



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PPGEA - PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL



LEANDRA FATORELLI

Proposta de Avaliação de Risco Ecológico para Contaminações de Petróleo e Derivados –
Estudo de Caso.

Florianópolis
2005

LEANDRA FATORELLI

Proposta de Avaliação de Risco Ecológico para Contaminações de Petróleo e Derivados –
Estudo de Caso.

Dissertação apresentada para o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Ambiental, UFSC como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador:

Profº Dr. Henry Xavier Corseuil

Florianópolis

2005

Ao Tico, meus pais e irmãos pelo
amor, amizade, compreensão e
confiança.

Agradeço ao Tico, meus pais e irmãos pelo amor, pelos constantes incentivo e força e pelo colo quando eu chegava em casa morrendo de saudades;

Às amigas Cris, Silvia pelo companheirismo nos estudos, amizade, “fofocas” e risadas, muito importantes nestes dois anos.

Ao professor Henry pela orientação e sugestões que contribuíram de maneira imensurável para a realização deste trabalho;

À todos os amigos do REMAS, principalmente o Márcio, Carlos, a Helen e a Deise que aturaram minhas brincadeiras, estresse e falatórios no laboratório.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro por meio da concessão de bolsa de estudo.

À PETROBRAS pela disponibilidade dos dados que possibilitaram a realização deste trabalho.

"A terra não pertence ao homem; é o homem que pertence à terra. Disto temos certeza. Todas as coisas estão interligadas, como o sangue que une uma família. Tudo está relacionado entre si. O que fere a terra fere também os filhos da terra. Não foi o homem que teceu a trama da vida: ele é meramente um fio da mesma. Tudo o que ele fizer à trama, a si próprio fará".

Trecho da carta do Cacique Seattle ao Presidente dos EUA em 1855.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE TABELAS	vii
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	15
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1 CONTAMINAÇÃO E POLUIÇÃO AMBIENTAL POR PETRÓLEO	16
3.1.1 Efeitos tóxicos a biota devido a contaminação por petróleo	17
3.2 HIDROCARBONETOS DE PETRÓLEO	18
3.2.1 Migração e destino dos hidrocarbonetos no meio ambiente	19
3.2.2 Comportamento dos hidrocarbonetos na água subterrânea	20
3.2.3 Comportamento dos hidrocarbonetos na água superficial	23
3.3 MODELOS MATEMÁTICOS	25
3.4 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL	26
4 METODOLOGIA	29
4.1 AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO POR CONTAMINAÇÕES DE PETRÓLEO	29
4.1.1 Identificação do perigo e coleta de dados.	30
4.1.2 Avaliação da exposição	31
4.1.3 Avaliação dos efeitos ecológicos	33
4.1.4 Caracterização do Risco	35
4.2 DEFINIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	38
4.3 MODELO ARAMS 1.2.2 DE AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO	39
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
5.1 IDENTIFICAÇÃO DO PERIGO E COLETA DE DADOS	42
5.1.1 Histórico de utilização da área e do uso do petróleo	42
5.1.2 Localização da Estação Intermediária de Guaratuba	43
5.1.3 Caracterização da área da Estação Intermediária de Guaratuba e do entorno	43
5.1.4 Caracterização ambiental da área de estudo	45

5.1.5 Caracterização do manguezal	46
5.1.6 Caracterização da contaminação	49
5.1.7 Identificação dos estressores	49
5.1.8 Caracterização dos estressores	50
5.1.9 Toxicidade geral	54
5.1.10 Caracterização do cenário de contaminação	57
5.2 AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO	60
5.2.1 Descrição da fonte de contaminação	60
5.2.2 Quantificação do contaminante	61
5.2.3 Migração e destino do contaminante	61
5.2.4 Determinação do receptor-alvo	62
5.2.5 Determinação das rotas de exposição completa	63
5.2.6 Modelo conceitual	65
5.3 AVALIAÇÃO DOS EFEITOS ECOLÓGICOS	68
5.3.1 Testes toxicológicos	68
5.3.2 Modelo ARAMS 1.2.2	69
5.4 CARACTERIZAÇÃO DO RISCO	72
5.4.1 Estimativa do risco	72
5.4.2 Descrição do risco	74
5.4.3 Incertezas	76
6 CONCLUSÃO	78
7 RECOMENDAÇÕES	80
GLOSSÁRIO	82
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93
ANEXOS	96

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Processos de transporte e transformação do petróleo em água subterrânea. 23
- Figura 2: Processos de transporte e perda de petróleo quando lançado em água superficial. 25
- Figura 3: Localização da Estação Intermediária de Guaratuba. Fonte: UFSC 2004. 39
- Figura 4: Tela principal do FRAMES. À esquerda encontra-se o menu principal com os ícones para a construção do cenário de contaminação e à direita esquema de um cenário de contaminação completo. 41
- Figura 5: Mapa de zoneamento do município de Bertioga. Na zona 4 encontra-se a EIG como apresentado em destaque: a. Na foto da estação está evidenciado a presença de um córrego localizado a noroeste da EIG. b. Localização do rio Itaguapé que encontra-se a aproximadamente a 1 km da estação. 44
- Figura 6: Foto aérea mostrando a EIG, em vermelho, e o manguezal próximo à Estação. 47
- Figura 7: Mapa potenciométrico na área da Estação Intermediária de Guaratuba. As setas indicam as principais direções do fluxo da água subterrânea. 59
- Figura 8: Cenário criado para a realização da avaliação de risco ecológico para a EIG utilizando o modelo ARAMS 1.2.2. 70
- Figura 9: gráfico gerado pelo ARAMS 1.2.2 como resultado de uma avaliação de risco ecológico. 73
- Figura 10: Janela de entrada de dados do modelo do contaminante. Na guia *constituente de interesse* pode-se selecionar o composto de interesse. Na guia *propriedades do constituinte* encontram-se todas as propriedades do contaminante que são importantes dados de entrada para determinar o transporte e destino do contaminante e os efeitos na biota. 98
- Figura 11: Janela de interface do módulo WCF – Surface Water. Os dados de entrada requeridos são a concentração do contaminante encontrada no corpo de água superficial e o tempo. 99
- Figura 12: Tela dos dados de entrada para o modelo Organismo Selecionado. Ela apresenta uma lista de organismos com o nome científico, o nome popular, o número taxonômico e dispõem de informações taxonômicas e fotos. 100

Figura 13: Tela de dados toxicológicos do modelo Parâmetros toxicológicos. Uma lista com os dados ecotoxicológicos está disponível apresentando o contaminante selecionado, a espécie selecionada, as medidas de efeito, os efeitos a concentração efetiva, dentre outros dados. 101

Figura 14: Janela de interface do modelo efeitos ecológicos. Os dados de entrada requeridos são o tempo da duração da exposição aguda, a concentração limite e duração da exposição crônica e a concentração experimentada pelo receptor. 102

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais parâmetros físico-químicos que influenciam o destino e o transporte do benzeno e do benzo(a)pireno no ambiente. 54

Tabela 2: Valores do quociente de risco calculados para todos os receptores-alvo selecionados para a avaliação de risco para a EIG. 74

RESUMO

O crescente número de contaminações ambientais por produtos químicos levou a criação de uma metodologia capaz de alocar os recursos destinados à remediação e de alcançar níveis permitidos de concentrações de produtos químicos no meio ambiente. Esta metodologia chama-se análise de risco ambiental e é composta pela avaliação e pelo gerenciamento de risco ao meio ambiente. A avaliação de risco permite estimar os riscos causados por um contaminante a partir dos resultados de seus componentes: identificação do perigo, avaliação da exposição e da toxicidade, e caracterização do risco. Esta metodologia, que a priori era aplicada somente para a saúde humana, foi modificada e adaptada para a avaliação de risco ecológico. O objetivo deste trabalho foi propor uma metodologia simplificada de avaliação de risco ecológico para áreas impactadas por derramamento de petróleo e seus derivados, aplicá-la, por meio de um estudo de caso, para a Estação Intermediária de Guaratuba (EIG), testar o uso do modelo computacional ARAMS 1.2.2 de avaliação de risco ecológico e estimar o risco a partir de duas técnicas: o quociente de risco e o modelo ARAMS 1.2.2. A metodologia de avaliação de risco para petróleo e derivados proposta foi uma adaptação de três metodologias: da USEPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), da NEPC (Conselho de Proteção Ambiental Nacional da Nova Zelândia) e da UNEP/IPCS (Programa Ambiental das Nações Unidas/ Programa Internacional de Segurança Química). Os resultados indicaram que o benzeno não oferece risco ecológico a nenhum receptor-alvo selecionado e a concentração de benzo(a)pireno detectada na EIG oferece risco para a população de algas verdes mas não para as populações de moluscos bivalves, camarões e peixes. Concluiu-se que a metodologia proposta é eficaz e permite sua aplicação em casos reais de contaminação, porém sua aplicação não fora totalmente satisfatória devido a ausência de informações da área de estudo ou dos efeitos tóxicos do petróleo. O uso do modelo ARAMS 1.2.2 ainda não é recomendável devido a incongruências dos gráficos gerados como resultado.

ABSTRACT

The growing number of environmental contaminations by chemicals led to the creation of a methodology capable of allocating the resources destined to remediation and reaching the levels allowed for chemical concentrations in the environment. This methodology is called environmental risk analysis and includes both environmental risk assessment and management. The risk assessment allows estimating the risks caused by a contaminant from the results of its components: hazard identification, exposure and toxicity assessment, and risk characterization. This methodology, initially only applied to human health, was modified and adapted to ecological risk assessment. This work aimed at proposing a simplified methodology for ecological risk assessment of impacted sites by petroleum hydrocarbon releases, applying it by means of a case study in the area of the Estação Intermediária de Guaratuba, São Paulo – Brazil, testing the use of the computational model ARAMS 1.2.2 of Ecological Risk Assessment and estimating ecological risk by using two techniques: hazard quotient and the model ARAMS 1.2.2. The methodology for ecological risk assessment of impacted sites by petroleum hydrocarbon releases was an adaptation of three methodologies: from USEPA (United States Environmental Protection Agency), from NEPC (New Zealand National Environment Protection Council) and from UNEP/IPCS (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME/INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY). The results indicated benzene does not offer ecological risk for endpoints, and benze(a)pyrene concentration detected in the Estação Intermediária de Guaratuba poses risk for the green seaweed population but it does not offer risk for clams, shrimps and fish population. As conclusion, the the simplified methodology proposed is an efficient alternative for carrying out the ecological risk assessment of petroleum contaminations. The application of this methodology for the Estação Intermediária de Guaratuba proved not to be totally satisfactory, because there are not informations enough about the mangrove area and the oil effects in animals and plants. The use of the model ARAMS 1.2.2 is not yet recommendable because there is some incoherence from graphics results.

1 INTRODUÇÃO

Um grande número de compostos químicos é usado em ampla escala no mundo. Na década de 80, o total de compostos, incluindo pesticidas, fármacos, aditivos alimentares e outros, chegou a 60.000 e cerca de 50 a 100 novos compostos eram criados anualmente. Uma grande quantidade dessas substâncias ainda é lançada no ambiente todos os dias. Em países mais industrializados, essa quantidade chega à mesma ordem de magnitude da produção primária dos vegetais (300 g de matéria orgânica por metro quadrado por ano) (BACCI, 1993).

Na década de 80 viu-se a ampla utilização dos impactos ambientais como justificativa para nortear as decisões regulamentárias e políticas de proteção ao meio ambiente. A partir da necessidade de uma ferramenta para avaliação de impactos ambientais que alicerçasse as leis de proteção ambiental, surgiu nos Estados Unidos a metodologia de análise de risco humano. Seu objetivo é avaliar a probabilidade da ocorrência de efeitos adversos à saúde humana devido a exposição a um ou mais estressores ambientais por um determinado período de tempo e gerenciar o risco de modo a mitigá-lo até alcançar os padrões legais permitidos. Esse processo é dividido em duas etapas: a avaliação de risco e o gerenciamento de risco. A avaliação de risco é um processo utilizado para avaliar e organizar dados, informações, suposições e incertezas para ajudar a entender e prever as relações entre estressores e efeitos. O uso da avaliação de risco à saúde humana como ferramenta no processo de tomada de decisão ambiental tornou-se muito importante nas últimas duas décadas, pois permite uma melhor distribuição dos recursos destinados à remediação (USEPA, 1998, USEPA, 2002a).

Em 1989 a United States Environmental Protection Agency (USEPA) promoveu uma série de colóquios para identificar e discutir assuntos significativos para a promoção da avaliação de risco ecológico (ARE). A partir destes trabalhos e a partir de discussões da ARE em encontros de organizações profissionais e publicações em artigos e livros, a agência ambiental estadunidense começou a produzir seqüencialmente, guias de avaliação de risco ecológico, começando com termos básicos e conceitos. O primeiro trabalho desenvolvido foi “Estrutura da Avaliação de Risco Ecológico”, em 1992, que propunha princípios e terminologias para o processo da ARE. Desde então a EPA tem recebido sugestões para a elaboração de um guia estrutural para a ARE e promoveu uma compilação de materiais desenvolvidos sobre o assunto, incluindo casos de estudo

de ARE (USEPA, 1996). O último deles foi publicado em 1998 e intitula-se “Guia para Avaliação de Risco Ecológico”. Este guia descreve de maneira clara as etapas do processo da avaliação de risco ecológico: formulação do problema, fase de análise e caracterização do risco. Na condução da avaliação de risco ecológico, esse guia tornou-se um documento chave para muitos gerenciadores de risco e para trabalhos acadêmicos. A partir desta publicação, despertou-se a necessidade da realização deste processo não só para o ser humano, mas para os demais seres vivos, devido principalmente ao fato de os efeitos dos contaminantes para o ser humano serem diferentes daqueles apresentados para a flora e fauna e pelo fato de que a avaliação de risco ecológico não ter como fim a avaliação dos efeitos adversos para os indivíduos e sim a avaliação destes efeitos para níveis maiores de organização como comunidades e ecossistemas, levando em consideração as relações dos componentes das comunidades com o ambiente e entre si.

No Brasil a avaliação de risco ecológico ainda não é utilizada como ferramenta para o cumprimento das leis ambientais ou como norteadora das tomadas de decisões de proteção ambiental e sua metodologia própria ainda não está bem definida e amadurecida. Quando há a necessidade da aplicação da avaliação de risco à saúde humana, utiliza-se ou a metodologia estadunidense ou a metodologia holandesa. (PEDROSO et al., 2002). O Estado de São Paulo, por meio de seu órgão ambiental estadual, a CETESB, estabelece uma lista de valores orientadores para solos e águas subterrâneas. Esta lista é composta por valores de referência, alerta e intervenção. A partir deste ano, a CETESB implementou o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas no qual contempla um capítulo denominado "Avaliação de Risco à Saúde Humana". A metodologia utilizada pela CETESB é baseada na metodologia de avaliação de risco da EPA. (CETESB, 2001)

Atualmente, em países onde a ARE já é bastante utilizada, são realizados trabalhos para o desenvolvimento e refinamento de metodologias de avaliação de risco ecológico e para a sua adaptação regional com o objetivo de produzir literatura relevante e disponibilizar uma quantidade substancial de dados ecotoxicológicos que sustentem a análise de risco. Muitas aproximações são utilizadas na ARE, como a modelagem ecológica, testes toxicológicos, os biomarcadores e os bioindicadores de exposição ambiental. Todos ainda são pouco utilizados e estudados, mas são ótimas ferramentas para a condução da avaliação de risco. Para a realização de uma avaliação de risco ecológico mais realista e confiável, muitos ecologistas recomendam a

integração entre o uso dos modelos ecológicos e a toxicologia com o objetivo de avaliar os riscos para populações ou para níveis ecológicos de organização maiores e alcançar maior relevância (PASTOROK, 2003). Outro avanço nesta área é integração da avaliação de risco ecológico à avaliação de risco à saúde humana (ROSS & BIRNBAUM 2003).

Muitos terminais e dutos de petróleo podem ser encontrados em várias regiões no litoral do Brasil. Derramamentos ocorridos nestas unidades podem alcançar e contaminar os manguezais. No Brasil existem cerca de 25 mil quilômetros quadrados de florestas de mangue, que representam mais de 12% dos manguezais do mundo inteiro. Este ecossistema estende-se desde o Amapá e percorrem praticamente todo o litoral até Laguna em Santa Catarina. Os manguezais são ecossistemas de grande importância para o equilíbrio ecológico, pois servem como refúgio natural para reprodução e desenvolvimento (berçário) de muitas espécies de animais e plantas, assim como área para alimentação e proteção para crustáceos, moluscos, peixes de interesse comercial, aves e mamíferos. Além dessas funções, os manguezais ainda contribuem para a sobrevivência de aves, répteis e mamíferos, muitos deles integrados às listas de espécies ameaçadas de extinção. O manguezal é uma área de preservação permanente, com restrições de uso descritas na Constituição Federal (1988), na resolução CONAMA 004/85 e nas Leis 6981/84 e 4771/65. Mesmo protegido por lei, distúrbios antrópicos são muito comuns neste ecossistema. Esses distúrbios podem levar ao desequilíbrio das relações das espécies do mangue entre si e com o ambiente, e a perda de populações inteiras de fauna e flora.

Visto a localização dos terminais de petróleo junto a ambientes naturais e as possíveis contaminações ambientais ocasionadas nestes terminais, a avaliação de risco pode ser uma ferramenta importante para prever os efeitos negativos destas contaminações ao meio ambiente e auxiliar na escolha de medidas mitigadoras.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é propor uma metodologia simplificada de avaliação de risco ecológico para áreas impactadas por derramamento de petróleo e seus derivados, para demonstrar, assim, a importância deste processo na preservação das propriedades dos ecossistemas. Esta metodologia de avaliação de risco será descrita no item 4 METODOLOGIA do presente trabalho.

Os objetivos específicos são:

- aplicar a metodologia proposta na Estação Intermediária de Guaratuba. O estudo de caso será utilizado para ilustrar e representar da melhor maneira possível a avaliação de risco ecológico. Este estudo de caso é apresentado como item 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.

- testar o uso do modelo ARAMS 1.2.2 para avaliação de risco ecológico

- comparar duas técnicas de estimativa do risco, o quociente de risco e o modelo computacional ARAMS 1.2.2.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 CONTAMINAÇÃO E POLUIÇÃO AMBIENTAL POR PETRÓLEO

Contaminação é definida como uma ação humana capaz de modificar as propriedades das condições ambientais ou a disponibilidade e a qualidade dos recursos naturais numa determinada área, durante um intervalo de tempo. É essencial a percepção de que a contaminação por si só já é um prejuízo ambiental. Conseqüentemente, todas as ações deveriam ser direcionadas, sempre que possível, para prevenir ou pelo menos minimizar a contaminação (BACCI, 1994). Contudo, a poluição ambiental ocorre apenas quando uma contaminação produz danos negativos a organismos, populações ou comunidades biológicas e ao ser humano (BACCI, 1994).

A poluição química já era considerada um problema grave para muitas agências e órgãos ambientais há mais de vinte anos e hoje se apresenta como tema de preocupação global.

A contaminação do meio ambiente por petróleo e seus derivados tem diversas origens. O potencial de derramamento e contaminação existe em todas as fases do processo produtivo, na exploração do petróleo, no refinamento, no transporte e na estocagem do produto cru ou dos subprodutos. A exploração expressiva do petróleo deu-se a partir século XIX devido à invenção dos motores a gasolina e a diesel, subprodutos do petróleo. Mais recentemente, o petróleo também foi incorporado como matéria-prima, pela indústria, para a fabricação de plásticos, borrachas sintéticas, tintas, corantes, adesivos, solventes, detergentes, explosivos, cosméticos e outros. Portanto, o petróleo é a matéria prima para as duas indústrias mais rentáveis do século XX, a automobilística e a petroquímica, fato que requereu uma maior produção do produto, e conseqüentemente aumentou os acidentes e derramamentos do petróleo no meio ambiente.

Os acidentes mais devastadores compreendendo o petróleo ocorrem no mar. O mais expressivo destes foi o vazamento do navio Atlantic Express, em 1979, quando foram derramadas no mar 257 mil toneladas de petróleo. Apesar da forte disseminação de informações sobre os derramamentos de petróleo no mar, há um grande número de vazamento de tanques e dutos que podem comprometer a qualidade dos solos, dos aquíferos subterrâneos e das águas superficiais continentais.

O desenvolvimento de estratégias de prevenção e controle dos riscos ambientais na indústria petroquímica ainda é limitado e as legislações brasileiras referentes à poluição química são muitas gerais. Muitas das regulamentações ambientais foram importadas e incorporadas às condições locais, sem, às vezes serem relevantes ou adaptáveis à nossa situação.

3.1.1 Efeitos tóxicos a biota devido a contaminação por petróleo

Quando o petróleo puro contamina as águas superficiais, a biota que habita este meio pode sofrer efeitos tóxicos que podem levar a morte. A mancha de óleo formada na superfície da água obstrui a penetração da luz do sol, evitando a captação desta pelas algas e levando a redução da taxa fotossintética. As aves que flutuam na superfície da água podem ficar embebidas no petróleo cru presente na superfície da água. Como elas mantêm-se aquecidas através de suas penas, a aderência do óleo às penas leva a hipotermia e as aves geralmente morrem. Como as aves têm o hábito de limpar suas penas com o bico, elas podem ingerir o petróleo, causando intoxicação que pode provocar doenças sistêmicas e a morte.

Animais como as focas, leões marinhos, as tartarugas marinhas, as baleias e os golfinhos podem entrar em contato com petróleo quando sobem para a superfície para respirar. O petróleo pode aderir a superfície corpórea destes animais, irritando seus olhos e pele, intoxicando-os pela inspiração de vapores. Animais como lontras e lobos-marinhos mantêm-se aquecidos por uma densa cobertura de pêlos. Quando uma lontra ou um lobo marinho fica embebido no petróleo, o aquecimento do animal cessa e ele pode morrer de hipotermia. As focas, leões marinhos, os pingüins e outras aves marinhas podem estar em risco porque suas áreas de descanso, de nidificação ou de cuidado da prole, geralmente nas praias, podem ser afetadas pelo petróleo derramado no mar.

O derramamento de óleo também pode afetar criaturas que vivem abaixo da superfície. Uma pequena porcentagem do óleo dispersar-se-á naturalmente ao longo da coluna d'água. A dispersão pode afetar os organismos que vivem na coluna d'água como peixes, águas vivas, moluscos e o plâncton. O óleo pode entrar pelas guelras afetando a respiração e causando efeitos tóxicos que podem levar a morte destes animais.

Os componentes do petróleo solubilizados na água superficial e subterrânea podem causar efeitos adversos à biota que entra em contato com estes produtos. Dentre estes efeitos os mais significantes são: mutagenicidade e genotoxicidade que podem levar a formação de tumores em múltiplos órgãos, problemas no desenvolvimento de jovens, distúrbios nos sistemas nervoso, imunológico e reprodutor.

3.2 HIDROCARBONETOS DE PETRÓLEO

O petróleo é formado a partir da decomposição de plantas e animais marinhos, sendo resultado da transformação destes por meio das mudanças de calor e pressão sob a superfície da terra. Ele é uma mistura líquida complexa de muitas substâncias diferentes, mas a grande maioria é hidrogênio e carbono (93% a 99%), na taxa de 2:1 aproximadamente. Esses elementos formam os hidrocarbonetos, que são a *espinha dorsal* do petróleo. Uma quantidade muito pequena (1% a 7%) de outros elementos como enxofre, nitrogênio e oxigênio é encontrada no petróleo, assim como baixas concentrações de compostos orgânicos metálicos, principalmente níquel e vanádio (PEDROZO, 2002; API, 2001).

Os hidrocarbonetos são compostos orgânicos constituídos de moléculas formadas por carbono e hidrogênio, dispostas sob diferentes configurações estruturais (PEDROZO, 2002).

Os hidrocarbonetos de petróleo podem ser divididos em duas classes de químicos, os saturados, também conhecidos como alcanos ou parafinas; e os insaturados, representados pelos hidrocarbonetos aromáticos.

Dentre os componentes do petróleo, os hidrocarbonetos aromáticos destacam-se por apresentarem maior potencial de migração e por apresentarem maior capacidade de produzir impactos ambientais. Estes hidrocarbonetos são caracterizados pela presença de estruturas cíclicas e podem ser subdivididos em:

✓ Hidrocarbonetos monocíclicos aromáticos (HMAs): São hidrocarbonetos que possuem uma única estrutura cíclica insaturada. Os HMA mais significantes no petróleo incluem o benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno, comumente representados pelo acrônimo BTEX.

✓ Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs): são os hidrocarbonetos que possuem mais de uma estrutura cíclica insaturada. (ATSDR, 1995). Os HPAs são formados durante a

combustão incompleta de carvão, óleo, gás, madeira ou outras substâncias orgânicas como, por exemplo, o tabaco. Há mais de 100 diferentes compostos HPAs, e eles geralmente ocorrem como misturas complexas e não como um simples composto. Os HPAs ocorrem naturalmente, mas também podem ser sintetizados para propósitos científicos e comerciais. Os HPAs podem ser sólidos incolores, brancos ou verde-amarelados e podem apresentar um odor fraco e agradável. No meio ambiente eles podem ser encontrados no ar, no solo e na água (ATSDR, 1995). Embora os efeitos na saúde humana de HPAs individuais não sejam exatamente os mesmos, os seguintes compostos são considerados como um grupo com perfil semelhante:

Acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, benzo(e)pireno, benzo(b)fluoranteno, benzo(g,h,i)pirileno, benzo(j)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, crizeno, dibenzo(a,h)antraceno, fenantreno, fluoranteno, fluoreno, indeno(1,2,3-c,d)pireno, naftaleno e pireno (ATSDR, 1995).

Esses 17 HPAs foram incluídos nesse perfil por que (1) há uma maior disponibilidade de informações destes que de outros compostos; (2) eles são suspeitos de serem mais perigosos que os outros HPAs e exibem efeitos nocivos que são representativos dos HPAs; (3) há uma grande chance de exposição a estes HPAs que aos outros. (ATSDR, 1995).

3.2.1 Migração e destino dos hidrocarbonetos no meio ambiente

O destino e a migração dos contaminantes no ambiente é controlado pelas propriedades físicas e químicas do composto e pela natureza do meio físico através do qual o composto migra. A análise das propriedades físico-químicas é de extrema importância para a avaliação de risco ecológico, pois essas determinam o movimento, a separação e o destino dos hidrocarbonetos de petróleo no meio ambiente. As propriedades dos compostos químicos mais importantes que influenciam seus comportamentos químico, físico e ambiental são:

- Solubilidade aquosa: refere-se ao limite superior da concentração de uma substância que se dissolve numa dada quantidade de água pura em uma determinada temperatura. Situações de concentração aquosa com excesso de solubilidade pode indicar ligação aos sedimentos, a presença de químicos solúveis, etc.

- Volatilidade: Determina o movimento do composto para o ar. É determinada pela constante de Henry e pela pressão de vapor. Compostos com altos valores destes dois parâmetros tendem a volatilizarem quando lançados no meio ambiente e permanecerem em estado de vapor quando presentes no ar.

- K_{OW} : é o coeficiente de partição de um composto químico entre a água e o octanol, em equilíbrio. Quanto mais elevado o K_{OW} maior é a possibilidade do composto sofrer partição para o octanol do que permanecer na água. O octanol é utilizado como substituto dos lipídios e é aplicado para avaliar o coeficiente de partição lipídio/água para prever a bioconcentração de um composto químico em organismos aquáticos. O K_{OW} é uma medida de hidrofobicidade e para os compostos orgânicos, o valor de $\log K_{OW}$ varia entre -3 e 7. Um composto pode ser considerado hidrofóbico quando o valor de $\log K_{OW}$ for maior que três.

- K_{OC} : é o coeficiente de partição do carbono orgânico. Dá a medida da extensão da partição da substância química entre o carbono orgânico e a água, em condições de equilíbrio. Altos valores de K_{OC} demonstram maior sorção do composto no solo ou no sedimento.

- K_D : é o coeficiente de partição entre o solo ou o sedimento e a água. É a razão da concentração de um composto químico na fase sólida e da solução, em equilíbrio, e é igual a $K_{OC} \times f_{OC}$. (Ministry of Environment, 1999a). Quanto mais elevado o valor de K_D , maior a possibilidade do composto químico ligar-se ao solo ou ao sedimento em relação à possibilidade de manter-se na água.

3.2.2 Comportamento dos hidrocarbonetos na água subterrânea

O conhecimento dos meios de migração e transformação dos hidrocarbonetos dentro da água subterrânea é importante para a avaliação dos processos de transporte e destino dos contaminantes. A migração destes compostos na água subterrânea é governada por processos que os dispersam no meio e por processos que retardam seu movimento no aquífero, ocasionando mudanças na forma e no tamanho da pluma de contaminação. Os principais processos que afetam os hidrocarbonetos num sistema hidrológico incluem o transporte, que é composto pelos mecanismos de advecção, dispersão mecânica, difusão molecular e sorção, a transformação física (volatilização), a transformação química (hidrólise, oxidação e redução), a transformação biológica (biodegradação) e a acumulação em um ou mais meios, incluindo o meio receptor.

Esses processos dependem de características locais tais como permeabilidade, estratigrafia dos terrenos, capacidade de troca catiônica do solo (CTC), potencial de hidrogênio (pH), textura do solo, velocidade do fluxo, entre outros. A seguir são descritos os principais processos de transporte dos hidrocarbonetos em água subterrânea e na figura 1 estão representados os processos de transporte e transformação do petróleo:

▼ Sorção: é um processo que envolve a aderência de um contaminante dissolvido com compostos orgânicos (carbono orgânico) e compostos inorgânicos (minerais encontrados na argila) à matriz de um aquífero. A sorção afeta a migração de compostos químicos na água, pois os compostos relativamente hidrofóbicos são sorvidos pelo carbono orgânico ou por minerais de argila, fazendo-os moverem-se mais lentamente que o fluxo da água subterrânea. (FETTER, 1994, Ministry for the Environment, 1999, WIEDEMEIER, 1999, UFSC, 2002).

▼ Adveção: é o principal mecanismo que controla a migração de contaminantes na subsuperfície. É o mecanismo de transporte de constituintes químicos juntamente com movimento da água subterrânea, na velocidade intersticial do meio poroso. Ela é dependente do material geológico, porosidade efetiva, gradiente hidráulico, das taxas de fluxo da água subterrânea e principalmente, da condutividade hidráulica (FETTER, 1994, Ministry for the Environment, 1999, WIEDEMEIER, 1999, UFSC, 2002).

▼ Dispersão Hidrodinâmica: a dispersão hidrodinâmica é um processo importante na diluição de contaminantes dissolvidos em água subterrânea. A dispersão hidrodinâmica é o processo pelo qual uma pluma de contaminante espalha-se em direções que são longitudinais e transversais à direção da migração da pluma. A dispersão hidrodinâmica é composta por dois constituintes: dispersão mecânica e difusão molecular.

- Dispersão mecânica: a dispersão mecânica possui dois componentes: dispersão longitudinal e dispersão transversal (horizontal e vertical). A dispersão longitudinal é o espalhamento de um soluto numa direção paralela à direção do fluxo da água subterrânea. A dispersão transversal é o espalhamento de um soluto em direções perpendiculares à direção do fluxo de água subterrânea. O resultado geral da dispersão é o espalhamento e mistura da pluma do contaminante com a água subterrânea não-contaminada (FETTER, 1994, WIEDEMEIER, 1999, UFSC, 2002).

- Difusão molecular: É o processo pelo qual os gradientes de concentração fazem os constituintes moleculares ou iônicos migrarem de zonas mais concentradas para zonas de concentrações menores, resultando num espalhamento do contaminante (FETTER, 1994, Ministry for the Environment, 1999, WIEDEMEIER, 1999, UFSC, 2002).

▼ Volatilização: ocorre quando um composto passa da fase aquosa na água subterrânea para a fase de vapor no solo. Os compostos são transportados da pluma da água subterrânea solúvel, através da franja capilar, para a zona vadosa em forma de gás. O processo de volatilização pode ser significativo, pois permite a migração do contaminante para áreas oxigenadas, onde pode ocorrer o processo de biodegradação. (Ministry for the Environment, 1999, WIEDEMEIER, 1999, UFSC, 2002).

▼ Degradação química: Através de transformações abióticas, devido a ocorrência natural de reações químicas, a pluma de contaminação pode sofrer atenuação por processos de oxidação, redução ou hidrólise (Ministry for the Environment, 1999).

▼ Biodegradação: O processo biológico que resulta na degradação dos hidrocarbonetos de petróleo pode ter efeitos significantes nesses contaminantes. Os microrganismos da subsuperfície estão geralmente presentes sob a forma de biofilme fixo na superfície do material geológico e, na maioria das circunstâncias, eles podem utilizar carbono e energia dos poluentes químicos orgânicos como fonte de nutrição. Na biodegradação os hidrocarbonetos de petróleo dissolvidos na água são transformados em dióxido de carbono, metano e água, resultando na redução da sua concentração e massa (Ministry for the Environment, 1999, UFSC, 2002).

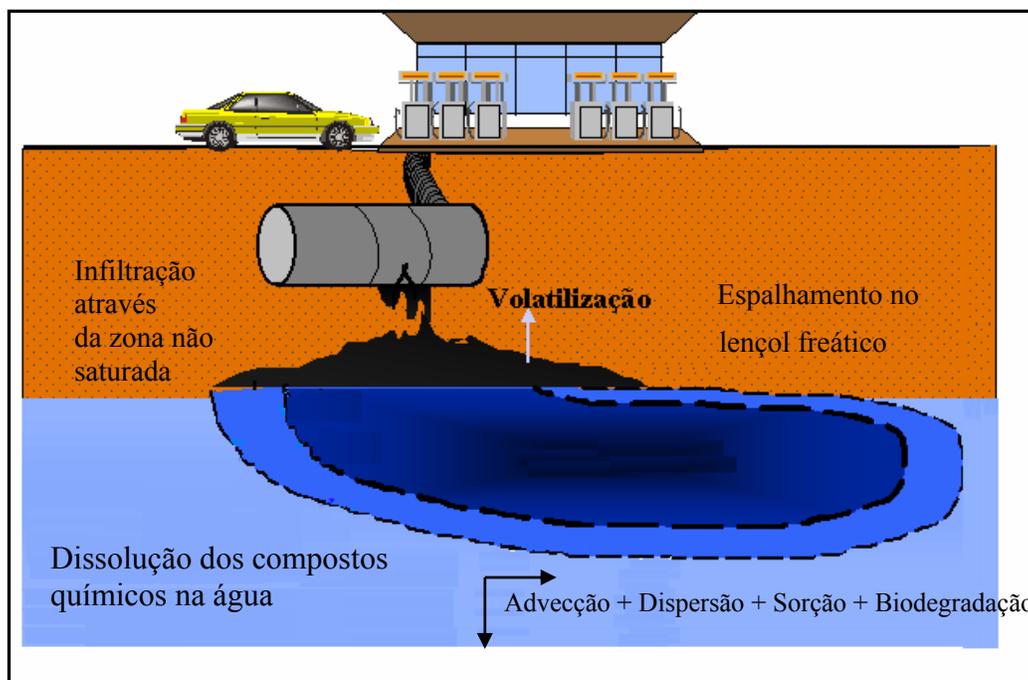


Figura 1: Processos de transporte e transformação do petróleo em água subterrânea.

3.2.3 Comportamento dos hidrocarbonetos na água superficial

Quando há um derramamento de petróleo em águas superficiais, o óleo, por ser menos denso que a água, flutua na superfície. O comportamento do petróleo nas águas superficiais é governado pelos processos descritos a seguir e estão representados na figura 2 (TKALICH, 2004).

▼ Espalhamento: logo que o petróleo é lançado na água, ele espalha-se rapidamente para formar uma camada fina de óleo chamada mancha de óleo e estará sob a influência de ventos e correntes marítimas.

▼ Evaporação: Com o espalhamento, as frações leves do petróleo desaparecem da mancha de óleo rapidamente, através da evaporação. A perda de componentes voláteis causa um aumento na viscosidade e na densidade do óleo que permanece na superfície. A evaporação também causa mudanças nas propriedades do óleo como a precipitação das resinas, que alteram as propriedades do óleo, auxiliando na formação de emulsões.

▼ Emulsificação: É a mistura da água no óleo formando uma emulsão pesada e viscosa. Este processo aumenta a persistência do petróleo na água superficial e aumenta o volume da mancha de óleo.

▼ Dissolução: Alguns compostos aromáticos de baixo peso molecular (BTEX) dissolvem-se facilmente na coluna d'água. A perda do volume da mancha de óleo por dissolução é negligenciável, porém, as conseqüências ambientais da dissolução podem ser significantes e a presença destas substâncias em níveis tóxicos pode exercer efeitos adversos nos organismos que habitam a água superficial.

▼ Dispersão: É a conversão, pela ação de ondas e correntezas, do óleo em pequenas gotas que ficam retidas na coluna d'água. Logo após o derramamento, a dispersão atinge taxas relativamente altas, mas com o aumento da viscosidade devido a evaporação, essa taxa é reduzida a quase zero.

▼ Foto-oxidação: O petróleo, devido a sua coloração escura, pode absorver a radiação ultravioleta do sol, propiciando a foto-oxidação. Esse processo pode mudar significativamente a composição química do óleo e levar a alterações nas propriedades da emulsificação.

▼ Sedimentação: Se há uma quantidade suficiente de sedimento suspenso na coluna d'água, as gotas de óleo podem aderir ao sedimento.

▼ Biodegradação É o último destino da maioria dos componentes do petróleo. Os microrganismos existem em baixas concentrações na água superficial e biodegradam óleos que são liberados quando a flora e a fauna morrem e decompõem-se.

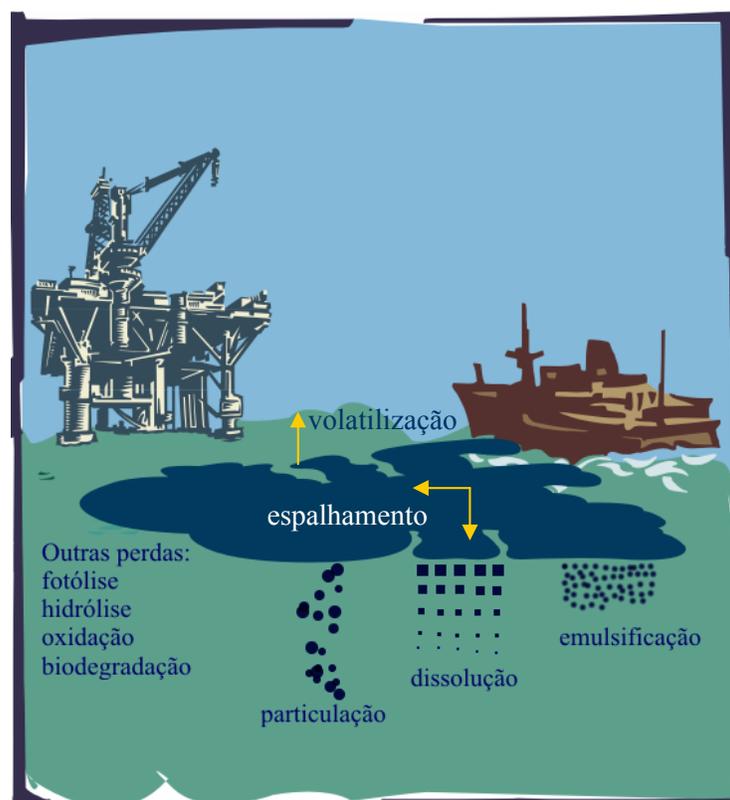


Figura 2: Processos de transporte e perda de petróleo quando lançado em água superficial.

3.3 MODELOS MATEMÁTICOS

Os modelos matemáticos podem simular o comportamento dos contaminantes no meio ambiente e os efeitos adversos na biota produzindo resultados em função da quantidade e qualidade dos dados de entrada obtidos em todas as fases da ARE. São ótimas ferramentas para serem incorporadas a ARE.

A utilização de modelos matemáticos ecológicos na análise de risco químico ainda é muito limitada. A principal razão é aparentemente devido a falta de conhecimento sobre seu uso por parte dos avaliadores de risco. Os modelos ecológicos poderiam aumentar muito o valor dos resultados da avaliação para a tomada de decisão pelo fornecimento de estimativas de risco para espécies-alvo relevantes. Muitos ecologistas recomendam uma integração entre o uso dos modelos ecológicos com a toxicologia para avaliar os riscos para populações ou para níveis ecológicos de organização maiores e alcançar maior relevância na análise de risco ecológico.

Como os modelos simplificam a realidade, eles podem omitir processos importantes de um sistema particular e não refletir todas as condições do mundo real.

3.4 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL

A partir de 1972, com a Reunião de Estocolmo que marcou a mobilização internacional em defesa do meio ambiente, a questão ambiental vem recebendo um tratamento legislativo mais específico no Brasil. Na legislação brasileira, alguns dispositivos vêm sendo adicionados desde então com a finalidade de aumentar a eficácia à proteção ambiental. Neste sentido temos, por exemplo, o decreto-lei 1.413, de 14 de Agosto de 1975 que impôs às indústrias instaladas ou a se instalarem no território Nacional a adoção de medidas, indicadas pelos órgãos governamentais competentes, para prevenir ou corrigir os inconvenientes e prejuízos causados pela poluição e contaminação do meio ambiente. Além da evolução legislativa no tocante ao meio ambiente, foram também criados órgãos de controle ambiental no âmbito Federal – IBAMA/IBDF e Estadual – FEEMA.

Com a edição da Lei 6.938/81, foi instituída a Política Nacional de Meio Ambiente com objetivo de preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia a vida. Esta lei representou um marco na legislação ambiental, pois além de reconhecer o meio ambiente com bem em si, consagrou a responsabilidade objetiva para apuração dos danos ambientais. Devido ao grande valor social do meio ambiente, a questão ambiental foi elevada ao patamar constitucional, incluindo no texto da carta magna (art. 225 da Constituição Federal de 1988) a garantia de um meio ambiente equilibrado, do seu uso comum e da qualidade de vida. Também instituiu ao poder público e à coletividade o dever de defender e preservar o meio ambiente para as gerações presentes e futuras. A lei 6.938/81 estabelece uma definição ampla para a poluição. Segundo este dispositivo, a poluição constitui "a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energias em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos".

Sobre a questão da poluição, verifica-se diversas leis que tangem tal assunto, por exemplo, a Lei 6.803/1980 dispõem sobre as diretrizes básicas para o zoneamento ambiental em áreas críticas de poluição, o Decreto-lei 1.413/1975 que se designa ao controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais e a Lei 9.605/1998 que trata de crimes ambientais. Esta última estabeleceu importantes inovações no campo da criminalização das ações lesivas ao meio ambiente estabelecendo sanções penais e administrativas para punir o poluidor.

Tendo em vista as constantes agressões ao meio ambiente marítimo, importantes Convenções Internacionais foram editadas desde a década de 60 com objetivo de controlar a poluição do mar; a **CLC/69**: Convenção Internacional sobre responsabilidade Civil em Danos Causados por Poluição por Óleo, de 1969; a **Marpol 73/78**: Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição Causada por Navios, concluída em Londres, em 2 de novembro de 1973, alterada pelo protocolo de 1978, concluído em Londres, em 17 de fevereiro de 1978 e emendas; a **OPRC/90**: Convenção Internacional sobre Preparo, Resposta e Cooperação em Caso de Poluição por Óleo, de 1990, todas estas ratificadas pelo Brasil. Em 28 de abril de 2000 foi editada, no Brasil, a Lei 9.966 para o tratamento desta questão. Foram estabelecidos neste dispositivo os princípios básicos a serem obedecidos na movimentação de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em portos organizados, instalações portuárias, plataformas e navios em águas sob jurisdição nacional, além de prever multas que podem alcançar o montante de R\$50.000.000,00 (cinquenta milhões de reais).

O CONAMA, por meio de sua resolução nº 273, de 29 de novembro de 2000, determinou que toda instalação e sistemas de armazenamento de derivados de petróleo e outros produtos combustíveis configuram-se como empreendimentos potencialmente ou parcialmente poluidores e geradores de acidentes ambientais, que os vazamentos de derivados de petróleo e outros combustíveis podem causar contaminação de corpos d'água subterrâneos e superficiais, do solo e do ar; que a ocorrência de vazamentos vem aumentando significativamente nos últimos anos em função da manutenção inadequada ou insuficiente, da obsolescência do sistema e equipamentos e da falta de treinamento de pessoal; e, considerando os riscos de incêndio e explosões, decorrentes desses vazamentos, principalmente, pelo fato de que parte desses estabelecimentos localiza-se em áreas densamente povoadas; a ausência e/ou uso inadequado de sistemas confiáveis para a detecção de vazamento; e, a insuficiência e ineficácia de capacidade de resposta frente a essas

ocorrências e, em alguns casos, a dificuldade de implementar as ações necessárias, resolveu que a localização, construção, instalação, modificação, ampliação e operação de postos revendedores, postos de abastecimento, instalações de sistemas retalhistas e postos flutuantes de combustíveis dependerão de prévio licenciamento do órgão ambiental competente, sem prejuízo de outras licença legalmente exigíveis.

4 METODOLOGIA

4.1 AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO POR CONTAMINAÇÕES DE PETRÓLEO

A metodologia de Avaliação de risco ecológico mais utilizada é a proposta pela USEPA (USEPA, 1998). Sua estrutura é composta por três fases: formulação do problema, fase de análise e caracterização do risco (USEPA, 1998). Essa estrutura foi derivada daquela para a avaliação de risco à saúde humana, porém foi adaptada para incorporar a diversidade da biota e a complexidade dos sistemas ecológicos. Devido às limitações da estrutura padrão, algumas estruturas alternativas foram adicionadas para atender às necessidades específicas da avaliação de risco ecológico (SUTER II, 1999). A ARE é mais complexa que a avaliação de risco à saúde humana porque deve considerar a variedade de receptores (plantas, animais, microrganismos, etc); os níveis de organização (indivíduo, população, comunidade e ecossistema); os tipos de respostas (mortalidade, reprodução, comportamento, processos do ecossistema e interações ecológicas) e as rotas de exposição (captação pelas raízes, hábitos cavícolas, ingestão do solo e transferência via cadeia alimentar).

A metodologia proposta para a avaliação de risco ecológico por contaminações de petróleo é baseada nos procedimentos utilizados pela USEPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), pela NEPC (Conselho de Proteção Ambiental Nacional) da Nova Zelândia e pela UNEP/IPCS (Programa Ambiental das Nações Unidas/ Programa Internacional de Segurança Química) da IOMC (Programa Inter-Organizacional para o Gerenciamento de Compostos Químicos). Os elementos que a compõem são semelhantes à avaliação de risco à saúde humana e esta semelhança permite também uma possível avaliação de risco integrada, que reúna a avaliação de risco ecológico e humano em uma única avaliação de risco, melhorando a habilidade de gerenciamento do planejamento, produção, uso e disposição do petróleo de uma maneira mais eficiente e segura. Os elementos estruturais da ARE proposta neste trabalho são:

- Identificação do Perigo e Coleta de dados
- Avaliação da exposição
- Avaliação dos efeitos ecológicos
- Caracterização do risco
- Estabelecimento e manutenção de um programa de monitoramento

4.1.1 Identificação do perigo e coleta de dados.

A fase de identificação do perigo é realizada a partir da coleção de dados sobre análises de amostras dos diversos compartimentos ambientais (solo, água, ar, sedimento) e sobre o contaminante para determinar a natureza e extensão da contaminação na área de estudo. A partir destes dados formula-se uma hipótese preliminar do perigo associado a cada composto e dos efeitos ecológicos, estipulando então qual o objetivo da ARE a ser realizada (USEPA, 1998, NEPC, 1999a). Os principais dados a serem coletados são listados a seguir:

▼ Contaminantes de interesse:

- identificação dos contaminantes presentes na área de estudo que podem causar efeitos adversos nos receptores. Esta identificação pode dar-se pela análise química dos compartimentos ambientais impactados ou pelas informações históricas específicas de contaminações na área de estudo.

- descrição do petróleo em termos do tipo e forma que entrou no ambiente, a maneira pela qual entrou, a quantia liberada, as características temporais e espaciais da liberação e o tratamento dado à área após a liberação.

- caracterização completa dos contaminantes quanto às suas propriedades físico-químicas, destino e transporte, degradação e persistência no meio ambiente.

▼ Histórico de utilização da área:

- Caracterização do uso passado, presente e futuro da área de estudo e do entorno, bem como a caracterização do uso do solo, da água subterrânea e superficial. A caracterização do uso do composto também deve ser relacionado e dados particularmente importantes para a avaliação de risco são a intensidade do uso, a duração e frequência de derramamentos e as suas dimensões.

▼ Caracterização completa da área de estudo e do entorno: Inclui-se a localização da área, os aspectos fisiográficos e climatológicos, a determinação das características geológicas e dos parâmetros geoquímicos e das características hidrológicas e hidroquímicas que fornecem informações sobre litologia, estratigrafia, distribuição granulométrica (areia x silte x argila), condutividade hidráulica do aquífero, rotas de fluxo preferenciais, áreas de recarga e descarga da água subterrânea, qualidade da água e do solo. É necessária a inclusão de informações sobre a

localização e caracterização dos corpos de água superficial presentes (NEPC, 1999a, BATES, 2000).

✓ Caracterização do ecossistema impactado ou potencialmente em risco: Os impactos ambientais afetam a flora e a fauna, componentes bióticos do ecossistema. Portanto é importante o conhecimento das propriedades dos membros constituintes do ecossistema para uma melhor avaliação dos efeitos causados pela exposição ao contaminante. A caracterização do ecossistema é realizada por meio da descrição da fauna e da flora que o habitam, dos tipos de comunidades presentes, e suas distribuições geográficas, e das espécies componentes de cada comunidade e demonstração da representatividade do ecossistema e do ambiente afetado. É muito importante a identificação de espécies em perigo ou ameaçadas de extinção. A descrição das espécies deve considerar características como exigências de reprodução e nidificação, ciclo de vida, alimentação e outras peculiaridades que sejam importantes para cada espécie.

4.1.2 Avaliação da exposição

Descreve o contato potencial ou atual dos estressores com os receptores. O principal objetivo da avaliação da exposição é quantificar a ocorrência e a disponibilidade dos estressores de interesse para os receptores dentro de um ecossistema. Baseia-se em dados sobre a fonte do estressor e sua distribuição no ambiente, as concentrações de exposição, a extensão e tipo de contato e as características dos receptores e do ecossistema. Os elementos-chave da avaliação da exposição são:

✓ Descrição da fonte de contaminação: É o local ou a ação que produz um estressor. É o primeiro componente da exposição e influencia onde e quando o estressor eventualmente será encontrado (BATES, 2000). A descrição deve conter a intensidade, a duração e a localização do lançamento do contaminante, e a extensão das fontes de contaminação. O compartimento ambiental que primeiro recebe este contaminante também deve ser identificado assim como a existência de outros compostos químicos na fonte que podem influenciar o transporte, a transformação e a biodisponibilidade do estressor de interesse.

✓ Quantificação do contaminante: determinação direta do limite (variação, extensão) da concentração ambiental a qual os receptores estão ou podem ser expostos ou, se possível, da dose de composto químico recebida pela biota

▼ Migração e destino do contaminante: Através dos resultados obtidos na fase de caracterização do contaminante e da área contaminada, pode-se determinar qual o compartimento ambiental onde o composto químico terá maior concentração, a mobilidade (transporte e destino) deste contaminante nos diversos compartimentos ambientais e o acúmulo nos tecidos dos organismos presentes neste ambiente.

▼ Determinação das espécies-alvo: Dois elementos são requeridos para definir-se uma espécie-alvo. O primeiro é a identificação de uma entidade ecológica específica que pode ser uma espécie, um grupo funcional de espécies, uma comunidade, um ecossistema ou um habitat específico que está exposto ao contaminante. O segundo é a característica da entidade escolhida que é mais importante para ser protegida e que está potencialmente em risco. É necessário definir o que é importante para a entidade definida (condições de alimentação, nidificação, reprodução, ciclagem de nutrientes, diversidade de determinada comunidade endêmica). Uma espécie-alvo só pode ser assim classificada quando identificado e definido a entidade e seu atributo.

▼ Identificação da rota de exposição completa: Descreve a extensão e o tipo de contato entre o estressor e o receptor (exposição). É a fase crítica da ARE e deve ser feita de forma cautelosa, pois se não há exposição, não há risco. Para estimar a exposição, três dimensões devem ser consideradas: a intensidade, o tempo e o espaço. A intensidade refere-se a quantidade de composto químico que entra em contato com o receptor por dia. A dimensão temporal diz respeito a duração e frequência da exposição. A última dimensão de exposição é a espacial, geralmente expressa em área.

Os receptores ecológicos são considerados mais sensíveis a compostos químicos que o homem porque estão mais expostos a áreas contaminadas. Eles geralmente passam toda a vida numa área em particular onde obtêm alimento, água e ar. Se este ambiente encontra-se contaminado, os receptores ecológicos provavelmente estarão expostos ao contaminante e à seus efeitos. As rotas de exposição para receptores ecológicos também diferem um pouco daquelas para a saúde humana. Além das rotas de contato dérmico, ingestão e inalação, também há as rotas de hábitos cavícolas e de limpeza, contato via epitélio respiratório, exposição direta e captação pelas raízes, estômatos ou cutículas. A exposição para a avaliação de risco ecológico geralmente é quantificada como sendo a concentração do composto no meio ambiente, com exceção da rota de

ingestão que utiliza aproximações que combinam as concentrações de contaminantes modeladas ou medidas com parâmetros para descrever a taxa de contato.

O objetivo final da fase de avaliação da exposição é a produção do modelo conceitual que identifica o estressor, descreve seu trajeto da fonte até o receptor, identifica o receptor, o ecossistema potencialmente em risco, descreve a intensidade, a extensão espacial e temporal do contato e os efeitos ecológicos que devem ser avaliados. O modelo conceitual deve assegurar que todas as informações necessárias para a caracterização do risco foram reunidas e avaliadas.

4.1.3 Avaliação dos efeitos ecológicos

A avaliação dos efeitos descreve os efeitos causados pelo estressor, conecta-os às espécies-alvo e avalia como esses efeitos variam de acordo com diferentes níveis do estressor. É realizada a partir de um exame crítico dos dados e do modelo escolhido. Esta fase procura fazer uma interação das concentrações dos contaminantes com os efeitos adversos aos receptores. Dados da literatura, estudos de campo, e testes de toxicidade fornecem a informação de “dose-resposta” – que significa quais concentrações do composto tóxico estão associadas a quais efeitos adversos. Uma vez identificados os efeitos de interesse, conduz-se uma análise da resposta ecológica. Dentro de um ecossistema, a tolerância a determinado composto varia de espécie para espécie e uma pesquisa bibliográfica pode fornecer informação sobre as espécies em estudo. Os estudos de laboratório podem fornecer dados úteis para a avaliação de risco ecológico, porém, as condições controladas utilizadas nestes estudos podem não refletir as respostas no ambiente e limitar a variedade de respostas dos receptores. Os estudos de campo oferecem evidências diretas sobre a inter-relação da contaminação e dos efeitos ecológicos. Este tipo de estudo representa a exposição e os efeitos de uma forma melhor que aquela gerada por testes de laboratório ou por modelos computacionais e matemáticos, porém sua execução despense muito tempo e um grande número de pessoas envolvidas, o que torna este procedimento dispendioso.

Esta etapa envolve a caracterização de possíveis efeitos adversos que podem estar associados com a exposição ao contaminante e a determinação dos níveis de exposição associados com o início dos efeitos adversos apreciáveis. O nível de exposição em que os efeitos adversos pode ocorrer é caracterizado pelo uso de fatores dose-resposta. Uma avaliação de toxicidade confiável depende da qualidade dos dados, da relevância dos organismos-alvo, dos parâmetros-

alvo e do realismo do estudo quando comparado ao ecossistema. Todos os dados coletados a cerca da toxicidade do composto são compilados e comparados. Geralmente encontra-se dados de toxicidade aguda e crônica do estressor para uma ou mais espécies, porém é comum não haver dados disponíveis para o organismo-alvo escolhido para a ARE para o composto químico de interesse.

A combinação da avaliação da exposição com os dados de efeitos ecológicos produz o perfil de resposta ao estressor. As relações entre o contaminante e os parâmetros-alvo são avaliadas considerando-se as interações que afetam o organismo-alvo. O perfil estressor-resposta é análogo à curva dos testes de toxicidade para uma espécie única, porém expandido ao nível da comunidade e do ecossistema. As dificuldades em traçar-se um perfil estressor-resposta confiável são as extrapolações e a falta de realismo dos testes de laboratório que não representam de forma verossímil as condições de disponibilidade de micronutrientes, os perfis comportamentais (competições por território, reprodutivas ou por alimento), e outros fatores importantes num ecossistema. O produto desta fase é um perfil estressor-resposta que pode ser dado por uma curva estressor-resposta ou pela descrição das relações estressor-resposta utilizando as dimensões de intensidade, tempo ou espaço.

A avaliação dos efeitos pode utilizar algumas aproximações dentre elas:

- ✓ Testes ecotoxicológicos
- ✓ Biomarcadores
- ✓ Bioindicadores
- ✓ Estudos de campo
- ✓ Modelos matemáticos computacionais

Para esta avaliação de risco, das alternativas de avaliação de efeito acima mencionadas, optou-se pela utilização da modelagem matemática com o modelo ARAMS 1.2.2 que simula o transporte e destino dos contaminantes e também seus efeitos ecológicos. A escolha desta aproximação deve-se a falta de recursos e tempo para a utilização das demais alternativas e às características dos modelos matemáticos que são capazes de simular o transporte do contaminante para determinar a extensão máxima da pluma de contaminação em função do tempo, simulam os efeitos dos contaminantes em organismos selecionados e permitem uma maior flexibilidade no

juízo da necessidade da remediação. Além disso, os modelos matemáticos também permitem a simulação de contaminações em áreas não impactadas, auxiliando na produção de planos emergenciais e na seleção de tipos mais apropriados de tecnologias de remediação antes da ocorrência de contaminação.

4.1.4 Caracterização do Risco

Os resultados obtidos nas outras etapas são combinados para estimar o risco. Nesta fase estão compreendidos dois estágios, 1º) a estimativa do risco e 2º) a descrição do risco. O processo total compreende na correlação das concentrações do contaminante no meio ambiente com os efeitos ecológicos para fornecer a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos dada a distribuição do composto num determinado ecossistema. Ao final desta fase, os dados coletados, as avaliações, relações e análises realizadas, e a caracterização do risco devem permitir ao condutor da ARE responder às seguintes questões:

- a) Os receptores ecológicos estão expostos a contaminantes em níveis capazes de causar-lhes perigo?
- b) Se efeitos ecológicos são observados ou previstos, qual o tipo ou o grau destes efeitos?
- c) Quais são as incertezas associadas com a ARE realizada?

1º) Estimativa do risco

Este processo correlaciona os dados de exposição e efeitos e pode ser desenvolvido utilizando as seguintes técnicas:

a) estudos de campo: é uma técnica de estimação do risco que fornece evidências empíricas das relações de exposição e efeito. Os estudos de campo são capazes de medir e identificar mudanças naturais *in situ* através da coleta de dados de exposição e efeitos para entidades ecológicas expostas ao contaminante. A maior vantagem desta técnica é sua capacidade de avaliar múltiplos estressores e suas relações com a complexidade de um ecossistema, situação esta que não pode ser reproduzida em laboratório. Suas desvantagens são a falta de réplicas, é defectivo na obtenção de amostras representativas e é falho na medida de componentes críticos do ecossistema ou de variações casuais. Além disso, a falta de efeitos observados pode ser dada pela falha na dimensão da sensibilidade para detectar efeitos ecológicos.

b) classificação em categorias: É uma técnica de avaliação qualitativa do risco. Ela é geralmente utilizada quando há poucos dados disponíveis sobre exposição e efeito ou quando estes dados não estão expressos em termos quantitativos. Pode-se classificar o risco utilizando categorias como baixo, médio e alto ou sim e não.

c) quociente de risco: É um dos métodos mais utilizados para estimar o risco ecológico. É dado simplesmente pela divisão da concentração encontrada ou estimada do composto químico no meio ambiente pela concentração que produz um efeito adverso:

$$QR = CEA/CTE$$

Onde:

QR = Quociente de risco

CEA = Concentração de exposição no ambiente (esperada ou determinada).

CTE = Concentração tóxica efetiva

Este método é uma expressão qualitativa do risco, que não leva em consideração as distribuições probabilísticas das concentrações ou dos efeitos. Esta técnica pode não caracterizar toda a extensão dos impactos causados pelos estressores.

d) comparações dos efeitos com diferentes níveis de exposição: Técnica que relaciona a curva estressor-resposta com a distribuição da exposição. É útil para prever mudanças na exposição e prever a magnitude e probabilidade de efeitos para diferentes cenários de exposição. As desvantagens deste método é a falha em considerar os efeitos secundários e incertezas tais como extrapolações de testes toxicológicos de espécie para espécie ou comunidade.

e) risco estimado através de modelagem que possui aproximações de exposição e efeito: Esta técnica utiliza modelos matemáticos computacionais que podem considerar efeitos secundários e prever efeitos de múltiplos estressores combinados. Os resultados obtidos podem ser dados sob a forma de pontos estimados, distribuições ou correlações. A desvantagem é a simplificação das condições reais que pode não levar em conta a estrutura e funcionamento de um ecossistema em particular ou peculiaridades da história de vida de muitas espécies.

2º) Descrição do risco:

É a fase de interpretação e discussão sobre a informação disponível sobre o risco às espécies-alvo. Inclui uma avaliação crítica das linhas de evidência para corroborar ou refutar os resultados da estimativa do risco e a interpretação da importância dos efeitos adversos para as espécies-alvo e o ecossistema. As linhas de evidência levam em consideração 3 fatores: a) a qualidade dos dados coletados e produzidos ao longo do processo da ARE, b) o grau e o tipo de incerteza associados ao risco, c) relação dos objetivos propostos com a importância do risco para as espécies-alvo e o ecossistema. A interpretação da importância dos efeitos adversos para os receptores é desenvolvida por meio da avaliação das mudanças engendradas pelos estressores às espécies-alvo e se essas mudanças realmente representam efeitos adversos a estes receptores. Para avaliar estas mudanças como efeitos adversos, pode-se utilizar alguns critérios, dentre eles:

- a Natureza e intensidade dos efeitos
- a escala temporal e espacial
- o potencial de recuperação das espécies-alvo, que pode ser a recuperação do número de indivíduos de uma população ou da estrutura de comunidades ou ecossistemas.

A descrição do risco é composta por dois componentes: sumário do risco ecológico e interpretação da significância ecológica.

O sumário do risco ecológico resume os resultados da estimativa do risco e suas incertezas. A exatidão da estimativa do risco depende:

- da suficiência dos dados: diz respeito à qualidade e integridade de dados.
- de Informação corroborativa: Dados provenientes de estudos similares com o mesmo estressor que sustentam as conclusões da avaliação de risco.
- da evidência de causalidade: Se disponível, é o processo mais importante da avaliação dos dados. Corresponde a dados de efeitos e impactos do composto em espécies ou em níveis de interações interespecies.

Se dados adicionais ou a reformulação do modelo conceitual forem requeridos, o processo de avaliação retorna às fases de aquisição, avaliação e verificação dos dados, só então é feita uma nova tentativa de caracterização do risco para obter uma avaliação de risco mais exata.

A interpretação da significância ecológica detalha a dimensão, a variação no tempo e no espaço, e a probabilidade de cada efeito significativo. A tomada de decisão deve ser feita com

base no potencial de recuperação do ecossistema degradado, através da avaliação do recobrimento das propriedades que foram definidas na seleção da espécie-alvo e parâmetros-alvo.

▼ Estabelecimento e manutenção de um programa de monitoramento: Van Leeuwn e Hermens (1995) acrescentaram à metodologia de ARE o monitoramento. O monitoramento é uma observação repetitiva para objetivos definidos de um ou mais compostos químicos ou de elementos biológicos. O monitoramento é importante tanto nos estágios iniciais da análise de risco, para identificar anormalidades no ambiente, como também num estágio pós-ARE para acompanhar os níveis de químicos ou acompanhar os seres vivos ao longo do tempo.

4.2 DEFINIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A avaliação de risco ecológico apresentada neste trabalho foi realizada para a Estação Intermediária de Guaratuba situada no município de Bertioga, litoral norte do estado de São Paulo e sua localização pode ser visualizada na figura 3. Esta estação tem como função receber e enviar, por meio de oleodutos, petróleo bruto para outras estações operacionais. O receptor ecossistêmico identificado no entorno da área de estudo foi um manguezal localizado a poucos quilômetros da ARE que recebe as águas do rio Itaguapé. Este rio recebe atributos do córrego próximo a Estação Intermediária de Guaratuba onde aflora a água subterrânea. A investigação e caracterização da área de estudo foram realizadas pela empresa BRAIN. Na área da Estação Intermediária de Guaratuba foi identificada, através de monitoramento e avaliação do solo e da água subterrânea, a contaminação da água subterrânea que segue em direção ao córrego. Por este motivo determinou-se o manguezal como possível receptor da contaminação por hidrocarbonetos de petróleo.

O manguezal é um ecossistema costeiro, geralmente associado a desembocadura de rios. Localiza-se nas regiões tropicais e subtropicais do planeta. É caracterizado por ser uma faixa de transição entre os ambientes terrestre e marinho, quase sempre, abrigados por rios e estuários. Por encontrar-se próximo ao mar, recebe tanto água salgada, pela ação das marés, como água doce dos rios que ali desembocam.

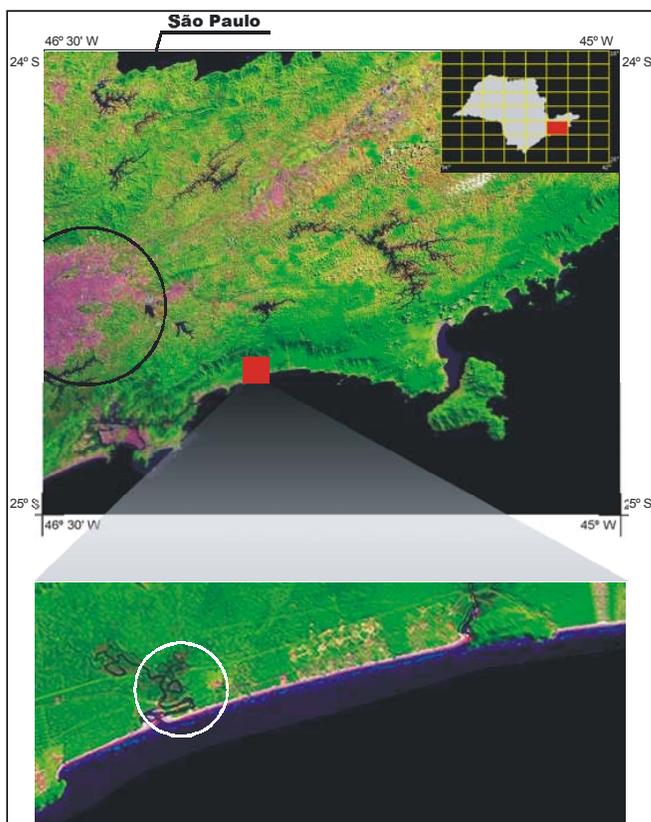


Figura 3: Localização da Estação Intermediária de Guaratuba. Fonte: UFSC 2004.

4.3 MODELO ARAMS 1.2.2 DE AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO

O modelo ARAMS (Army Risk Assessment Modeling System) faz parte do programa de pesquisa de restauração ambiental do Exército dos Estados Unidos. O ARAMS é um sistema computacional de modelagem e análise de dados que incorpora vários bancos de dados e modelos existentes de destino e transporte, exposição e captação e efeitos de compostos químicos, todos reunidos numa estrutura de modelo conceitual. Este modelo permite a avaliação presente e futura de riscos de impactos ecológicos e à saúde humana associados à exposição crônica. Sua primeira versão foi destinada para o uso público em 2002, seguida de duas novas versões disponibilizadas em 2003 e 2004 adicionadas de novos componentes que permitem a avaliação de risco ecológico além da avaliação de risco à saúde humana.

O cenário da avaliação de risco ecológico é elaborado por meio do modelo FRAMES (Framework for Analysis in Multimedia Environmental Systems) que foi desenvolvido pelo PNNL (Pacific Northwest National Laboratory), do Departamento de Energia Estadunidense em parceria com a USEPA. O FRAMES é parte integrante do ARAMS e auxilia o usuário na construção de um modelo conceitual de área que é baseado em condições reais. O FRAMES possui uma coleção de modelos computacionais que simulam o movimento dos compostos químicos a partir da sua fonte, modelam seu destino e transporte, simulam a exposição do receptor ao contaminante os efeitos deste na biota e na saúde humana.

O FRAMES permite aos usuários modelarem o movimento dos constituintes da sua fonte original, através do ambiente, para os receptores humanos e outros seres vivos. A partir dos dados de entrada, o FRAMES associa o transporte do contaminante e sua concentração aos impactos na saúde humana e na biota. Este tipo de aproximação holística é crítica para avaliar a interatividade e inter-relação dos assuntos associados com o risco ao meio ambiente, a segurança e a saúde.

O FRAMES auxilia o usuário na construção de um Modelo Conceitual de área – A área de estudo é reconstruída na tela do computador através da escolha de ícones que representam o fluxo de uma contaminação real ou potencial. Esta plataforma é um sistema de arquitetura aberta e de objeto orientado que fornece bancos de dados dos compostos químicos mais relevantes, dos organismos-alvo, dos valores orientadores para a biota, dos quais o usuário pode escolher qual a melhor opção para sua área em particular. Este software também permite aos usuários escolher os modelos mais apropriados para resolver as exigências da simulação.

Para construir o cenário de contaminação o usuário tem a sua disposição vários modelos representados graficamente por ícones e que estão classificados em 6 módulos que têm sua representação na Figura 4.

Os resultados obtidos a partir do FRAMES podem auxiliar na avaliação da proteção a biota para áreas contaminadas por resíduos perigosos, dar suporte às leis e regulamentações ambientais, e fornecer ferramentas flexíveis de modelagem ambiental para a avaliação de risco. Maiores detalhes sobre a utilização do modelo podem ser obtidos pela internet, no endereço eletrônico <http://www.wes.army.mil/el/arams/arams.html>.

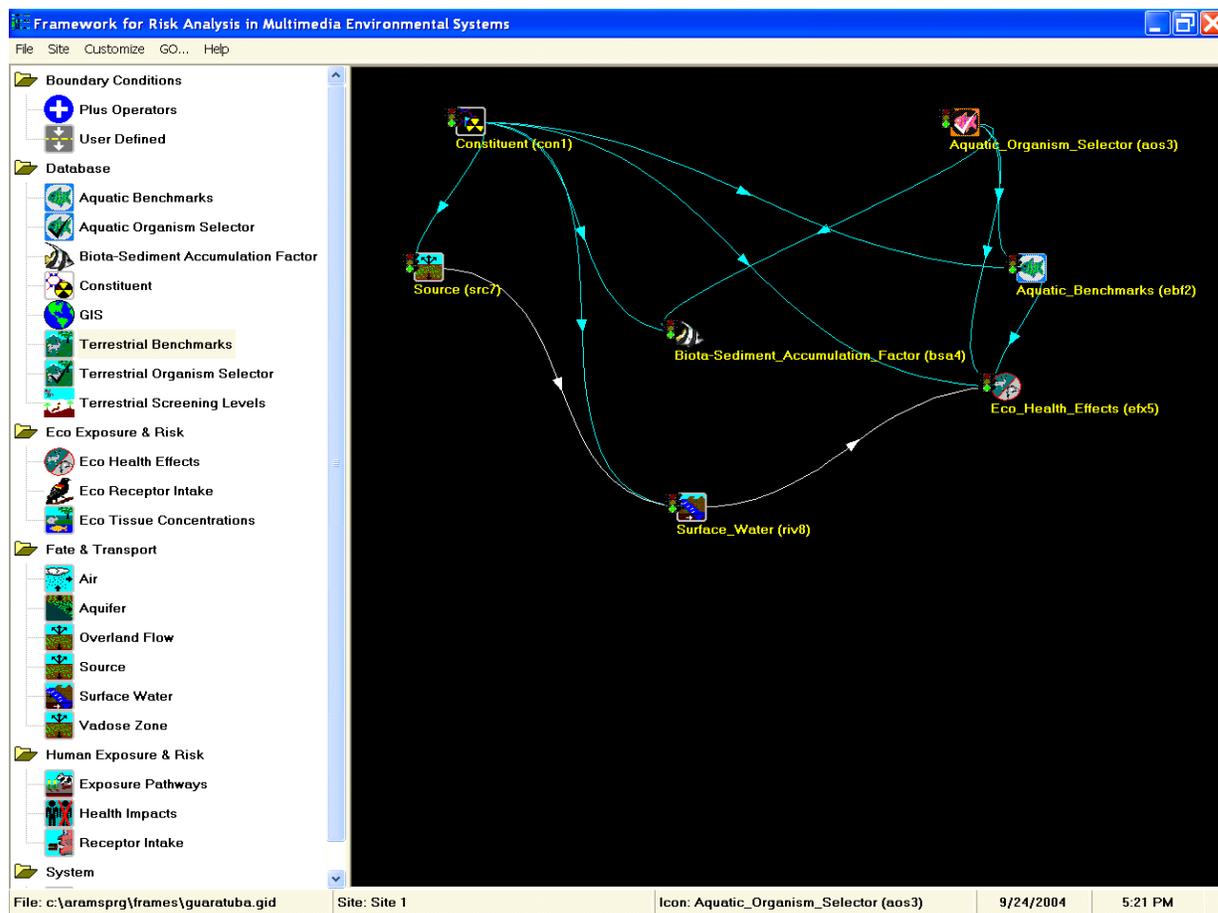


Figura 4: Tela principal do FRAMES. À esquerda encontra-se o menu principal com os ícones para a construção do cenário de contaminação e à direita esquema de um cenário de contaminação completo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 IDENTIFICAÇÃO DO PERIGO E COLETA DE DADOS

Investigações ambientais na área da Estação Intermediária de Guaratuba identificaram a presença de hidrocarbonetos de petróleo no solo e na água subterrânea. A determinação do fluxo da água subterrânea demonstrou que esta aflora num córrego que deságua no rio Itaguapé. O rio Itaguapé desemboca numa região de manguezal. Devido a esta contaminação e a possibilidade desta chegar ao manguezal, optou-se pela realização da avaliação de risco ecológico para a Estação Intermediária de Guaratuba para investigar a dimensão do impacto no ecossistema.

Nesta primeira fase, o máximo de informações possíveis sobre as características da área impactada, do contaminante e do ecossistema atingido são coletados para fornecer subsídios para a determinação do transporte, exposição e efeitos da contaminação. Neste trabalho, os dados de caracterização da área da EIG e do entorno foram obtidos a partir do “Relatório Técnico de Avaliação de Risco” (UFSC, 2004) realizado pela UFSC para a Estação Intermediária de Guaratuba. A investigação a cerca das características geológicas e hidrológicas e as análises químicas do solo e da água subterrânea foram realizadas pela empresa BRAIN TECNOLOGIA. A partir dos dados obtidos, a empresa elaborou o “Relatório de Diagnóstico Ambiental – Estação Intermediária de Guaratuba” (BRAIN, 2003), contendo as metodologias adotadas para a realização das investigações e os resultados obtidos. As informações deste relatório foram essenciais para a elaboração da fase de “Identificação do perigo e coleta de dados” deste trabalho.

5.1.1 Histórico de utilização da área e do uso do petróleo

Em 30 de novembro de 1968 começou a operar, no município de Bertioga, a Estação Intermediária de Guaratuba. Esta estação é de propriedade e responsabilidade da Gerência de Terminais Terrestres e Oleodutos de São Paulo da Petrobrás Transporte S.A. – TRANSPETRO. É uma unidade que faz a ligação entre os Terminais de São Sebastião e a Refinaria Presidente Bernardes de Cubatão pelo sistema dutoviário. Sua principal função é receber e transferir o petróleo bruto, por meio de dutos, para outras unidades operacionais. O histórico de vazamentos de petróleo na área foi realizado a partir de informações obtidas com a administração da Estação

Intermediária de Guaratuba. Há aproximadamente dez anos, um acidente em um dos dutos de produto enterrado provocou um derramamento que resultou na saturação do solo por hidrocarbonetos de petróleo. Cinco anos após este primeiro incidente, ocorreu um vazamento no forno de aquecimento de petróleo bruto. Em 2001 aconteceu um vazamento no oleoduto que liga a Estação à Refinaria Presidente Bernardes em Cubatão; no ano seguinte, um rompimento no oleoduto que liga a Estação ao Terminal de São Sebastião também provocou o vazamento de petróleo bruto. Nenhuma informação, sobre o volume derramado nos acidentes acima enumerados, foi disponibilizada. Uma avaliação recentemente realizada na área da estação, por meio de sondagens e poços de monitoramento, encontrou concentrações de alguns hidrocarbonetos de petróleo que podem ser oriundas destes acidentes.

5.1.2 Localização da Estação Intermediária de Guaratuba

A Estação Intermediária de Guaratuba localiza-se no município de Bertioga (SP) às margens da Rodovia Rio – Santos, nas coordenadas geográficas de 23° 50' 47" S (Latitude) e 46° 08' 21" W (Longitude).

O município de Bertioga está situado no litoral norte do Estado de São Paulo, ocupa uma área de 482 quilômetros quadrados localizada em área de preservação ambiental e é banhada por 43 km de costa litorânea. Bertioga faz fronteira ao norte com o município de Salesópolis, Biritiba Mirim e Mogi das Cruzes, a leste com o município de São Sebastião, a oeste com a cidade de Santos e ao sul com o município do Guarujá e o Oceano Atlântico. As encostas da Serra do Mar presentes ao longo de todo o litoral norte do Estado de São Paulo dão um aspecto bastante recortado à região, possibilitando a existência de praias com um grande número de manguezais e restingas.

5.1.3 Caracterização da área da Estação Intermediária de Guaratuba e do entorno

A Estação Intermediária de Guaratuba localiza-se em loteamento residencial, próximo a margem esquerda do Rio Itaguapé, da rodovia Rio-Santos e de um pequeno córrego que deságua em uma região de manguezal como mostra a Figura 5. O município de Bertioga está dividido em 14 zonas segundo a Lei Municipal nº 317/98. Estas zonas são destinadas a ocupação residencial,

comercial, industrial e de serviços ligada a atividades urbanas. Segundo o zoneamento outorgado nesta lei, a Estação Intermediária de Guaratuba está inserida na zona ZR-4 (zona residencial 4). Nesta zona são permitidas edificações de uso exclusivamente residencial em áreas já urbanizadas.

O mapa de zoneamento, apresentado na Figura 5, permite localizar a Estação Intermediária de Guaratuba na Zona Residencial 4 (ZR-4), e as zonas com as quais faz divisa: Zona de Parque Temático (ZPT), Zona de Suporte Ambiental (ZSA), Zona Residencial 2 (ZR-2), Zona de Suporte Urbano (ZSU) e Zona Turística 2 (ZT-2). Apesar de apresentar a classificação de Zona Residencial 4, a Estação está inserida em uma área que apresenta uma cobertura vegetal caracterizada pela presença da Mata Atlântica além dos ecossistemas associados, como os manguezais e as restingas que se mantêm próximos ao mar.

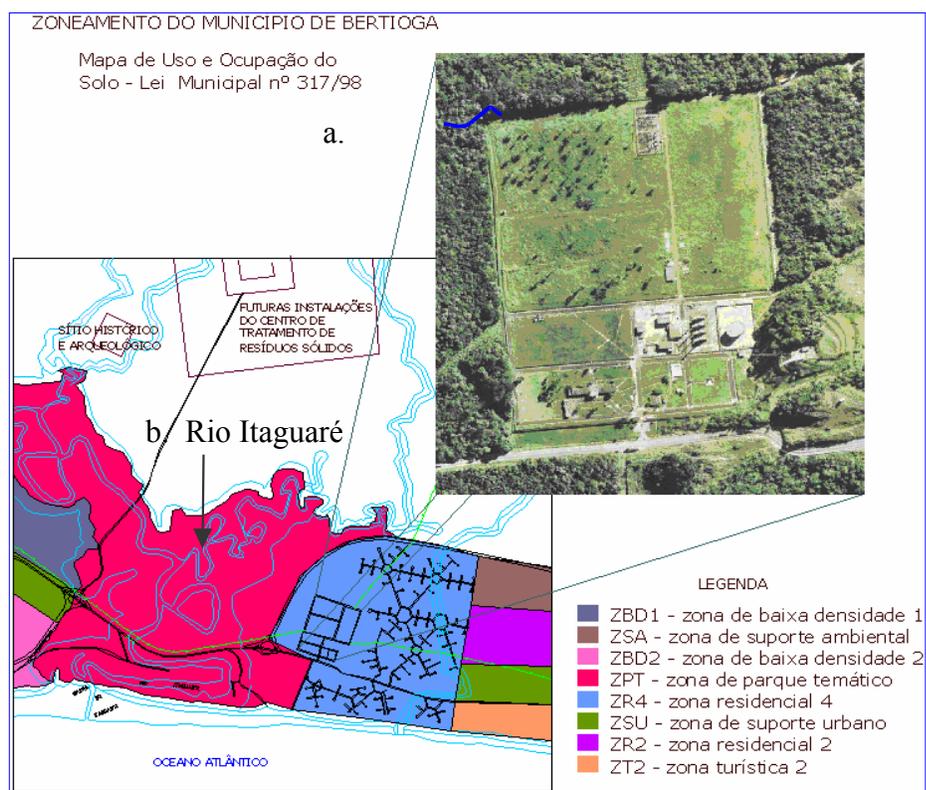


Figura 5: Mapa de zoneamento do município de Bertiooga. Na zona 4 encontra-se a EIG como apresentado em destaque: a. Na foto da estação está evidenciado a presença de um córrego localizado a noroeste da EIG. b. Localização do rio Itaguaré que encontra-se a aproximadamente a 1 km da estação.

5.1.4 Caracterização ambiental da área de estudo

Mais da metade da área do município de Bertioga faz parte do Parque Estadual da Serra do Mar e é considerado um dos municípios com mais área verde e de proteção ambiental de todo o Estado de São Paulo. A cobertura vegetal existente na região é caracterizada pela presença da Mata Atlântica, tendo como formação predominante a *Floresta ombrófila densa* ou *Floresta pluvial tropical*, além dos ecossistemas associados a regiões costeiras, como os manguezais e as restingas. A costa litorânea possui 43 km onde se encontram inúmeras praias com excelentes condições de balneabilidade atestadas pela Cetesb. No tocante a hidrografia, destaca-se o Canal de Bertioga, com 30 quilômetros de extensão e largura que varia de 50 metros a um quilômetro. O destaque de todos os afluentes do também chamado Rio de Bertioga é o Rio Itapanhaú que, além de ser o mais longo, conta com 27 outros afluentes e tem sua nascente no município vizinho de Biritiba Mirim. Importante destacar também o rio Itaguaré que fica aproximadamente a um quilômetro da margem esquerda da Estação Intermediária de Guaratuba e que recebe contribuições do córrego situado a noroeste da Estação. Ainda encontramos o Rio Bananal que serve para a captação d'água.

O clima em Bertioga é Tropical Chuvoso, caracterizando os verões como quentes e úmidos. A temperatura não apresenta grandes variações ao longo do ano, sendo a temperatura média anual superior a 20 °C. Devido a sua localização, o índice pluviométrico é muito significativo. A proximidade da Serra do Mar torna as chuvas mais frequentes, apresentando precipitações que variam de 2.500 a 4.500 milímetros anuais com maiores concentrações nos meses de dezembro a maio e com período menos chuvoso de junho a agosto. Destacando-se o Rio Itapanhaú que é o ponto de maior pluviosidade de todo o Brasil, com médias de 4.514 mm ao ano. A umidade relativa do ar é elevada, apresentando valor médio anual de 80%. Os ventos na região são imprevisíveis com antecedência de poucas horas e a predominância é de SSW e NNW. Estes ventos, especialmente no outono e inverno, atingem valores apreciáveis. Também são comuns ventos no quadrante NE, porém, estes não alcançam valores consideráveis.

5.1.5 Caracterização do manguezal

Não foi possível a realização de estudos de levantamentos de fauna e flora no manguezal próximo a Estação Intermediária de Guaratuba. Portanto, a caracterização do ecossistema potencialmente impactado foi realizado com base nos dados da literatura disponível sobre manguezais no Brasil. Na figura 6 pode-se visualizar a foto do manguezal próximo à EIG.

O manguezal é um ecossistema associado ao litoral e a desembocadura de rios. Como propriedade peculiar, o manguezal é caracterizado por ser um ecossistema de transição entre os ambientes terrestre e marinho. Por encontrar-se próximo ao mar, recebe tanto água salgada, pela ação das marés, como água doce dos rios que ali desembocam. O sedimento do manguezal é areno-lodoso, com baixo teor de oxigênio, muito rico em matéria orgânica e apresenta variações de salinidade decorrentes das marés. A vegetação que coloniza esse ambiente é uma vegetação lenhosa e perenifólia, e são muito bem adaptadas às peculiaridades deste ecossistema. Este ecossistema apresenta uma grande variedade de espécies de microorganismos, macro-algas, crustáceos e moluscos, adaptados às constantes variações de salinidades e fluxo das marés, além de espécies de vertebrados. É um local favorável à proteção, alimentação, reprodução, desova e crescimento de muitos animais. No que diz respeito à energia e à matéria, o manguezal é um sistema aberto, recebendo em geral, um importante fluxo de água doce, sedimentos e nutrientes do ambiente terrestre e exportando água e matéria orgânica para o mar ou águas estuarinas. É um importante transformador de nutrientes em matérias orgânicas e gerador de bens de serviços (CARMO et al., 1996 e NOVELLI, 1995).

O litoral sudeste possui cerca de 1250 km e inclui 5% da área total de mangues no Brasil. Ele é dominado pela Serra do Mar, que limita em extensão as planícies costeiras. Nesta região, os manguezais são restritos ao interior de baías, embora em várias áreas sejam mais desenvolvidos e complexos que no litoral nordeste. As florestas são constituídas de árvores baixas, raramente ultrapassando 10 m de altura, e tipicamente não apresentam uma dominância de espécies (VANNUCCI, 2002).

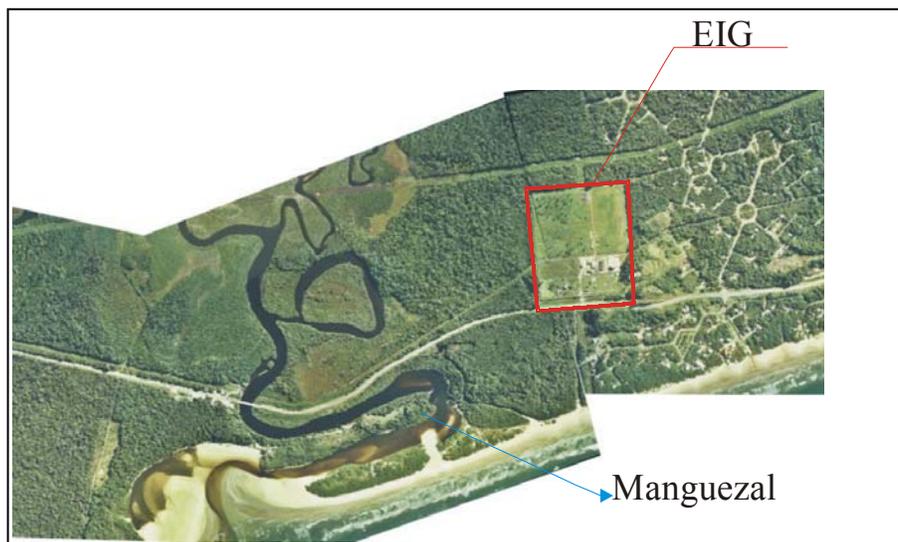


Figura 6: Foto aérea mostrando a EIG, em vermelho, e o manguezal próximo à Estação.

▼ O Manguê

O manguê é o termo utilizado para descrever as espécies vegetais que vivem no manguezal. Entre estas espécies encontram-se árvores e arbustos que conseguem crescer em solos com alto teor de sal e baixo teor de oxigênio. Devido a estas condições hostis do ambiente físico, para a maioria dos vegetais, as espécies de manguê possuem adaptações especiais para a sobrevivência. Para a fixação em substrato inconsolidado (frouxo) o manguê vermelho (*Rhizophora*) apresenta raízes-escora que são raízes aéreas que partem do caule principal arqueadas até o solo. As raízes das espécies de manguê possuem lenticelas localizadas nas raízes escora e em raízes aéreas denominadas pneumatóforos que ocorrem nos mangues branco (*Laguncularia*) e negro (*Avicennia*). Estas estruturas têm a função de realizar as trocas gasosas, uma vez que o sedimento do manguezal é anóxico. Para superar os problemas da salinidade as plantas de manguê desenvolveram mecanismos que impedem com que o sal entre na planta através das raízes (*Rhizophora* e *Laguncularia*) ou excluem o sal através de glândulas localizadas nas folhas (*Avicennia*). Outra adaptação à salinidade é a viviparidade, que protege os embriões. Em água salgada a longevidade dos propágulos (embriões) de *Rhizophora* é de mais de um ano, enquanto

que de *Avicennia* é de 110 dias e de *Laguncularia* de 35 dias. Estes propágulos têm poder de flutuação e podem chegar a regiões muito distantes de onde foram produzidos.

As florestas de mangue são caracterizadas por apresentar um número reduzido de espécies (baixa diversidade) mas com grande número de indivíduos de cada uma destas espécies. No Brasil, são encontradas ao longo de todo o litoral, os gêneros: *Rhizophora* (mangue vermelho), *Avicennia* (mangue preto), *Laguncularia* (mangue branco) e *Conocarpus* (mangue de botão), além de três gêneros facultativos: *Hibiscus*, *Acrostichum* e *Spartina*. Associada a esta formação vegetal encontram-se diversas epífitas como líquens, musgos, samambaias, bromélias, orquídeas e cactos.

▼ A Fauna

Os manguezais abrigam animais provenientes dos ambientes terrestre, marinho e dulcícolas. A fauna no manguezal pode ser dividida em dois grupos, de acordo com o tempo em que esta passa neste ecossistema:

a) O primeiro é formado por animais residentes, ou seja, aqueles que passam toda sua vida no mangue, principalmente os crustáceos e moluscos.

b) O segundo é constituído por animais semi-residentes, aqueles que vivem no mangue durante apenas uma fase de sua vida, visitantes regulares e oportunistas. Nesta categoria, incluem-se crustáceos como o camarão e o pitu, que passam da fase larval para juvenil no manguezal, e ainda muitos peixes que visitam os manguezais durante a maré cheia para reprodução. Outros animais que freqüentam esses ecossistemas são as aves e os mamíferos.

Os grupos de animais mais encontrados nos manguezais são:

- Moluscos: podem ser encontrados fixos nas raízes ou troncos do mangue (ostras) ou enterrados na lama como os sururus. Há também lambretas, búzios, mexilhões, cracas e caramujos habitando este ecossistema.

- Crustáceos: Dentre os crustáceos, aqueles que habitam o manguezal são os caranguejos, os siris, os camarões e os pitus.

- Insetos: Existe uma infinidade de espécies de insetos nos manguezais, porém os mais importantes são: as mutucas, os maruins, os mosquitos e as abelhas.

- Peixes: Os peixes podem passar a vida inteira no manguezal, apenas uma fase, fazerem migrações diárias de acordo com as marés, ou migrações semanais, mensais ou anuais para

reprodução. Já foram levantadas mais de 180 espécies de peixes nos manguezais brasileiros. Alguns destes peixes são a sardinha, o bagre, o robalo, a tainha, o baiacu, a anchova.

- Anfíbios: Há sapos e rãs que encontram refúgio e alimento no manguezal.
- Répteis: Os répteis que podem ser encontrados nos manguezais são os cágados e os jacarés.
- Aves: Há muitas aves migratórias nos manguezais onde já foram identificadas pelo menos oitenta espécies. Elas encontram proteção, refúgio e local de reprodução. Dentre estas aves pode-se citar as garças, os guarás, os falcões, os biguás, etc.
- Mamíferos: No manguezal encontra-se uma grande diversidade de mamíferos como os morcegos, micos, macacos, guaxinins, capivaras, lontras e outros.

5.1.6 Caracterização da contaminação

A contaminação do solo e da água subterrânea ocorrida na EIG provém de vazamentos ocorridos em diversos setores da Estação. Estes vazamentos emitiram para os compartimentos ambientais petróleo bruto e seus diversos componentes, devido a suas diferenciadas características físico-químicas e processos de biodegradação não estão presentes sob a mesma concentração na água ou no solo. Informações sobre a quantidade de petróleo liberado em cada vazamento não foram disponibilizadas.

5.1.7 Identificação dos estressores

A avaliação de risco ecológico para misturas complexas como o petróleo é de difícil realização devido aos poucos dados disponíveis sobre seus efeitos no meio ambiente e na biota. Dentre os hidrocarbonetos presentes no petróleo, a existência de compostos aromáticos talvez seja a mais importante em termos de mobilidade nos sistemas aquáticos e de impacto ambiental (CHAPELLE, 1993). Portanto, neste estudo de caso foram selecionados dois grupos de compostos aromáticos, os BTEX e os HPAs. Estes compostos possuem maior mobilidade na água e apresentam efeitos ambientais importantes já comprovados. Devido a dificuldade de obtenção de dados completos sobre a ecotoxicologia de todos os compostos e a complexidade de análises de misturas de compostos, selecionou-se dentre estes grupos, dois compostos que representam seu

comportamento e toxicidade. Dentre os BTEX, o composto selecionado como estressor foi o benzeno e para os HPAs, o benzo(a)pireno. A escolha destes compostos como estressores foi devido ao seu já conhecido comportamento no ambiente e aos estudos que comprovaram a toxicidade destes compostos para os ser humano e para outros organismos.

5.1.8 Caracterização dos estressores

5.1.8.1 *Benzeno*

O benzeno (CAS nº 71-43-2) é um líquido incolor com um agradável odor aromático. Ele pode estar presente no meio ambiente por meio de mecanismos naturais, como por exemplo incêndios florestais, e por ação antrópica. Esta última é mais expressiva e compreende em derramamentos e liberação do benzeno durante a produção, armazenamento e transporte de petróleo, da gasolina e do próprio benzeno e na combustão da gasolina. Outras fontes estão na utilização do benzeno como matéria prima para produção de outras substâncias químicas, de materiais plásticos, resinas, anelinas, nylon, dentre outros produtos. O solvente também pode ser lançado no ambiente devido a sua utilização como solvente industrial, no processamento da madeira, na manufatura têxtil, na mineração do carvão e outros minérios e é encontrado também na fumaça do cigarro. A contaminação do ambiente por benzeno é um fato preocupante. Estima-se que são lançados por ano no ambiente cerca de 4 a 5 toneladas de benzeno destas, 12 a 15% só dos Estados Unidos (HSBD, 2003; INERIS 2004; ATSDR, 2000 e USEPA, 2002b). A grande quantidade de benzeno liberado e as evidências de sua ação tóxica ao homem e a outros seres vivos mobilizam e convergem esforços e estudos de governos, agências ambientais e universidades para conhecer os mecanismos de dispersão do benzeno no ambiente e de sua ação tóxica e diminuir os efeitos das contaminações.

- Comportamento no ambiente:

O comportamento do benzeno nos diversos compartimentos ambientais é descrito a seguir e os valores dos parâmetros físico-químicos são apresentados na tabela 1.

✓ No ar: Se liberado no ar a fase vapor do benzeno degradar-se-á na atmosfera devido a reações com radicais hidroxila formados por reações fotoquímicas; a meia-vida para esta reação no ar é estimado como sendo de 13 dias. A fase de vapor também é degradada por radicais de ozônio e nitrato encontrados na atmosfera, mas em taxas bem inferiores a degradação por hidroxila.

✓ No solo: Espera-se a volatilização do benzeno quando presente no solo devido aos seus relativos alto valores da constante da Lei de Henry e da pressão de vapor. Quando lançado no solo, estima-se que devido ao seu valor de K_{OC} , o benzeno tenha alta mobilidade e pode ser arrastado para águas superficiais ou lixiviado para as águas subterrâneas. A biodegradação é um processo importante para mitigar a massa e a concentração de benzeno no solo. Estudos mostraram que de 200 ppm de benzeno liberados no solo, 24% foram degradados em 2 semanas, 44% em 5 semanas e 47% em 10 semanas.

✓ Na água: Se a contaminação de benzeno atingir a água, o benzeno será solubilizado e sua sorção ao sedimento ou a sólidos suspensos na água será muito pequena. Um importante processo de atenuação do benzeno em água, principalmente as superficiais, é a volatilização. A meia-vida de volatilização do benzeno em um rio foi estimada em uma hora e em um lago em 3,5 dias (HSDB, 2003). A biodegradação é um mecanismo importante para a reduzir a concentração de benzeno na água. Experimentos de biodegradação do benzeno em meio aquoso mostraram que o processo inicia-se após 12 horas da incubação e 50% do benzeno foi degradado após 60 horas e após 90 horas já estava completamente degradado. A hidrólise do benzeno não é um processo importante no destino do benzeno devido a falta de grupos funcionais hidrolisáveis.

5.1.8.2 Benzo(a)pireno

O benzo(a)pireno (CAS nº 50-32-8), também conhecido como 1,4-benzo[a]pireno (BaP), é um sólido cristalizado pertencente à classe dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e está na lista de poluentes prioritários da USEPA. A presença de benzo(a)pireno no meio ambiente pode ter origem natural ou antrópica e sua presença já foi comprovada em no ar, na água superficial e subterrânea, na água potável, em efluentes, no solo e em sedimentos. As fontes naturais de benzo(a)pireno são as erupções vulcânicas e os incêndios florestais. As fontes antrópicas da emissão do benzo(a)pireno são a combustão incompleta de gasolina e diesel, o refinamento do petróleo, da queima de madeira, carvão e cigarros e de derramamentos de petróleo e seus derivados nos diversos compartimentos ambientais. O benzo(a)pireno já foi identificado também em óleos de motor, óleos, margarina, manteiga, gorduras, frutas, vegetais e cereais, café, chá e em carnes preparadas em churrascos. Ele também pode ser sintetizado por plantas, bactérias e algas. O benzo(a)pireno não é produzido ou utilizado comercialmente (CHEMINFO, 2004 HSDB, 2003b, INERIS, 2004b, IRIS, 1998).

- Comportamento no ambiente:

O comportamento e as inter-relações do benzo(a)pireno com os diversos compartimentos ambientais são descritos a seguir e os valores dos parâmetros físico-químicos são apresentados na tabela 1.

✓ No ar: se lançado no ar, o benzo(a)pireno, como indica seu baixo valor de pressão de vapor, estará como forma particulada na atmosfera. A remoção do benzeno da atmosfera dá-se pela deposição do produto no solo ou na água ou pela oxidação fotoquímica (CHEMINFO, 2004 HSDB, 2003b, INERIS, 2004b, IRIS, 1998).

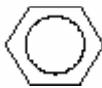
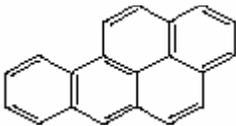
✓ No solo: os altos valores de K_{OC} indicam que o benzo(a)pireno terá pouca mobilidade quando lançado no solo e a adsorção é um processo importante na baixa mobilidade do benzo(a)pireno. A partir dos baixíssimos valores de pressão de vapor e da constante da Lei de Henry pode-se concluir que a volatilização não é um mecanismo de perda do benzo(a)pireno em solos úmidos e secos. Dentre todos os processos de transporte e remoção do benzo(a)pireno, a

biodegradação é o processo de transformação mais importante no solo ou no sedimento. Estudos sobre biodegradação benzo(a)pireno no solo mostraram que este processo é lento. Alguns mostraram valores de meia-vida no solo que variaram de 120 a 309 dias. Outros dois estudos realizados no Reino Unido estimaram o tempo de meia vida do benzo(a)pireno em solo e encontraram os valores de 3,2 e 8,2 anos. Um estudo de incubação do benzo(a)pireno em solo acima de 285 dias mostrou que a mineralização do benzo(a)pireno foi baixa, menor que 1% (CHEMINFO, 2004 HSDB, 2003b, INERIS, 2004b, IRIS, 1998).

▼ Na água: O benzo(a)pireno quando presente na água tende a adsorver-se aos sólidos em suspensão e ao sedimento na coluna d'água, fato evidenciado pelo alto valor de K_{OC} . Os altos valores de K_{OW} indicam que o benzo(a)pireno também é adsorvido ao tecido dos organismos. Estudos de bioconcentração mediram o FBC do benzo(a)pireno. Os valores variaram de 8,7 a 1×10^5 , indicando que a bioconcentração em organismos aquáticos pode variar de baixa a muito alta. Organismos marinhos que não possuem um sistema enzimático de desintoxicação metabólica tendem a acumular HPAs. Alguns destes organismos que não possuem o sistema enzimático de hidroxilase de hidrocarbonetos (aryl hydrocarbon hydroxylase) são os fitoplânctons, certos organismos do zooplâncton, moluscos (como os bivalves *Mytilus edulis* e *Placopecten sp*) e caracóis (*Littornia littorea*). O benzo(a)pireno é um composto pouco degradável. Estudos de biodegradação do benzo(a)pireno mostraram que a mineração do composto em água contaminada aconteceu após 200 semanas (CHEMINFO, 2004 HSDB, 2003b, INERIS, 2004b, IRIS, 1998).

O benzo(a)pireno não sofre processo de hidrólise no meio ambiente devido a falta de grupos funcionais hidrolizáveis. Porém ele absorve luz, o que indica um potencial para a fotólise (INERIS, 2004b).

Tabela 1: Principais parâmetros físico-químicos que influenciam o destino e o transporte do benzeno e do benzo(a)pireno no ambiente.

Parâmetros físico-químicos	BENZENO	BENZO(A)PIRENO
Fórmula molecular	C_6H_6 	$C_{20}H_{12}$ 
Massa molar	78,11 g/mol	252,3 g/mol
Ponto de ebulição	80,1 °C	360 °C
Ponto de fusão	55,0 °C	179 °C
Solubilidade a 25 °C	1790 mg/l	1,6 X 10 ⁻³ mg/L
Densidade a 20 °C	0,879	1,351
Pressão de vapor a 25 °C	94,8 mm Hg	5,5 x 10 ⁻⁹ mm Hg
Constante da Lei de Henry a 25 °C	5,49 L.atm/mol	1,2 x 10 ⁻³ L.atm/mol
Log K _{OC}	1,90	6,00
Log K _{OW}	2,13	6,50

5.1.9 Toxicidade geral

5.1.9.1 *Benzeno*

Estudos ao longo dos anos evidenciaram que o benzeno é um composto carcinogênico tanto para humanos como para animais. Muitas pesquisas laboratoriais com animais e estudos epidemiológicos em humanos mostraram a relação causal entre a exposição ao benzeno e a ocorrência de doenças como a leucemia linfóide, leucemia mielomonocítica, neoplasmas hematológicos, desordens sanguíneas, como a pré-leucemia, anemia aplástica, linfoma de Hodgkin, e síndrome mielodisplásica. Além destas doenças, experimentos com animais

comprovaram o aumento do risco de tumores em múltiplas espécies, em múltiplos órgãos (hematopoiético, oral e nasal, fígado, estômago, pulmões, ovários, e glândulas mamárias), distúrbios mentais, psiconeuróticas e de personalidade. É provável que estas respostas ocorram devido a interações dos produtos metabólicos do benzeno com o DNA. A exposição ambiental de animais ao benzeno também pode causar mielotoxicidade e imunotoxicidade. Estudos mostraram que a exposição ao benzeno pode alterar as funções dos linfócitos e diminuir a resistência dos animais e alterar as funções dos macrófagos através de vários mecanismos incluindo inibição de enzimas e perturbação dos sinais dos sistemas de tradução protéica (HSDB, 2003a, INERIS, 2004a, IRIS, 1998a).

Estudos demonstraram que a inalação de vapor de benzeno provoca extrasístole ventricular em gatos, coelhos e primatas culminando em fibrilação ventricular. Pesquisas sobre os efeitos da inalação do benzeno utilizando cachorros mostraram que estes desenvolveram hipertensão seguida de paralisação do sistema vasomotor devido ao efeito do benzeno nos compartimentos musculares e sanguíneos. A exposição crônica de ratos, porcos da índia e coelhos ao benzeno levou a complicações testiculares e degeneração dos túbulos seminíferos destes animais. Em fêmeas cujos ovários foram expostos diretamente, houve alta incidência de hemorragias, atrofia do ovário, neoplasia e defeitos na cauda da prole que persistiram por 4 gerações. Em ratas expostas ao benzeno, durante o período de gestação, foi observado um aumento do número de fetos com falhas no processo de ossificação. Camundongos fêmeas expostos ao benzeno, durante a gestação, verificou-se na progênie casos de fissura do palato e redução do peso fetal, dentre outros efeitos teratogênicos, além da ocorrência da embriofetalidade. Experimentos laboratoriais em que ratas foram expostas continuamente ao benzeno resultaram na ausência completa da gestação, reabsorção dos embriões e numa proporção inversa entre a dose e o número de filhotes.

Estudos demonstraram que a exposição ao benzeno pode levar a indução de anormalidades cromossômicas nas células da medula óssea de camundongos, ratos, coelhos e anfíbios, a um decréscimo na síntese de DNA em células de medula óssea animal *in vitro* e a depressão do tecido hematopoiético de roedores. Em pesquisas laboratoriais, caranguejos azuis foram expostos a concentrações subletais de benzeno. Foram observados um decréscimo na taxa de crescimento e regeneração dos membros, a depressão da atividade de ATPase na mitocôndria e decréscimo no

consumo de oxigênio (ATSDR, 2000, HSDB, 2003a, INERIS, 2004a, IRIS, 1998a, USEPA, 2002b).

Testes de inibição da multiplicação celular realizados com a alga *Chlorella vulgaris*, mostraram redução de 50% do número de células em relação ao controle após 1 dia de incubação com benzeno. Observou-se também a inibição, devido a exposição ao benzeno, da fixação do carbono e como consequência a diminuição da taxa de fotossíntese. Estudos com larvas de anchova mostraram que a exposição destas ao benzeno causou retardo no desenvolvimento dos ovos e desenvolvimento das larvas, resultou na produção anormal de larvas, na diminuição da taxa de alimentação e aumento da taxa de respiração (HSDB, 2003a).

5.1.9.2 *Benzo(a)pireno*

Há estudos suficientes que evidenciam a carcinogenicidade do benzo(a)pireno em muitos animais (camundongos, ratos, *hamsters*, coelhos, porcos da índia, patos, cachorros, peixes, salamandras e macacos), para várias rotas de exposição. Ele atua localmente, como evidenciado pelos tumores desenvolvidos na área de administração das doses, mas também pode atuar sistemicamente. O B(a)P também produziu resultados positivos em inúmeros ensaios genotóxicos e supressão da resposta imune, com a inibição da produção de anticorpos e diminuição dos níveis de imunoglobulinas (HSDB, 2003b)

O BaP é conhecido por produzir aductos de DNA, inibir a gênese esteróide ovariana em peixes, atuar como anti-estrogênio em mamíferos e em teleósteos e induzir toxicidade reprodutiva em mulheres (CHIKAE, 2004). Muitos estudos mostram os efeitos embriotóxicos e teratogênicos do benzo(a)pireno. Em ratas expostas, durante a gestação, ao BaP houve a morte e/ou reabsorção dos fetos. Camundongos fêmeas expostos durante a gestação produziram progênie com o peso das gônadas, fertilidade e capacidade reprodutiva reduzidos e em doses maiores, houve a esterilidade completa de todos os indivíduos de ambos os sexos da prole. Os efeitos adversos do benzo(a)pireno na fertilidade e capacidade reprodutiva de fêmeas pode estar associado a ovotoxicidade produzida pelos seus metabólitos que causam a destruição de oócitos. O benzo(a)pireno também causou em camundongos gestação tardia e supressão do sistema imune quando estes foram expostos ainda no útero. Em coelhas fêmeas expostas ao BaP houve a ocorrência de carcinogênese transplacentária. Em pepinos do mar foram relatados a citotoxicidade

embrionária e a genotoxicidade evidenciados pela presença de arranjos cromossômicos com aberrações durante a mitose (HSDB, 2003b, INERIS, 2004b, IRIS, 1998).

A exposição de alevinos ao BaP levou a um aumento na depressão mitótica na retina e no cérebro e um aumento significativo de malformações no esqueleto e na coluna vertebral. Jovens de camundongos expostos ao BaP apresentaram retardo no crescimento e tumores no esôfago, estômago e nas mamas. Em pepinos do mar foram observadas anormalidades no desenvolvimento na fase de gástrula (HSDB, 2003b).

5.1.10 Caracterização do cenário de contaminação

Todas as informações necessárias para a caracterização do cenário de contaminação foram obtidas por meio de investigação ambiental utilizando-se de técnicas geofísicas (GPR – Ground Penetrating Radar), tomografia elétrica, avaliação hidrodinâmica e análises químicas do solo e da água subterrânea coletados em sondagens e poços de monitoramento. Essa investigação foi realizada pela empresa BRAIN. Os resultados desta caracterização serviram de base para a confecção do modelo conceitual que envolve o caminho percorrido pelo contaminante da fonte até os organismos receptores.

5.1.10.1 Caracterização geológica

A formação geológica na área da EIG é caracterizada pela superposição de uma cobertura inconsistente de sedimentos marinhos e flúvio-coluvionares sobre o embasamento rochoso. Este embasamento rochoso é formado por granito e/ou granito e gnaisses. Sobre esta cobertura de sedimentos foi depositado um aterro que possui espessura variando de 0 a 4 metros e estende-se por toda a área da EIG. As porções superiores das seções representadas pelo aterro ou por sedimentos em condições vadosas apresentam valores altos de resistividade, a qual cai significativamente para as porções mais inferiores das seções devido à influência de água salgada.

As sondagens realizadas na área da EIG identificaram regiões com granulometria variando de areia a argila. O nível freático encontrado é considerado raso com profundidade variando de 0,93 a 1,62 m (BRAIN, 2003).

5.1.10.1 Caracterização geoquímica do solo

A partir de 102 sondagens a trado mecânico realizadas na área da EIG pode-se efetuar a descrição geológica, a coleta de amostras do solo para análise geoquímica de compostos orgânicos e inorgânicos e a determinação da resistividade elétrica por toda a área por meio da tomografia elétrica.

A identificação de compostos orgânicos e metais e os valores de suas concentrações foram obtidos nos 102 pontos de sondagens, tanto no solo como na água subterrânea, em diferentes profundidades que variaram de 0 a 3,10 m (BRAIN, 2003). Os compostos orgânicos de maior importância ambiental e mobilidade encontrados nas análises realizadas foram o naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, indeno(123-CD)pireno, dibenzo(a, h)antraceno, benzo(ghi)perileno, benzeno, tolueno, etilbenzeno, meta, para e orto-xileno.

5.1.10.1 Caracterização hidrogeológica

Com base nas informações obtidas na caracterização geológica da área da EIG, pode-se reconhecer, em termos hidráulicos, duas unidades aquíferas para a área de investigação: (a) o aquífero poroso e livre desenvolvido sobre a cobertura inconsolidada e (b) o aquífero fraturado desenvolvido no embasamento rochoso. Tendo em vista a significativa espessura no horizonte de aterro e o posicionamento do nível d'água nesta camada, optou-se por priorizar a caracterização detalhada do aquífero poroso desenvolvido sobre a cobertura inconsolidada, fato que também é justificado por sua influência direta em relação às atividades desenvolvidas na Estação (UFSC, 2004).

▼ Hidrodinâmica

As informações necessárias para a caracterização hidrodinâmica e hidroquímica do aquífero foram obtidas por meio de análises realizadas em 15 poços de monitoramento instalados na área da EIG que seguiram as especificações da norma NBR 13895. Este monitoramento permitiu a

determinação do mapa potenciométrico a partir da variação espacial da carga hidráulica total medida nos poços. A figura 7 apresenta o mapa potenciométrico da área e indica as principais direções de fluxo da água subterrânea. Os coeficientes de permeabilidade foram determinados a partir dos resultados dos *Slug Tests*, que foram tratados pelo método Hvorslev. Os resultados enquadram-se na faixa de condutividade hidráulica de terrenos compostos basicamente por areias bem selecionadas. A velocidade intersticial na área da EIG variou de 92 a 864 m/ano. Estes valores foram calculados a partir das fórmulas de vazão e da Lei de Darcy. Para a obtenção de tais resultados, fez-se o uso das seguintes considerações: a porosidade efetiva como 20%, a areia apresentando granulometria média, a condutividade hidráulica com variação da ordem de 10^{-3} a 10^{-1} cm/s e a velocidade intersticial com variação de 0,002 a 0,006 m/m (BRAIN, 2003).

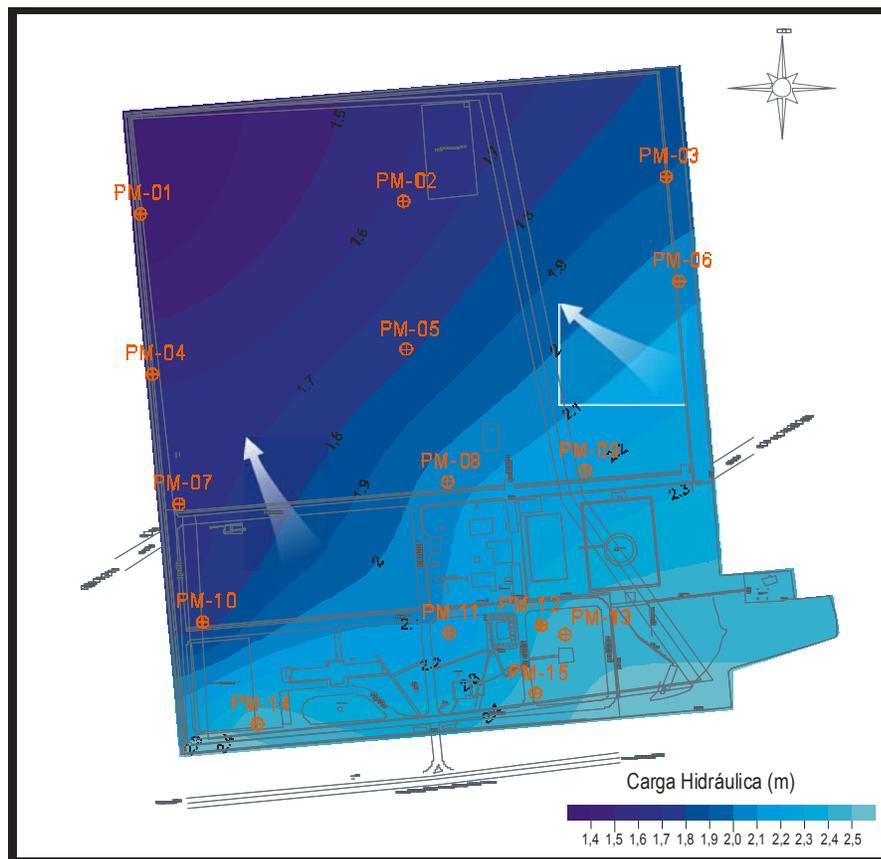


Figura 7: Mapa potenciométrico na área da Estação Intermediária de Guaratuba. As setas indicam as principais direções do fluxo da água subterrânea. Fonte: BRAIN (2003)

▼ Hidroquímica

A avaliação hidroquímica permitiu a identificação e a atribuição de valores de concentração de compostos orgânicos e inorgânicos presentes na água subterrânea. Esta avaliação possibilitou, nos 15 poços de monitoramento, a caracterização físico-química do aquífero quanto ao pH, potencial redox (Eh), condutividade e temperatura. Os valores de pH obtidos nesta avaliação tiveram pouca variação, de 6,08 a 6,69, indicando que as águas na área de estudo são bem homogêneas. Os valores de Eh existentes indicam a predominância de condições redutoras na área da EIG, -191 mV, e condições oxidantes no extremo sul da EIG, +119 mV. A avaliação da condutividade elétrica indicou que o aquífero possui características intermediárias entre água potável e uma solução salina de 0,5% de NaCl. Esta caracterização deu-se a partir dos valores de condutividade elétrica encontrados na área que variaram de 93,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 522 $\mu\text{S}/\text{cm}$. As temperaturas medidas na área da EIG indicam uma tendência de incremento do valores no sentido de noroeste para sudeste devido as oscilações nestes valores que foram entre 21,5 e 24,4 °C (BRAIN, 2003).

Para o benzeno e o benzo(a)pireno, compostos de interesse nesta ARE, os resultados obtidos nas determinações das concentrações presentes no aquífero foram respectivamente, ND (não detectável) e 0,04 $\mu\text{g}/\text{L}$.

5.2 AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO

Para que a avaliação de risco possa prosseguir, é necessária a existência da fonte de contaminação, do transporte do contaminante a partir da fonte e a captação do contaminante pelos receptores. Portanto o objetivo desta etapa é identificar estes elemento e elaborar um modelo conceitual que mostre o contato do estressor com o receptor.

5.2.1 Descrição da fonte de contaminação

Os acidentes de contaminação ocorridos na EIG não são recentes. O primeiro data aproximadamente 10 anos e o último aconteceu há 2 anos. Devido a longevidade entre o último

derramamento e a realização desta ARE, não se pôde determinar com exatidão a localização da fonte de contaminação. As concentrações encontradas nos poços de monitoramento tanto no solo quanto na água subterrânea foram baixas. Portanto considerou-se como fonte de contaminação o poço de monitoramento em que a análise química encontrou a maior concentração de benzeno e benzo(a)pireno na água subterrânea. Para o benzeno não foram encontrados valores de concentração detectáveis em nenhum dos 15 poços de monitoramento talvez pelo fato de sua transformação já ter ocorrido. Como o objetivo deste trabalho é propor uma metodologia de avaliação de risco para contaminações de petróleo e derivados, o benzeno mesmo não encontrado na água será utilizado como contaminante alvo e serão realizadas as próximas etapas para este composto para uma melhor representação e detalhamento da avaliação de risco ecológico. No caso do benzo(a)pireno sua detecção deu-se somente em um poço de monitoramento (PM-09) e o valor da concentração foi de 0,04 µg/L.

5.2.2 Quantificação do contaminante

Não foi possível a determinação das concentrações dos compostos de interesse na região do manguezal, determinado nesta ARE como ecossistema afetado pela contaminação, pois as avaliações dos contaminantes foram limitadas à área da EIG. Devido à inexistência de dados sobre a quantificação dos contaminantes que chega ao manguezal nem sobre a dose de tóxico experimentada pelos receptores, admitiu-se, neste estudo, que a concentração dos compostos de interesse encontrada na área da EIG chegaria ao manguezal isenta de qualquer transformação. Portanto, as concentrações no manguezal do o benzeno é ND (não detectável) e do benzo(a)pireno é de 0,04 µg/L.

5.2.3 Migração e destino do contaminante

A partir da determinação das características hidrogeológicas e do mapa potenciométrico da área da EIG, apresentados anteriormente, conclui-se que a água subterrânea flui no sentido do córrego encontrado na parte superior da estação. Nenhuma investigação sobre a contaminação por hidrocarbonetos de petróleo no córrego ou no rio Itaguapé foi realizada. Portanto, as descrições do transporte, dos receptores e da exposição no manguezal que são apresentadas a seguir, são apenas

hipóteses, mas devem ser consideradas para futuras avaliações de risco ecológico mais detalhadas na Estação Intermediária de Guaratuba.

A água subterrânea contaminada por hidrocarbonetos de petróleo que aflora no córrego tem como destino o rio Itaguapé que desemboca no manguezal. Considerando-se que as concentrações de benzeno e benzo(a)pireno não serão alteradas no trajeto desde o lençol freático até o manguezal, conclui-se que os contaminantes chegarão a região do manguezal. Esta assunção foi tomada para dar a esta avaliação de risco ecológico um caráter mais conservador devido à falta de dados sobre o transporte e concentração dos contaminantes no rio e no manguezal e sobre o ecossistema local atingido.

Ao atingir o manguezal, o benzo(a)pireno tenderá a acumular-se no sedimento ou nos tecidos dos organismos que o captarão por diversas rotas de exposição. Já o benzeno ficará, em sua maior parte, solubilizado na água.

5.2.4 Determinação do receptor-alvo

O receptor-alvo corresponde a uma entidade e seus atributos. Ele pode representar uma espécie, uma população, uma comunidade ou ecossistema. Seus atributos referem-se a características importantes do receptor-alvo que serão selecionadas para serem avaliadas e protegidas. Para a realização da avaliação de risco ecológico para a Estação Intermediária de Guaratuba, foram selecionados os seguintes receptores-alvo:

a) Diminuição da taxa de fotossíntese realizada comunidade de algas verdes: As algas são organismos produtores e base da cadeia alimentar, possuindo, assim papel importante na manutenção do manguezal. A diminuição da fotossíntese pode afetar não só a população de algas mas toda a cadeia alimentar.

b) Diminuição da taxa de reprodução da comunidade de camarões e efeitos negativos nas larvas destes animais: O manguezal é considerado como berçário para muitas espécies, inclusive de camarões. Qualquer alteração neste ecossistema pode afetar a taxa de reprodução dos camarões e causar distúrbios na estrutura das populações. Uma diminuição significativa nestas populações pode afetar não só a cadeia alimentar no manguezal e no mar como também interferir na atividade pesqueira.

c) Diminuição da taxa de reprodução da comunidade de moluscos bivalves que vivem enterrados no sedimento: Os moluscos bivalves também representam uma parte importante da atividade pesqueira no Brasil, e alterações no seu ecossistema podem desestruturar suas populações.

d) Diminuição da taxa de reprodução das comunidades de peixes: Devido a grande variedade de peixes no manguezal há diferenças entre suas relações com este ambiente. Há peixes que passam toda a vida no manguezal, mas há aquele que permanecem somente uma fase do ciclo de vida, e aqueles que fazem migrações para alimentação ou reprodução. O distúrbio na reprodução dos peixes que habitam o manguezal pode levar a alterações estruturais populacionais, afetar a cadeia alimentar e afetar a indústria pesqueira.

Os receptores-alvo selecionados, assim o foram baseados em dados da literatura geral sobre manguezais. Não houve nenhuma visita técnica ou levantamento de fauna e flora específico para o manguezal próximo a EIG. Portanto, organismos importantes para o ecossistema, espécies em perigo ou em processo de extinção e outras espécies importantes para o homem que poderia ser selecionados como receptores-alvo não o foram devido a falta de dados referentes a estas espécies.

5.2.5 Determinação das rotas de exposição completa

Os receptores identificados e as rotas de exposição determinadas nesta avaliação de risco são hipotéticos visto que não foram realizadas visitas, levantamentos ou análises no manguezal encontrado próximo a EIG, o qual consideramos como ecossistema atingido pela contaminação por hidrocarbonetos de petróleo.

As rotas de exposição experimentadas pelos receptores na avaliação de risco ecológico são mais amplas que as experimentadas por seres humanos, e os diferentes organismos podem apresentar diferentes formas de contato como o contaminante de interesse. As rotas de exposição para os receptores selecionados nesta avaliação de risco foram baseadas em dados da literatura sobre a biologia dos animais do manguezal, mas não são detalhadas para espécies específicas pela indisponibilidade de dados da fauna do manguezal próximo à EIG. Os elementos de intensidade, de tempo e espaço também foram determinados com base nos dados da contaminação, da

literatura e no julgamento pessoal para melhor descrever a exposição. Os resultados, para cada receptor são descritos a seguir:

- a) Algas verdes: As algas são expostas ao contaminante através de contato direto.
- b) Camarões: entram em contato com o contaminante por meio das rotas de exposição de contato dérmico ou equivalente, da ingestão de sedimento ou alimento contaminado e através do epitélio respiratório. O contato direto com o meio pode não ser muito importante para os camarões devido ao exoesqueleto característico dos artrópodes, mas em períodos de muda, estes animais podem ser expostos por meio desta rota.
- c) Os moluscos bivalves que vivem enterrados no sedimento são expostos aos contaminantes por meio da filtração da água que pode conter partículas e alimentos contaminados. O contato direto para estes animais não foi considerado como rota de exposição relevante devido a concha calcária a qual protege o animal do contato direto com o meio exterior. Como a concha abre-se somente para a alimentação, esta foi a única rota de exposição selecionada.
- d) Os peixes podem entrar em contato com os contaminantes por meio da ingestão de alimentos, partículas ou sedimento contaminado, do contato dérmico com o contaminante no meio e através do contato do contaminante com as guelras. O contato dérmico pode não ser uma rota de exposição efetiva para os peixes devido as escamas externas que se sobrepõem a derme destes animais.

Para os receptores ecológicos, considera-se que a concentração de contaminante a ser bioconcentrado por estes é a mesma encontrada no meio contaminado. Os animais, com exceção daqueles que apresentam hábitos migratórios, geralmente habitam uma área específica, não se afastando desta por muito tempo e mais rigoroso ao habitat estão vegetais e os animais sésseis que passam sua vida inteira em uma mesma área. Isto permite-nos admitir que se o habitat destes animais for contaminado, eles estarão expostos 24 horas por dia, durante todo o tempo em que a exposição durar, ao contaminante.

Portanto, para os receptores que estão expostos ao contato dérmico ou ao contato com o epitélio respiratório, ao contato direto e a ingestão de sedimento contaminado, a concentração experimentada por estes será de 0,04 µg/l para o benzo(a)pireno e ND para o benzeno. Quando expostos, os organismos podem bioacumular os contaminantes, e este acúmulo é maior com o

aumento da concentração do contaminante no meio, com o aumento da disponibilidade de alimento contaminado e com o aumento do tempo de exposição (OKAY, 2000). Os fatores de bioacumulação (FBA) empíricos, baseados no $\log K_{OW}$, são 74.559 e 4.523, respectivamente para o benzo(a)pireno e para o benzeno. Além da bioacumulação, os organismos podem sofrer o processo de bioamplificação através da cadeia alimentar. Este processo é mais significativo nos níveis tróficos maiores que nos níveis próximos a base da cadeia alimentar.

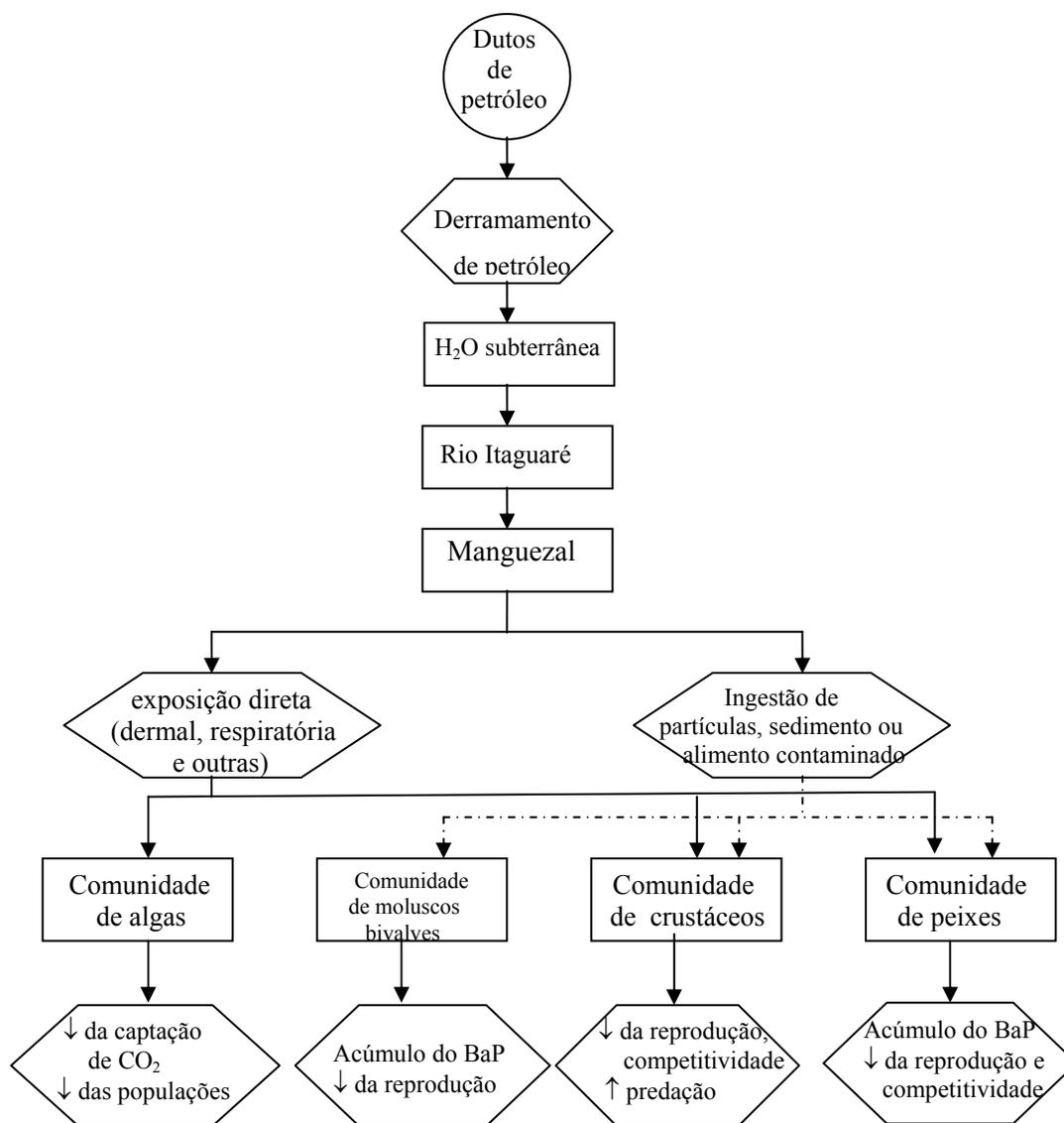
5.2.6 Modelo conceitual

O modelo conceitual é composto por dois elementos, uma descrição da exposição que envolve as fontes, o transporte os receptores, as rotas de exposição e os efeitos biológicos, e um fluxograma que permite uma visualização dos componentes da avaliação da exposição e as correlações existentes ente si. As descrições e os fluxogramas para o benzeno e benzo(a)pireno são expostos a seguir.

5.2.6.1 Descrição da contaminação do manguezal por Benzo(a)pireno.

A Estação Intermediária de Guaratuba é responsável pela transferência de petróleo bruto à outras estações operacionais da PETROBRÁS e nas suas dependências não há tanques de produção ou armazenamento de petróleo. Nos últimos dez anos, ocorreram 4 vazamentos nos dutos de petróleo da EIG. Estes derramamentos causaram a contaminação da água subterrânea na área da EIG por benzo(a)pireno a concentração de 0,04 $\mu\text{g/l}$. A determinação do fluxo da água subterrânea mostrou que esta segue em direção a um córrego localizado a noroeste da estação. Este córrego deságua no rio Itaguapé, distante aproximadamente 1 km da Estação Intermediária de Guaratuba. Por fim, o rio Itaguapé deságua em uma área de manguezal. As comunidades de algas, de bivalves bentônicos, de camarões e peixes que vivem no manguezal podem ser contaminados pelo benzo(a)pireno e benzeno presentes na água através das rotas de exposição de contato direto ou dérmico, do tecido respiratório e da ingestão de alimentos contaminados. Os possíveis efeitos relacionados com esta exposição são a diminuição da capacidade de realização de fotossíntese pelas algas, o distúrbio do aparelho reprodutor ou hormonal dos camarões, peixes e bivalves, interferindo assim, no sucesso reprodutivo e na saúde das proles.

5.2.6.2 Fluxograma da contaminação do manguezal por Benzo(a)pireno.

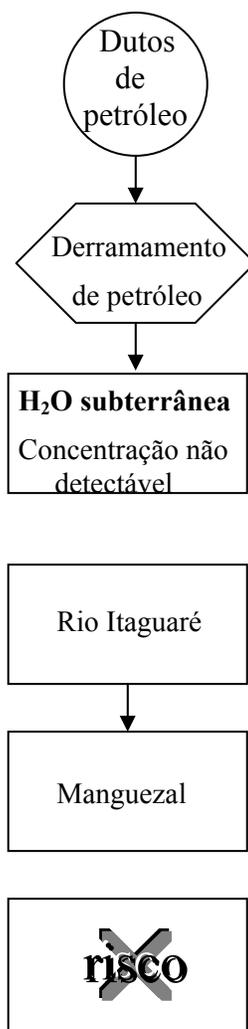


5.2.6.3 Descrição da contaminação do manguezal por Benzeno.

A Estação Intermediária de Guaratuba é responsável pela transferência de petróleo bruto à outras estações operacionais da PETROBRÁS e nas suas dependências não há tanques de produção ou armazenamento de petróleo. Nos últimos dez anos, ocorreram 4 vazamentos nos dutos de petróleo da EIG. Estes derramamentos causaram a contaminação da água subterrânea na

área da EIG por benzeno, porém a concentração deste composto não foi detectada na água subterrânea. Devido a estes valores muito baixos do benzeno, em níveis não detectáveis, pode-se afirmar que o transporte deste para o córrego, e conseqüentemente, para o rio Itaguapé e o manguezal não ocorrerá. Como o conceito básico da ARE implica na presença simultânea de um contaminante, de rotas de exposição e de receptores, a ausência do benzeno leva a não exposição dos receptores no manguezal e, portanto, não há risco para o ecossistema manguezal para o benzeno.

5.2.6.4 Fluxograma da contaminação do manguezal por Benzeno.



5.3 AVALIAÇÃO DOS EFEITOS ECOLÓGICOS

5.3.1 Testes toxicológicos

Para a realização da avaliação de risco ecológico para o manguezal não foi possível a realização de testes toxicológicos para avaliar as concentrações efetivas do benzo(a)pireno para as comunidades que habitam este ecossistema. Os dados toxicológicos para a realização da etapa de avaliação dos efeitos ecológicos foram obtidos a partir de estudos disponíveis na literatura.

▼ Algas verdes

A exposição crônica ao BaP pode causar efeitos tóxicos na atividade fotossintética devido a diminuição na captação de CO₂ (DJOMO, 2004). A diminuição da taxa fotossintética pode levar a diminuição da massa das algas, diminuir o teor de oxigênio na água e diminuir as populações das comunidades de algas. Os dados toxicológicos utilizados para simular os efeitos tóxicos do BaP nas algas foram os apresentados por DJOMO (2004), e o parâmetro toxicológico foi o NOEC. A concentração de BaP na água que não causa nenhum efeito adverso nas algas é de 0,01 µg/l.

▼ Moluscos bivalves

Os moluscos bivalves como o mexilhão e o marisco são animais filtradores e alimentam-se de partículas em suspensão na coluna d'água. Todos estes animais apresentam um mecanismo de bombeamento e filtração capaz de bioacumular contaminantes lipofílicos como os HPAs. A captação pode ocorrer via digestão de partículas contaminadas ou emulsões contaminadas da coluna d'água (OKAY, 2000). Okay (2000), mostrou que o molusco *Mytilus edulis* capta prontamente o BAP, principalmente quando este está associado a algas. Para a avaliação dos efeitos adversos em *Mytilus edulis* foram utilizados os dados toxicológicos da espécie substituta *Ceriodaphnia dubia* e o parâmetro toxicológico foi CE10. A concentração de efeito foi de 0,5 µg/l (INERIS, 2004).

▼Camarões

Para avaliar os efeitos do BaP em camarões adultos e jovens foram utilizados os dados toxicológicos de *Eurytemora affinis* (Pope). Os parâmetros toxicológicos usados foram, para os adultos LOEC e para os jovens NOEC. Para os jovens, a concentração de exposição ao benzo(a)pireno 9 µg/l causa que causa perturbações endócrinas, enquanto que para os adultos, a concentração de exposição que leva a efeitos adversos nos processos de reprodução é de 20µg/l (FORGET-LERAY, 2004).

▼Peixes

A avaliação da toxicidade do Benzo(a)pireno para embriões de peixes utilizou os dados toxicológicos apresentados por CHIKAE, 2004. O critério de efeito utilizado no estudo foi o LOEC e a concentração de efeito foi 0,1 µg/l.

5.3.2 Modelo ARAMS 1.2.2

A avaliação dos efeitos adversos, para os receptores-alvo no manguezal, foi realizada com o modelo computacional ARAMS 1.2.2 que avalia a relação entre a concentração encontrada no meio e os efeitos na biota. O modelo ARAMS permite ao usuário criar um modelo conceitual adequado ao seu cenário de contaminação real. No cenário de contaminação real do manguezal, a fonte de contaminação encontra-se na água subterrânea na área dentro da Estação Intermediária de Guaratuba. O fluxo da água subterrânea indica que a água contaminada segue em direção ao córrego situado a noroeste da EIG. Portanto, a água contaminada por benzo(a)pireno segue pelo córrego em direção ao rio Itaguapé que desemboca na área do manguezal, como já descrito neste trabalho no modelo conceitual.

Para a avaliação da toxicidade, o modelo conceitual utilizado no ARAMS não foi idêntico ao cenário real. Os processos de transporte e transformação que podem ocorrer com o benzo(a)pireno quanto presente em água superficial, fariam com que a concentração deste na água se tornasse menor do que aquela encontrada na água subterrânea na EIG. Devido à ausência de dados de análise e monitoramento das águas do rio Itaguapé e do manguezal, assumiu-se que a concentração que chegaria ao manguezal seria a mesma encontrada na água subterrânea, 0,04

$\mu\text{g/l}$. Mesmo sendo pouco provável, a hipótese assumida fora assim feita para dar continuidade a demonstração e representação da avaliação de risco ecológico apresentada por este trabalho.

O cenário de exposição utilizado no modelo ARAMS, como mostrado na figura 8, não inclui a simulação do transporte da fonte para a água subterrânea e nem o transporte em águas superficiais, no caso, o rio Itaguapé.



Figura 8: Cenário criado para a realização da avaliação de risco ecológico para a EIG utilizando o modelo ARAMS 1.2.2.

Os elementos selecionados para o cenário de contaminação do modelo ARAMS foram o contaminante, a concentração do contaminante na água superficial, o organismo selecionado, os parâmetros toxicológicos a serem utilizados e os efeitos ecológicos. Cada um destes componentes, assim como os dados de entrada utilizados, serão descritos a seguir.

▼ Contaminante

O modelo ARAMS 1.2.2 possui dois bancos de dados: (1) ARMS-DOD, que é um banco de dados constituído por compostos de uso militar e (2) FRAMES, que possui um acervo de um pouco mais de 200 contaminantes orgânicos e inorgânicos. Para simular a contaminação do manguezal, utilizou-se o banco de dados FRAMES. No submodelo do contaminante, escolheu-se o composto benzo(a)pireno. Neste modelo, além da seleção do contaminante, pode-se adicionar informações ao banco de dados das propriedades do composto, como as propriedades físicas básicas, os coeficientes de partição, os coeficientes de difusão, as propriedades termodinâmicas, os parâmetros de toxicidade, fatores de transferência para a biota e parâmetros de transformações química, física e biológica.

▼ Rio Itaguapé

O submodelo utilizado para o componente da água superficial foi o *dados definidos pelo usuário*. Este submodelo permite a seleção de módulos que requerem dados exatos sobre, por exemplo, a concentração no meio, o fluxo de água ou a taxa de captação do composto. Escolheu-se para esta simulação o módulo Surface Water Module –WCF, que requer que o usuário saiba a concentração do composto no corpo de água superficial. Devido a ausência de informações sobre as concentrações de benzo(a)pireno no rio Itaguapé e no manguezal, admitiu-se que a concentração utilizada para simular a toxicidade seria a mesma encontrada na água subterrânea, 0,04 µg/l. Admitiu-se também que a concentração não variou no tempo, que para esta simulação foi de um ano.

▼ Organismo selecionado

O submodelo *organismo selecionado* é um banco de dados baseado nos organismos presentes no banco de dados de efeitos de resíduos ambientais (ERED) e no banco de dados do fator de acumulação biota-sedimento (BSAF). Este submodelo ainda possui uma conexão via internet com o Sistema de Informação Taxonômica Integrada (ITIS) do Departamento de agricultura dos Estados Unidos que fornece informações adicionais dos organismos presentes no banco de dados. Apesar da grande lista de organismos apresentada por este submodelo, não são

todos os organismos listados que apresentam dados toxicológicos para o benzo(a)pireno. A partir do submodelo *parâmetros toxicológicos*, pode-se verificar para quais organismos estão disponíveis, no submodelo, os dados toxicológicos utilizados para caracterizar a toxicidade do benzo(a)pireno. Devido a limitação do modelo quanto aos organismos disponíveis no banco de dados e aos dados ecotoxicológicos para estes organismos, utilizou-se a espécie substituta *Mytilus edulis* para a simulação dos efeitos ecológicos.

▼ Parâmetros toxicológicos

Este submodelo apresenta um banco de dados com os parâmetros toxicológicos do composto de interesse e os valores destes para o organismo selecionado. Os dados existentes no banco de dados são baseados na literatura disponível. O parâmetro selecionado para o organismo substituto *Mytilus edulis* foi o LOEC e o efeito a ser avaliado foi o reprodutivo. Esta escolha está relacionada aos efeitos determinados para os receptores-alvo, em que o atributo a ser preservado, com exceção da comunidade de algas, foi a reprodução.

▼ Efeitos ecológicos

O programa “Efeitos ecológicos” requer, como dados de entrada, o tempo de exposição aguda, a concentração limite dos efeitos crônicos, a duração da exposição e a concentração a que os organismos estão expostos. A duração da exposição considerada neste trabalho foi de 6 meses devido a o curto ciclo de vida das espécies escolhidas como receptor-alvo. As concentrações de efeito utilizadas para a simulação dos efeitos ecológicos foram àquelas apresentadas na seção 5.3.1.

5.4 CARACTERIZAÇÃO DO RISCO

A fase de caracterização do risco é formada por duas etapas, a estimativa do risco e a descrição do risco. Estas duas etapas são descritas a seguir.

5.4.1 Estimativa do risco

Para efeito comparativo, optou-se pela realização desta etapa a partir de duas técnicas, com o modelo ARAMS 1.2.2 e com o quociente de risco.

5.4.1.1 Estimativa do risco com o ARAMS 1.2.2

O modelo ARAMS 1.2.2 produz como resultado da estimativa de risco um gráfico apresentando a porcentagem de tempo em que a concentração ambiental excede os limites das concentrações de efeito, que pode ser efeitos de exposição aguda, exposição crônica ou nenhum impacto adverso. Os gráficos gerados ainda apresentam problemas devido a falta de semelhança entre os dados de entrada e os resultados gerados sob esta forma gráfica. Por esta razão, eles não foram apresentados neste trabalho. A figura é apenas uma ilustração da apresentação dos resultados em forma gráfica gerada pelo modelo ARAMS 1.2.2.

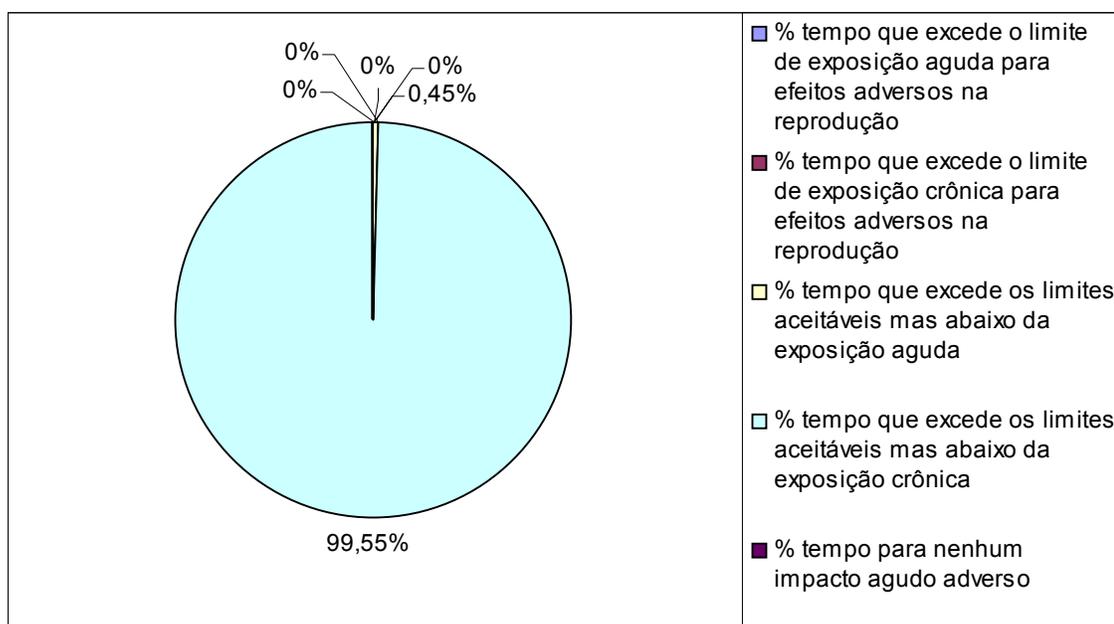


Figura 9: gráfico gerado pelo ARAMS 1.2.2 como resultado de uma avaliação de risco ecológico.

5.4.1.2 Estimativa do risco com o quociente de risco

O quociente de risco é dado pela divisão da concentração do benzo(a)pireno manguezal pela concentração que produz o efeito adverso:

$$QR = CEA/CTE$$

Valores do quociente de risco acima de 1 indicam que há risco de efeitos adversos, enquanto que valores abaixo de 1 indicam ausência de risco ou risco baixo. A partir desta equação calculou-se o quociente de risco para os receptores-alvo e os resultados são apresentados na tabela 2.

Tabela 2: Valores do quociente de risco calculados para todos os receptores-alvo selecionados para a avaliação de risco para a EIG.

Receptor-alvo	Concentração assumida para o manguezal ($\mu\text{g/l}$)	Concentração de efeito ($\mu\text{g/l}$)	Quociente de risco
Algas verdes	0,04	0,01	4
Moluscos bivalves	0,04	0,50	0,080
Camarões	0,04	9,00	0,004
Peixes	0,04	0,10	0,400

5.4.2 Descrição do risco

Nesta fase todos as informações e resultados são interpretados e discutidos não apenas para avaliar o risco para os receptores-alvo mas para apresentar os possíveis riscos as comunidades e ao ecossistema.

A estimativa do risco mostrou que dos quatro receptores-alvo, o único em risco foram as algas verdes. A concentração no manguezal quatro vezes maior que a concentração de efeito. Isto representa efeitos adversos na captação de CO_2 e conseqüentemente na realização da fotossíntese. A diminuição da realização da fotossíntese na comunidade de algas verdes reflete na diminuição da biomassa de algas e interfere na reprodução dos organismos, resultando na diminuição das populações. As algas-verdes são a base da cadeia alimentar aquática no manguezal e a diminuição da comunidade significa escassez de alimento para os herbívoros. As algas também podem passar pelos processos de adsorção e bioacumulação do benzo(a)pireno por meio das rotas de exposição.

Estas algas podem facilitar a captação do contaminante por outros organismos, e assim, aumentar o acúmulo e a toxicidade do composto. Estudos demonstraram que contaminantes orgânicos hidrofóbicos podem estar associados com algas e alcançarem concentrações muito maiores que as concentrações encontradas na coluna d'água. Estas altas concentrações podem ser transferidas através da cadeia alimentar e atingir níveis muito tóxicos nos organismos que se encontram no topo da cadeia alimentar.

Apesar dos valores do quociente de risco terem sido baixos para os demais receptores-alvo, o processo de bioacumulação pode ter papel importante no aumento dos níveis de benzo(a)pireno nos organismos. O valor do Fator de bioacumulação calculado a partir do K_{OW} mostra que o benzo(a)pireno pode acumular nos tecidos dos organismos em concentrações até 74.558,98 vezes maiores que as concentrações ambientais. Está claro que este valor varia de acordo com a espécie e com as características do meio e da contaminação. Porém, este valor é alto e demonstra que o processo de bioacumulação deve ser considerado na avaliação de risco ecológico. A acumulação do benzo(a)pireno nos tecidos pode alcançar níveis tóxicos e causar efeitos adversos nos receptores-alvo. Se o processo de bioacumulação alcançasse os níveis tóxicos, as possíveis respostas dos receptores seriam as seguintes:

- moluscos bivalves: Possuem alta capacidade de bioacumular hidrocarbonetos hidrofóbicos. Esse acúmulo poderia levar a alterações na gametogênese e diminuir a capacidade reprodutiva. Os moluscos também teriam papel importante no acúmulo de benzo(a)pireno nos seus predadores diretos e em níveis tróficos superiores.

- Camarões: O benzo(a)pireno é considerado um composto estrogênico. A exposição ao BaP em concentrações maiores que as concentrações de efeito que pode afetar o sistema endócrino destes animais interferindo no tempo de desenvolvimento de embriões e jovens e de eclosão dos ovos destes crustáceos. A exposição crônica ao BaP também pode levar ao aumento dos efeitos de certos hormônios que regulam a maioria do processo de reprodução levando a uma redução significativa na taxa de reprodução das populações de moluscos bivalves.

- Peixes: A eclosão dos ovos de peixes é afetada por condições ambientais como a temperatura e o teor de oxigênio dissolvido, mas também é regulado pelos sistemas nervoso e endócrino. O benzo(a)pireno pode afetar a ação destes hormônios causando efeitos adversos no desenvolvimento dos embriões. A exposição deste peixe durante o estágio embrionário causa

efeitos irreversíveis em adultos como redução no peso, alterações na taxa de fêmeas e machos, causar esterilidade ou infertilidade, efeitos adversos morfológicos e imunológico. Estas anormalidades poderiam diminuir a capacidade de alimentação e crescimento e provocar a inabilidade para escapar de predadores, levando a uma redução na sobrevivência e conseqüentemente redução na população. A função de indução da oxigenase em larvas de peixes menos afetados poderia levar a continuação de produção de metabólitos citotóxicos, mutagênicos e carcinogênicos do BaP resultando em anemia, falta de habilidade para responder ao estresse ambiental e doenças, dentre elas o desenvolvimento de tumores.

O manguezal é considerado um berçário natural para muitas espécies animais. Efeitos adversos nas larvas como diminuição da prole, efeitos morfológicos, imunológicos e reprodutivos pode levar a diminuição das populações de animais que utilizam o manguezal para as fases de desova e desenvolvimento de jovens (NOVELLI, 1999). Efeitos adversos nos jovens podem ocasionar adultos menos aptos e mais suscetíveis a predação. Do ponto de vista evolutivo, esta é uma estratégia para a permanência de indivíduos mais aptos, porém, a continuidade da contaminação pode provocar uma diminuição drástica nas populações de jovens camarões e peixes que pode se refletir na população adulta. Mamíferos e aves que se encontram no topo da cadeia alimentar podem, sem entrar em contato direto com o benzo(a)pireno, sofrer efeitos adversos. O consumo regular de alimentos contaminados, mesmo em níveis abaixo das concentrações de efeito, pode acarretar na bioacumulação e bioamplificação do benzo(a)pireno. Este contaminante fica adsorvido no tecido adiposo dos animais, e eventos ambientais adversos, como a escassez de alimento por um período de tempo, podem levar o organismo a utilizar as reservas de gordura. Assim, o nível de benzo(a)pireno nos sangue e demais órgão pode aumentar e alcançar níveis tóxicos.

5.4.3 Incertezas

Os dados referentes a contaminação foram baseados em um único estudo realizado na Estação intermediária de Guaratuba. Nenhuma análise no córrego ou no rio Itaguapé foi realizada para a determinação de hidrocarbonetos de petróleo. Portanto, as únicas referências obtidas para a realização da avaliação de risco ecológico foram as concentrações encontradas na água

subterrânea na área da EIG. A concentração de benzo(a)pireno na água subterrânea foi de 0,04 µg/l e foi utilizada como exemplo para a realização deste trabalho. É importante ressaltar que esta concentração não chegaria ao manguezal devido aos processos de transporte e transformação que ocorreriam no córrego e no rio Itaguapé, que mitigariam esta concentração. A seleção de receptores-alvo pode ter sido prejudicada pela ausência de dados específicos sobre o manguezal próximo a Estação. Espécies ameaçadas de extinção podem não ter sido escolhidas devido a ausência de levantamentos de fauna e flora que permitiriam a identificação de tais espécies e poderia-se incluí-las como receptores-alvo. As relações entre as espécies e das espécies com o meio também estão subcaracterizadas. Estas relações requerem estudos profundos sobre as espécies que habitam o manguezal, e não houve a possibilidade de obtenção de tais dados, ou pela inexistência na literatura, ou seja pela impossibilidade da realização de estudos de levantamento biológico na área do manguezal para esta avaliação de risco ecológico.

6 CONCLUSÃO

Este trabalho abordou a avaliação de risco ecológico com os objetivos de propor uma metodologia simplificada de ARE para contaminações por petróleo, aplicá-la para a Estação Intermediária de Guaratuba, testar o modelo computacional ARAMS 1.2.2 para a ARE e comparar os resultados da estimativa de risco por meio das técnicas de quociente de risco e o modelo ARAMS 1.2.2 a partir destes objetivos conclui-se que:

A metodologia de avaliação de risco ecológico para contaminações por petróleo e derivados foi eficaz, pois permitiu a sua utilização para um caso real de contaminação. Porém, a realização efetiva da avaliação de risco ecológico ainda necessita de muitos estudos e informações sobre os efeitos do petróleo sobre o meio ambiente, o que ainda torna esta avaliação incompleta e não muito segura, não por falha da metodologia, mas pela insuficiência de dados da literatura científica ou pela ausência de geração de dados para a ARE. A metodologia não se mostrou eficaz com o uso do modelo computacional ARAMS 1.2.2 que foi pouco confiável, prático e compreensível em relação aos resultados gerados, não se recomendando ainda sua utilização. Mas o uso da metodologia de avaliação de risco ecológico empregando-se técnicas mais simples de caracterização do risco, como o quociente de risco, é ainda a melhor opção, pois eles podem trazer um resultado objetivo e rápido, mesmo que simplificado, possibilitando a descrição do risco mais direta.

O estudo de caso de ARE na EIG foi realizada com o objetivo de aplicar a metodologia proposta. Deve-se ressaltar que não existe risco ecológico para o manguezal, visto que as concentrações encontradas na área da EIG não chegarão ao manguezal devido aos processos de transporte e transformação que ocorrem com os contaminantes no córrego e no rio Itaguapé.

A avaliação de risco ecológico é uma excelente ferramenta para a recuperação de áreas já contaminadas, porém ela também é essencial em áreas que possam ser potencialmente contaminadas. A elaboração da avaliação de risco ecológico anterior à contaminação ajuda na tomada de decisões de gerenciamento de maneira mais rápida e eficiente. Deve-se incentivar a realização da avaliação de risco ecológico, isolada ou integrada à avaliação de risco à saúde humana com o objetivo de preservar as características de ecossistemas afetados por contaminações por petróleo e seus derivados ou outros compostos químicos. Esta integração é um instrumento importante para o gerenciamento de risco, possibilitando uma visão mais abrangente

do destino e do efeito do contaminante, e uma escolha mais eficaz do processo de remediação contemplando não só a proteção à saúde humana mas à todos os organismos presentes no ecossistema que contribuem para o equilíbrio do meio ambiente.

7 RECOMENDAÇÕES

A avaliação de risco ecológico é mais complexa que a avaliação de risco à saúde humana não somente pelas diferenças dos efeitos adversos produzidos, mas pelo objetivo da ARE ser a avaliação de efeitos não nos indivíduos de uma única espécie. O risco a uma espécie é refletido para a população e para as outras espécies que com esta relacionam-se. É impossível realizar uma avaliação de risco ecológico sem a ampliação dos efeitos para todo o ecossistema. Uma avaliação de risco detalhada e com dados seguros depende das informações obtidas e produzidas durante a ARE. É de extrema importância o incentivo de estudos ecotoxicológicos para aumentar a disponibilidade de dados importantes sobre os efeitos e os níveis de efeitos dos hidrocarbonetos de petróleo. Igualmente incentivados devem ser os estudos ecológicos que auxiliam na interpretação e descrição das relações dos receptores-alvo com o meio ambiente afetado e destes com outras espécies habitantes do ecossistema impactado.

As avaliações de rotas de exposição completas são muito complexas e difícil de serem quantificadas, o que pode gerar muitos erros. Faz-se necessários estudos que demonstrem formas mais simplificadas, porém eficientes, de determinar a captação de contaminantes pelas rotas de exposição.

A avaliação de risco ecológico necessita de informações detalhadas sobre a estrutura e o funcionamento das comunidades e ecossistemas do ambiente a ser estudado para obter resultados mais confiáveis na estimativa e caracterização do risco ecológico. Deve-se incentivar estudos sobre a caracterização dos ambientes ao redor de áreas impactadas ou com potencial de contaminação bem como da fauna e flora presentes nestes ambientes.

Recomenda-se também a realização de novos monitoramentos. Na área da EIG estes monitoramentos seriam importantes para verificar oscilações nas concentrações já encontradas e para a identificação de novas contaminações. O monitoramento, em alguns pontos no córrego, seria importante para verificar se há a presença de hidrocarbonetos e em que concentrações. A ausência de hidrocarbonetos nos monitoramentos do córrego pode reforçar o fato de que os hidrocarbonetos, nas concentrações encontradas na EIG não chegariam ao manguezal e a presença de hidrocarbonetos no córrego poderia levar ao monitoramento das águas do rio Itaguapé a jusante do córrego para a verificação da presença de hidrocarbonetos.

Órgãos ambientais federais e estaduais, bem como empresas que desenvolvem atividades com potencial impacto ambiental, devem motivar estudos e aplicações de avaliação de risco ecológico com a finalidade de melhorar a qualidade de vida da população humana e do meio ambiente e aprimorar as legislações ambientais.

GLOSSÁRIO

- SISTEMAS ECOLÓGICOS

Na biosfera, há uma relação e interdependência do meio físico e dos organismos que nele habitam, e este vínculo faz com que um influencie as propriedades e características do outro. Da mesma forma, os organismos não apenas habitam um meio onde lhes estão disponíveis recursos necessários a sua sobrevivência, mas também interagem com outros organismos. Para entender melhor a relação destes organismos entre si e com o meio, pode-se organizar os sistemas biológicos da seguinte série hierárquica:

- ✓ Organismo: é um conjunto de sistemas. É capaz de alimentar-se, reproduzir-se e evoluir.
- ✓ População: refere-se a um grupo de indivíduos de uma mesma espécie.
- ✓ Comunidade ou biocenose: a comunidade é um agrupamento de seres vivos de diferentes populações que habitam uma determinada área em um determinado momento. Este agrupamento sofre a ação do meio e possui a capacidade de influenciar este meio. Os diversos constituintes da biocenose acham-se unidos entre si por laços de dependência recíproca. Essa interdependência é tal que uma modificação que afete uma única espécie pode repercutir sobre o conjunto da biocenose ou mesmo fazê-la desaparecer, como por exemplo, o aumento ou diminuição do número de indivíduos em uma certa população, ou ainda, a introdução ou extinção de uma espécie componente da biocenose. (DAJOZ, 1972).

✓ Ecossistema: qualquer unidade (biossistema) que abranja todos os organismos que funcionam em conjunto (comunidade biótica) numa dada área, interagindo com o ambiente físico de tal forma que o fluxo de energia produza estruturas bióticas claramente definidas e uma ciclagem de materiais entre as partes vivas e não-vivas. Cada um destes fatores influencia as propriedades do outro e cada um é necessário para a manutenção da vida no planeta (ODUM, 1988). Do ponto de vista termodinâmico, o ecossistema é um sistema aberto e estável no tempo. Os constituintes que entram nesse sistema são:

- energia solar: principal fonte de energia e parte da matéria prima necessária para a fotossíntese.
- a água: principal constituinte de todos os seres vivos. Faz parte de muitas reações químicas importantes nos organismos.

- substâncias inorgânicas: são importantes na ciclagem de nutrientes e participam de reações químicas nos organismos ou como parte da estrutura destes organismos.

Os elementos que saem do sistema são: o calor, o oxigênio, o gás carbônico e diversos outros gases, os compostos húmicos e as substâncias biogênicas carregadas pela água. Um ecossistema completo compreende as substâncias abióticas inorgânicas e orgânicas do meio, organismos produtores autotróficos, consumidores heterotróficos e, enfim, os decompositores. (DAJOZ, 1972).

A vida constrói-se sobre as propriedades físicas e as reações químicas da matéria. Todo componente ecológico seja ele um organismo, uma população, um ecossistema ou a biosfera inteira, troca continuamente matéria e energia com os seus arredores. Os sistemas ecológicos apresentam-se em estado estacionário dinâmico, em que um sistema troca de energia ou matéria com os arredores, mas, apesar disso, mantém suas características constantes. Essa idéia de manter um estado estacionário em face de um contínuo fluxo de matéria e energia entre um sistema ecológico e suas redondezas se aplica a todos os níveis de organização ecológica. O estado estacionário dinâmico nos sistemas ecológicos é mantido por meio da energia. Os organismos perdem energia para o meio e devem procurar energia ou matéria para substituí-la (RICKLEFS, 2001).

Os organismos são compostos por carboidratos, lipídios, proteínas e outras moléculas biológicas. Estes compostos contêm energia sob a forma de ligações químicas. Essa energia é liberada por meio de reações que quebram estas ligações e, assim, os organismos podem fazer uso desta energia. Nos sistemas biológicos, uma das reações de quebra mais comuns é a oxidação do carbono orgânico. A oxidação reduz o potencial de energia química do carbono, e a energia liberada pode ser utilizada para outras ações dentro da célula. O oposto da oxidação é a redução. A redução do carbono aumenta o potencial de energia dentro do átomo de carbono e permite que ele reaja com outros átomos de carbono ou outro elemento químico para formar moléculas orgânicas. Naturalmente, o processo de redução do carbono exige uma fonte de energia (RICKLEFS, 2001). Portanto, de uma maneira simplificada, pode-se dizer que os requerimentos básicos para a sustentação da vida de um organismo na Terra são:

a) um suprimento de carbono para formar moléculas orgânicas das quais os organismos são compostos (UNEP & IPCS, 1999).

b) um suprimento de energia para a realização das atividades celulares que mantêm os organismos vivos (UNEP & IPCS, 1999).

O carbono encontra-se disponível no ambiente sob a forma de dióxido de carbono e de outras formas inorgânicas como, por exemplo, o bicarbonato. Porém, a forma utilizável por todos os organismos vivos é a orgânica. De acordo com a forma de obtenção do carbono, pode-se dividir os organismos em dois grupos:

- autotróficos: Os organismos autotróficos são parte fundamental de um ecossistema, pois produzem a matéria orgânica necessária não só para sua manutenção, mas também para a manutenção de todos os organismos heterotróficos (INEP, 1999).

- heterotróficos: Todos os animais e a maioria dos microorganismos obtêm carbono já reduzido por meio da alimentação. A estes organismos dá-se o nome de heterotróficos, porque utilizam, rearranjam ou decompõem matéria orgânica complexa sob a forma de outros organismos e desta forma podem obter energia. (RICKLEFS, 2001).

O carbono orgânico e a energia são transferidos dos organismos autotróficos, através de séries compostas por organismos que consomem e são consumidos, assim como pelos organismos decompositores. Essas relações seriadas são chamadas cadeias alimentares ou cadeias tróficas. A energia transferida para o nível trófico seguinte é de apenas 10% a 20% da energia do nível anterior. O restante é perdido em forma de calor. Cada nível trófico produz resíduos, como produtos de excreção e matéria orgânica morta, e libera dióxido de carbono através da respiração (INEP, 1999)

A produção primária das plantas, algas e algumas bactérias forma a base das cadeias alimentares ecológicas. Animais, fungos e a maioria dos microorganismos obtêm sua energia e a maior parte de seus nutrientes das plantas ou animais, ou dos restos mortais deles. Esses papéis dão ao ecossistema uma estrutura trófica, que é determinada pelas teias alimentares, (conjuntos de cadeias alimentares) através das quais a energia flui e os nutrientes circulam.

- RELAÇÕES ECOLÓGICAS

As diversas espécies de uma mesma biocenose podem muitas vezes depender das outras de maneira indireta, por intermédio das modificações que impõem ao meio. Porém há relações de interdependência, excluindo as relações predador-presa que estão incluídas em uma cadeia

alimentar. As relações podem acontecer dentro de uma população ou entre espécies, e são chamadas respectivamente de intraespecíficas e interespecíficas. Elas também são classificadas em harmônicas, nas quais não há prejuízo para nenhuma das espécies relacionadas e desarmônicas, onde há o prejuízo, na relação, para uma das espécies. Algumas destas relações são descritas a seguir:

▼Relações intra-específicas harmônicas:

- Colônia: colônias são associações entre indivíduos de uma mesma espécie, anatomicamente ligados, que em geral perderam a capacidade de viver isoladamente.

- Sociedade: São associações entre indivíduos da mesma espécie, organizados de modo cooperativo e não ligados anatomicamente. Os indivíduos componentes de uma sociedade se mantêm unidos graças aos estímulos recíprocos.

▼Relações intra-específicas desarmônicas:

- Canibalismo: interação entre indivíduos da mesma espécie que consiste em devorar organismos da mesma espécie.

▼Relação intra e interespecífica desarmônica

- Competição: É uma interação ecológica em que indivíduos da mesma espécie ou indivíduos de espécies diferentes concorrem pela obtenção de um mesmo recurso, como, por exemplo, alimento, território, luminosidade. Este tipo de interação pode ser intra ou interespecífica. Em ambos os casos, este tipo de interação favorece um processo seletivo que culmina, geralmente, com a preservação das formas de vida mais bem adaptadas ao meio ambiente e com a extinção de indivíduos com baixo poder adaptativo.

▼Relações interespecíficas harmônicas

- Comensalismo: É a associação entre indivíduos de espécies diferentes na qual um deles aproveita os restos alimentares do outro sem prejudicá-lo. O animal que aproveita os restos alimentares é denominado comensal.

- Inquilinismo: É a associação entre indivíduos em que um deles procura abrigo ou suporte no corpo do outro, sem prejudicá-lo.

- Mutualismo: É a associação entre indivíduos de espécies diferentes na qual ambos se beneficiam. Esse tipo de associação é muito íntima e a sobrevivência dos seres que a formam torna-se impossível se eles são separados.

▼ Relações interespecíficas desarmônicas

- Amensalismo: É um tipo de interação em que uma espécie produz e libera substâncias que dificultam o crescimento ou a reprodução de outras podendo até mesmo mata-las.

- Esclavagismo: É uma interação na qual uma espécie captura e faz uso do trabalho, das atividades e até dos alimentos de outra espécie.

- Parasitismo: É a associação entre indivíduos de espécies diferentes na qual um vive a custa do outro, prejudicando-o. O indivíduo que se beneficia é chamado parasita e o prejudicado, hospedeiro.

- Predatismo: É um tipo de interação na qual um indivíduo, denominado predador, ataca, mata e devora outro (presa) de espécie diferente. Os predadores eliminam da população de presas os indivíduos menos adaptados, podendo influir no controle da população de presas. Tanto as presas quanto os predadores apresentam uma série de adaptações que lhes permitem desempenhar suas funções de maneira mais eficaz.

- CONCEITOS BÁSICOS DA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO

▼ Análise de Risco: Processo formado por duas etapas, a avaliação de risco e o gerenciamento de risco.

▼ Avaliação de risco ecológico: É um processo que utiliza uma série de métodos científicos para estimar e definir a natureza, a probabilidade e a magnitude dos efeitos adversos em um sistema ecológico decorrentes da frequência de exposição a um ou mais estressores (USEPA, 1998; SUTER II, 1997; NEPEC, 1999). A avaliação de risco ecológico foca principalmente a proteção de populações, comunidades e ecossistemas, em vez da proteção de organismos individuais. A avaliação de risco tem por objetivo subsidiar as decisões políticas tomadas no gerenciamento do risco e seu conceito fundamental baseia-se na presença simultânea de um

contaminante, de rotas de exposição e de receptores. A ausência de qualquer um destes elementos torna o risco inexistente.

▼ Gerenciamento de risco: É o processo de avaliação e seleção das ações apropriadas para o controle do risco e atenuação de suas conseqüências.

▼ Estressor: é um agente químico, físico ou biológico capaz de causar efeitos adversos primários e/ou secundários em organismos individuais, populações, comunidades ou ecossistemas.

▼ Efeitos Adversos: São mudanças em características estruturais ou funcionais importantes dos ecossistemas ou de seus componentes.

▼ Fonte: A fonte é um entidade ou ação que lança ou impõem no meio ambiente um ou mais estressores. As fontes podem incluir o lançamento de resíduos químicos de indústrias, a aplicação de pesticidas, testes militares com bombas ou a introdução de organismos exóticos.

▼ Receptor: é a entidade (espécie, população, comunidade, ecossistema ou um processo ecológico) que pode sofrer um efeito adverso quando entra em contato com ou é exposto a um estressor.

▼ Exposição: A exposição é o contato ou a co-ocorrência de um estressor com um receptor.

▼ Receptor-alvo: A expressão receptor-alvo é uma adequação do termo em inglês *endpoint assessment*. Receptor-alvo é uma expressão explícita de um valor ambiental a ser protegido, operacionalmente definido pela entidade ecológica e seus atributos. Pode ser representado por uma espécie, um grupo funcional de espécies, uma comunidade, um ecossistema ou um habitat específico. Os critérios de escolha do receptor-alvo são: relevância ecológica, suscetibilidade ao estressor e relevância para as metas de gerenciamento (USEPA, 1998; SUTER, 2000).

- relevância ecológica: o receptor-alvo auxilia na sustentabilidade da estrutura natural, da função, da biodiversidade e do ecossistema ou de seus componentes.

- Suscetibilidade ao estressor: a sensibilidade refere-se a quão prontamente uma entidade ecológica é afetada por um estressor em particular.

- Relevância para as metas de gerenciamento ambiental: deve-se escolher a espécies-alvo reconhecida cientificamente para este fim, mas que também seja reconhecida como importante por gerentes de risco e pelo público em geral. Os gerentes de risco tendem a escolher como espécies-alvo as espécies ou ecossistemas que são importantes comercialmente ou

ecologicamente, que possuem atributos funcionais como, por exemplo, o suporte de fontes de alimentação, valores estéticos ou a existência de espécies carismáticas que são importantes para a população humana.

✓ Medida de efeito: A expressão parâmetro-alvo é uma adaptação para a expressão em inglês *endpoint measurement*. Parâmetros-alvo são fatores de resposta ao estressor mensuráveis que descreve ou mede características que são essenciais para a manutenção do receptor-alvo. Pode variar de respostas bioquímicas a mudanças na estrutura e função de comunidades e ecossistemas (UNEP & IPCS, 1999). Tanto a receptor-alvo quanto a medida alvo são os principais dados de entrada da ARE para o processo de gerenciamento ambiental e são importantes para a avaliação de risco ecológico porque a estruturam, direcionam o interesse do gerenciamento de risco e são centrais para o desenvolvimento do modelo conceitual. (USEPA, 1998; SUTER 2000).

✓ Modelo Conceitual: É uma descrição escrita e uma representação gráfica das relações entre entidades ecológicas e os estressores aos quais elas são expostas. Eles são desenvolvidos a partir da informação sobre os estressores, a exposição potencial, e os efeitos previsíveis numa entidade ecológica, e estas informações podem ser baseadas na teoria ou na lógica, em dados empíricos, em modelos matemáticos ou de probabilidade. A forma gráfica mais recomendada para o modelo conceitual é o fluxograma e deve-se utilizar figuras ou formas geográficas distintas para diferenciar seus elementos. Essa representação deve conter: (1) as fontes, (2) as rotas de transporte da fonte ao meio ambiente, (3) as rotas de exposição do meio ambiente ao receptor, (4) os receptores, e (5) os dados de saída. A narrativa deve descrever de forma detalhada para assegurar a total compreensão dos diagramas, além de explicar a lógica do modelo utilizado (SUTER II, 1996, USEPA, 1998, BATES, 2000).

- PROCESSOS DE ACUMULAÇÃO DOS CONTAMINANTES NOS SERES VIVOS

Em todas as rotas de exposição, os contaminantes devem, antes de serem assimilados pelos organismos, passarem através de membranas biológicas, sejam elas externas, ou internas. As propriedades das membranas celulares e dos compostos tóxicos são fatores importantes para o controle de captação destes compostos. Os compostos pequenos e lipossolúveis, são captados por difusão passiva, que não requer gasto de energia pelo organismo. Os sistemas de distribuição dentro do organismo ajudam a manter o gradiente de concentração através das membranas até

todos os compartimentos dentro do organismo estarem em estado estacionário. Os principais processos de acumulação de substâncias orgânicas são descritos a seguir:

▼ Bioconcentração: É o acúmulo de contaminante dissolvido na água através de rotas de exposição não alimentares (BACCI, 1994 e WIDENFALK, 2002). O nível de bioconcentração, para ambientes aquáticos, em estado estacionário é representado pelo fator de bioconcentração (FBC) e ele é dependente da taxa de absorção e da taxa de eliminação:

$$FBC = C_o/C_w$$

Onde C_o e C_w indicam as concentrações em equilíbrio no organismo e na água, respectivamente, em unidades homogêneas. Além desta representação, vários estudos foram realizados na tentativa de correlacionar o FBC com o K_{OW} , e uma das correlações mais freqüentemente usadas é:

$$FBC = 0,048 \times K_{OW}$$

Isto significa que o organismo comporta-se como se fosse composto por 4,8% de octanol (valor aproximado do conteúdo de lipídios em peixes). O máximo valor de log FBC observado foi para compostos com log K_{OW} entre 5 e 6.

Em geral, há uma relação linear entre o log FBC e o log K_{OW} para compostos que possuem valores de log K_{OW} variando de 3 a 6, mas esta relação não é verdadeira para compostos extremamente hidrofóbicos (log $K_{OW} > 6$). Neste caso, os valores de FBC calculados a partir desta aproximação são geralmente maiores que os medidos. Esta relação não linear para os compostos extremamente hidrofóbicos pode se explicada pelo longo tempo necessário para alcançar o equilíbrio, que excede, muitas vezes, o tempo de exposição (BACCI, 1994 e WIDENFALK, 2002).

▼ Bioacumulação: É captação de um composto químico por um organismo vivo por meio de todas as rotas de exposição possíveis (contato, respiração, ingestão, translocação da raiz e outras) (BACCI, 1994 e WIDENFALK, 2002). Um composto é acumulado no tecido de um organismo quando os processos de degradação e eliminação são mais lentos que a taxa de captação, e a concentração nos tecidos torna-se maior que no meio ao redor. Para os compostos orgânicos utiliza-se o fator de bioacumulação (FBA). O FBA é uma taxa empírica e é definida como a concentração do contaminante no tecido do organismo que está acima da concentração

deste contaminante meio. Os valores do FBA são dependentes das propriedades físico-químicas do composto orgânico e da quantidade de lipídios de um organismo. No meio aquático, utilizando a relação do FBA com o KOW apresentada por OKAY (2000), o fator de bioacumulação pode ser representado por:

$$\log \text{FBA} = - 1,4 + 0,965 \times \log K_{\text{OW}}$$

▼ Bioamplificação: refere-se ao aumento na concentração em um organismo vivo pelo aumento do nível trófico (os níveis nos predadores são maiores que na presa); a bioamplificação de um nível a outro é expresso pelo fator de enriquecimento (fator de bioamplificação) (BACCI, 1994). Refere-se ao aumento na concentração da substância ao longo da cadeia alimentar. Isto significa que predadores apresentam níveis maiores do contaminante nos tecidos do que suas presas.

▼ Biodisponibilidade: Os processos de biodisponibilidade são definidos como interações físicas, biológicas ou químicas que determinam a exposição de organismos às substâncias associadas com o meio. Qualquer força que altere a estrutura química, as propriedades físicas ou a concentração do contaminante pode mudar sua biodisponibilidade. Nas avaliações de risco ecológico e humano a biodisponibilidade é refletida em valores ou em dados específicos da área de estudo que são importantes para estimar a exposição dos organismos nos diversos elos da cadeia trófica.

- EFEITOS BIOLÓGICOS

▼ Toxicidade: É a habilidade de uma substância em causar dano a um sistema biológico. é a medida de quão venenoso ou perigoso uma substância pode ser para uma planta, um animal, um microorganismo ou para o ser humano (NEPEC, 1999). A toxicologia é a ciência que estuda os agentes químicos, físicos ou biológicos que produzem uma resposta no organismo quando interage com o mesmo. Uma ramificação da toxicologia é a ecotoxicologia. Seu objetivo é estudar a dispersão e o impacto de compostos tóxicos nos sistemas ecológicos.

▼ Toxicidade aguda: É o efeito adverso decorrente da administração de uma única dose ou múltiplas doses de uma substância em um curto período de tempo. O principal efeito avaliado é a letalidade e ela é quantificada geralmente pela dose ou concentração mediana letal (LD₅₀ ou LC₅₀) (UNEP & IPCS, 1999; BACCI, 1994).

▼ Toxicidade crônica: é aquela em que os efeitos são somente observados após repetidas exposições ao estressor por um longo período de tempo (UNEP & IPCS, 1999). A meta dos testes de toxicidade crônica é o cálculo dos níveis de exposição aos tóxicos que não são capazes de induzir qualquer efeito adverso detectável ao organismo testado (BACCI, 1994). Os níveis de exposição são menores que dos testes de toxicidade aguda e o tempo de exposição são maiores. O efeito medido nos testes de toxicidade crônica não é a letalidade, mas os efeitos subletais, que são o limite dos níveis de exposição entre os efeitos observados e os não observados (BACCI, 1994).

▼ Mutagenicidade: Habilidade de algumas substâncias de modificarem o material genético das células e permitir que essas mudanças sejam transmitidas durante a divisão celular. Quando as mutações ocorrem em células germinativas (espermatozóide e óvulo) podem acarretar problemas congênitos ou a morte dos embriões ou fetos, ou essas mutações podem ser transmitidas para futuras gerações. Quando essas mutações ocorrem em células somáticas, os efeitos podem ser a morte da célula ou a transmissão do defeito genético para outras células no mesmo tecido.

- MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DOS EFEITOS ECOLÓGICOS

Muitas aproximações são utilizadas para a realização da avaliação dos efeitos ecológicos causados por compostos químicos, além da modelagem matemática. Estas aproximações são descritas a seguir:

▼ Testes toxicológicos: Para avaliar a toxicidade causada por um contaminante a um organismo pode-se realizar os testes toxicológicos. Para tanto, é necessária a seleção de elementos importantes como o organismo teste adequado, o número de organismos, a resposta biológica esperada, o período de exposição e a dose ou série de doses. Seu resultado é expresso em termos da dose administrada, mas também em curvas de dose-resposta que são obtidas quando os resultados se enquadram numa relação matemática consistente. Os valores mais importantes dados pela curva dose-resposta são o NOEL (maior dose em que não se observa nenhum efeito no organismo) e o LOEL (menor dose na qual se observa qualquer efeito no organismo). Estes valores são mais expressivos que a letalidade na avaliação de risco ecológico, pois demonstram os níveis em que efeitos na reprodução, fisiologia, comportamento poderiam ocorrer. Efeitos deste gênero podem causar desestruturação da comunidade e do ecossistema. A desvantagem dos testes ecotoxicológicos é não conseguir simular as condições ambientais e ecológicas reais no

laboratório. Quando não é possível, por qualquer motivo, a realização dos testes de toxicidade adota-se para a avaliação de risco ecológico os valores de toxicidade disponíveis encontrados na literatura.

▼ **Biomarcadores:** os biomarcadores são variações induzidas por um xenobiótico em componentes ou processos, estruturas ou funções celulares ou bioquímicas que podem ser mensuráveis em um sistema biológico. Apesar de serem utilizados na ARE, os biomarcadores ainda requerem conhecimento mais detalhado sobre as relações dose-resposta. Essa falta de informações leva a uma deficiência para a predição das relações causa-efeito em níveis de organização populacional, de comunidade ou de ecossistemas. Os biomarcadores seriam mais valiosos se pudessem conectar os efeitos adversos individuais aos efeitos populacionais e ecossistêmicos (McCARTY, 2002).

▼ **Bioindicadores:** um bioindicador é também utilizado para a avaliação de risco e uma aproximação que utiliza uma espécie cujas respostas funcionais, fisiológicas ou populacionais predizem as respostas de outras espécies co-ocorrentes para o mesmo ou relacionado estressor(es) em níveis de intensidade similares ou maiores. Eles são úteis pois pode-se fazer a ligação causa-efeito em níveis de organização biológica apropriados (McCARTY, 2002).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE. API. **Risk-Based Methodologies for Evaluating Petroleum Hydrocarbon Impacts at Oil and Natural Gas E&P Sites**. API Publication Number 4709. API Publishing Services, Washington, D.C. 2001.

ATSDR Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons**. 1995. 487p Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp69.pdf>. Acesso em: 12 mar 2004.

ATSDR. **Case Studies in Environmental Medicine: Benzene**. 2000. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/HEC/CSEM/benzene>. Acesso em: 05 jun 2004.

BACCI, E. **Ecotoxicology of Organic Contaminants**. Florida: Boca Raton. 1994.

BATES, M. et al. **Determination of the Ecological Risk Associated with a Groundwater Plume of MTBE at Port Hueneme, CA**. University of California. 2000. Disponível em: <http://www.bren.ucsb.edu/research/2000Group_Projects/Mtbe2000/MTBE2000_final.pdf> Acesso em: 15 mai 2004.

BRAIN TECNOLOGIA. **Relatório de Diagnóstico Ambiental – Estação Intermediária de Guaratuba. Técnicas GPR 2D e tomografia elétrica, sondagens e geoquímica, hidrogeologia e hidroquímicas**. Volumes 1 a 3. Dezembro de 2003.

BRASIL. Decreto-Lei n. 1.413 em 14 de agosto de 1975. **Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais**. Disponível em: <http://www.prpe.mpf.gov.br/internet/content/view/full/515>. Acesso em: 27 out 2004.

_____. Lei n. 6938, de 31 de agosto de 1981. **Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm. Acesso em: 27 out 2004.

_____. Lei n. 6938, de 31 de agosto de 1981. **Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm. Acesso em: 27 out 2004.

_____. Lei n. 9605, de 12 de fevereiro de 1998. **Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências**. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/>. Acesso em: 27 out 2004.

_____. Lei n. 9966 de 28 de abril de 200. **Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional e dá outras providências**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9966.htm. Acesso em: 27 out 2004.

_____. Resolução Conama n. 273, de 29 de novembro de 2000. **Dispõe sobre acidentes e explosões provenientes de estabelecimentos produtores e armazenadores de petróleo e outros combustíveis.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/>. Acesso em: 27 out 2004.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**; tradução de Francisco M. Guimarães. Petrópolis, Vozes; São Paulo, Editora da USP, 1972. 2ª edição.

DJOMO, J. E. et al. **Toxic effects of some major polyaromatic hydrocarbons found in crude oil and aquatic sediments on *Scenedesmus subspicatus*.** Water Research 38 pp.1817-1821. 2004.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. New Jersey: Prentice Hall PTR, 1994. 691 p.

FORGET-LERAY, J. et al. **Impact of endocrine toxicants on survival, development, and reproduction of the estuarine copepod *Eurytemora affinis* (Poppe).** Ecotoxicology and Environmental Safety. Vol 60 n° 3 pp. 288-94. 2004.

Hazardous Substances Data Bank. HSBD. **Benzo(a)pyrene**. U.S. National Library of Medicine. Bethesda. 2003b. Database On-line Search. Disponível em: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~SjsB66:1> >. Acesso em: 11 mai 2004.

Hazardous Substances Data Bank. HSBD. **Benzene**. U.S. National Library of Medicine. Bethesda. 2003a. Database On-line Search. Disponível em: <<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~Km4YVu:1>>. Acesso em: 11 mai 2004.

Institut National De L'environnement Industriel et des Risques. INERIS. **Fiche de Donnees Toxicologiques et Environnementales des Substances Chimiques - Benzene**. 2004a. Disponível em: <<http://www.ineris.fr/recherches/download/benzene.pdf>> Acesso em: 12 abril 2004.

Institut National De L'environnement Industriel et des Risques. INERIS. **Fiche de Donnees Toxicologiques et Environnementales des Substances Chimiques – Benzo[a]Pyrène**. 2004b. Disponível em: <<http://www.ineris.fr/recherches/download/benzoapyrene.pdf>>

Integrated Risk Information System. IRIS. **Benzene**. National Library of Medicine. Bethesda. 1998a. Disponível em : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~yYDobh:1>. Acesso em : 05 jun 2004.

Integrated Risk Information System. IRIS. **Benzo(a)pyrene**. National Library of Medicine. Bethesda. 1998b. Database On-line Search. Disponível em : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~6OljSS:1>. Acesso em : 05 jun 2004.

McCarty L. S. et al. **Bioindicators Versus Biomarkers in Ecological Risk Assessment**. Human and Ecological Risk Assessment: Vol 8, N° 1, pp. 159-164. 2002.

Ministry for the Environment. **Guidelines for Assessing and Managing Petroleum Hydrocarbon Contaminated Sites in New Zealand**. MODULE 2: Hydrocarbon contamination fundamentals. 1999.

National Environment Protection Council. NEPC. **Guideline on Ecological Risk Assessment**. Schedule B (5) Adelaide. 1999. Disponível em: http://www.ephc.gov.au/pdf/cs/cs_05_era.pdf. Acesso em: 06 jan 2004.

NOVELLI, Y. S. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha**. Grupo de Ecossistemas: Manguezal, Marisma e Apicum – PROBIO – BDT Bases de Dados Tropical. 1999.

NOVELLI, Y. S. **Manguezal: Ecossistema Entre a Terra e o Mar**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1995.

Okay, O.S. et al. **The role of algae (*Isochrysis galbana*) enrichment on the bioaccumulation of benzo[a]pyrene and its effects on the blue mussel *Mytilus edulis***. Environmental Pollution vol. 110 pp. 103-113, 2000.

PASTOROK, R. A. **Introduction: Improving Chemical Risk Assessments through Ecological Modeling**. Human and Ecological Risk Assessment: Vol. 9, No. 4, pp. 885-888, 2003.

PEDROZO, M. F. M. et al. **Ecotoxicologia e avaliação de risco do petróleo**. Salvador: Centro de Recursos Ambientais. Cadernos de referência ambiental. Vol. 12. 229 p, 2002.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Cecília Bueno. Pedro P. de Lima-e-Silva. Patrícia Mousinho. 5ª edição. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2001.

ROSS, P. S., BIRNBAUM, L. S. **Integrated Human and Ecological Risk Assessment: A Case Study of Persistent Organic Pollutants (POPs) in Humans and Wildlife**. Human and Ecological Risk Assessment: Vol 9, n° 1, pp. 303-324, 2003.

SUTER II, G. W. **Framework for Assessing Ecological Risks of Petroleum-Derived Materials in Soil**. Environmental Sciences Division. ORNL/TM-13408. Oak Ridge National Laboratory, Tennessee, 1997.

SUTER II, G. W. **Generic Assessment Endpoints are Needed for Ecological Risk Assessment**. Risk Analysis, vol 20 n° 2, 2000.

SUTER II, G. W. **Guide for Developing Conceptual Models for Ecological Risk Assessments**. ES/ER/TM-186. Oak Ridge National Laboratory. Tennessee, 1996.

SUTER II, G. W. **Risk Characterization for Ecological Risk Assessment of Contaminated Sites**. ES/ER/TM-200. Oak Ridge National Laboratory, Tennessee, 1996.

SUTTER II, G. W. **A Framework for Assessment of Ecological Risks from Multiple Activities**. Human and Ecological Risk Assessment. Vol 5. No. 2, pp. 397-413, 1999.

UNEP/IPCS. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME & INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY. **Chemical Risk Assessment**. Training Module N^o. 3, 1999.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA. **ATENUAÇÃO NATURAL MONITORADA DE AQÜÍFEROS: Protocolo de Investigação de Locais Contaminados por Derivados de Petróleo**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Santa Catarina, 2002.

USEPA. **Guidelines for Ecological Risk Assessment**. EPA/630/R-95/002F. Washington, DC, 1998 Disponível em: < [http://www.uwyo.edu/enr/RiskAnalysis/Guidelines%20for%20Ecological %20 Risk%20Assessment%20-%20EPA-630-R-95-002F.pdf](http://www.uwyo.edu/enr/RiskAnalysis/Guidelines%20for%20Ecological%20Risk%20Assessment%20-%20EPA-630-R-95-002F.pdf)> Acesso em: 08 mar 2004.

USEPA. National Center for Environmental Assessment. **Ecological Risk Assessment**. Washington, DC, 2002(a). Disponível em: <<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/ecologic.cfm>> Acesso em: 02 mai 2004.

USEPA. **Toxicological Review of Benzene (noncancer effects)**. EPA/635/R-02/001F. Washington, DC, 2002(b). Disponível em: <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0276-tr.pdf>. Acesso em: 26 abril 2004.

VANNUCCI, M. **Os Manguezais e Nós: Uma Visão de Percepções**. 2^a ed. São Paulo: Edusp. 2002.

WIEDEMEIER, T. H. et al. **Natural attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface**. New York: John Wiley & Sons. Inc. 1999. 617 p.

ANEXOS

Dados de entrada do FRAMES

- modelo *Contaminante*:

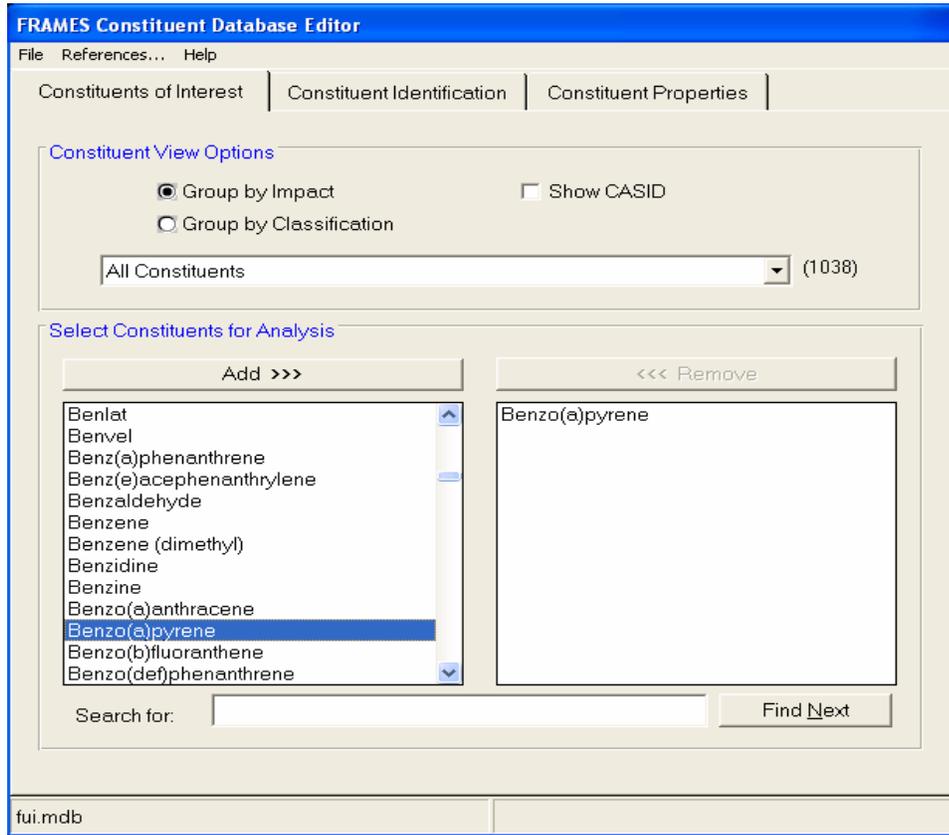


Figura 10: Janela de entrada de dados do modelo do contaminante. Na guia *constituente de interesse* pode-se selecionar o composto de interesse. Na guia *propriedades do constituinte* encontram-se todas as propriedades do contaminante que são importantes dados de entrada para determinar o transporte e destino do contaminante e os efeitos na biota.

- modelo *Organismo Seleccionado*

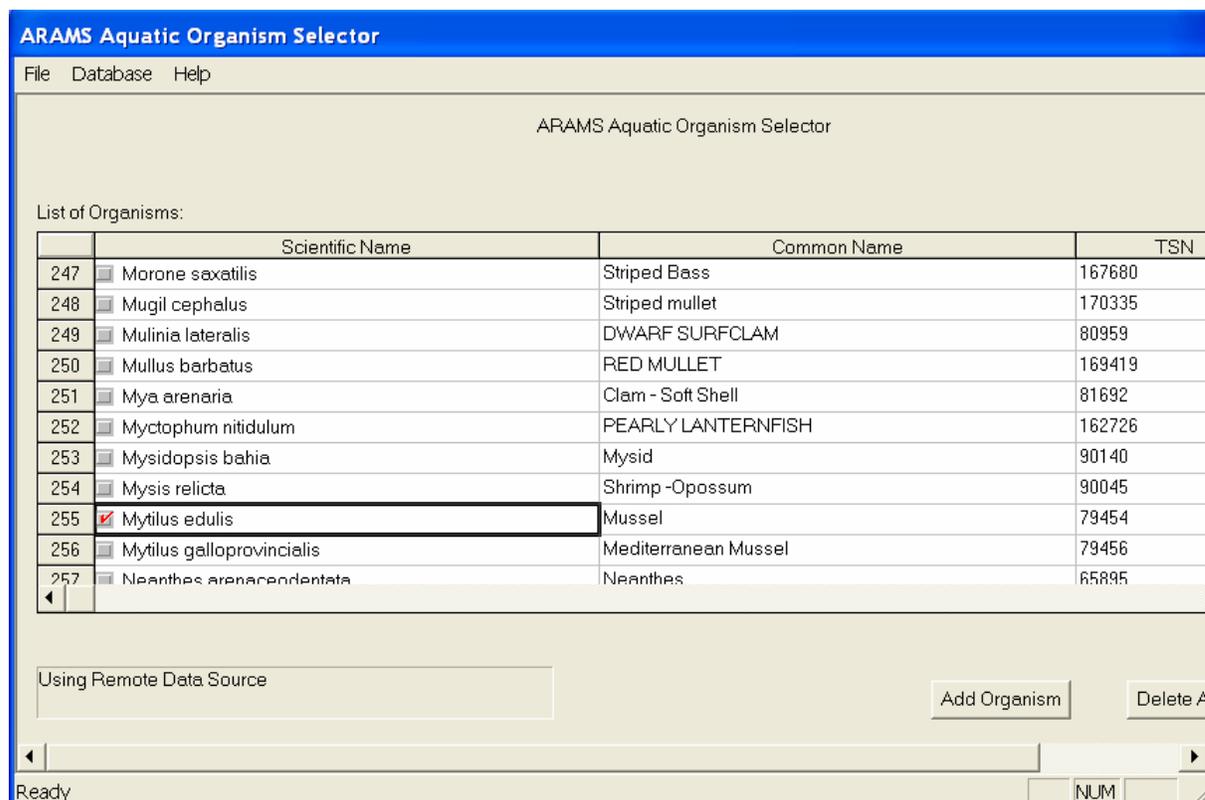


Figura 12: Tela dos dados de entrada para o modelo Organismo Seleccionado. Ela apresenta uma lista de organismos com o nome científico, o nome popular, o número taxonômico e dispõem de informações taxonômicas e fotos.

- modelo Parâmetros toxicológicos

The screenshot shows the EREDClient interface with a table of toxicological data. The table has the following columns: Ser#, CHEM_NA, CAS, SPECIES, TOX M, BODY PART, EFFECT, COMMENTS, CONC_WET, and CONC_UNITS. The data rows list various effects of Benzo[a]p on Mytilus edulis, such as reduced clearance rate, biochemical changes, and reproductive abnormalities, along with their respective concentrations in mg/kg.

Ser#	CHEM_NA	CAS	SPECIES	TOX M	BODY PART	EFFECT	COMMENTS	CONC_WET	CONC_UNITS
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	ED50	Whole Body	Physiolog	50% Reduction In Clearance Rate (calculated)	3.2	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	IP193	Whole Body	Biochemi	animal experiences dry period "tidal", single dose of 1pp	0.00062	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	IP193	Mantle	Biochemi	animal experiences dry period "tidal", single dose of 1pp	3.65E-05	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	IP20	Mantle	Biochemi	animal experiences dry period "tidal", single dose of 1pp	7.81E-06	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	IP20	Whole Body	Biochemi	animal experiences dry period "tidal", single dose of 1pp	0.000811	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	IP313	Mantle	Biochemi	animal experiences dry period "tidal", single dose of 1pp	3.02E-05	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	IP313	Whole Body	Biochemi	animal experiences dry period "tidal", single dose of 1pp	0.000707	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	IP40	Mantle	Biochemi	animal experiences dry period "tidal", single dose of 1pp	2.47E-05	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	IP40	Whole Body	Biochemi	animal experiences dry period "tidal", single dose of 1pp	0.000764	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	IP47	Mantle	Biochemi	animal continually submersed in water "subtidal", single	2.97E-05	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	IP47	Whole Body	Biochemi	animal continually submersed in water "subtidal", single	0.000584	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	IP67	Mantle	Biochemi	animal continually submersed in water "subtidal", single	1.74E-05	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	IP67	Whole Body	Biochemi	animal continually submersed in water "subtidal", single	0.000436	MG/KG
<input checked="" type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	LOED	Whole Body	Reproduc	Abnormal Gametogenesis	0.3	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	LOED	Whole Body	Physiolog	Reduced tolerance to aerial exposure.	3.2	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	LOED	Whole Body	Biochemi	Inhibition Of Superoxide Dimutase (SOD) And Catalase	3.2	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	LOED	Whole Body	Biochemi	Elevated Activity Of Superoxide Dimutase (SOD), a hor	0.161	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	NOED	Mantle	Biochemi	animal continually submersed in water "subtidal", single	2.72E-05	MG/KG
<input type="checkbox"/>	Benzo[a]p	50-32-8	Mytilus edulis	NOED	Soft Tissue	Biochemi	animal continually submersed in water "subtidal", single	0.000618	MG/KG

Figura 13: Tela de dados toxicológicos do modelo Parâmetros toxicológicos. Uma lista com os dados ecotoxicológicos está disponível apresentando o contaminante selecionado, a espécie selecionada, as medidas de efeito, os efeitos a concentração efetiva, dentre outros dados.

- modelo efeitos ecológicos

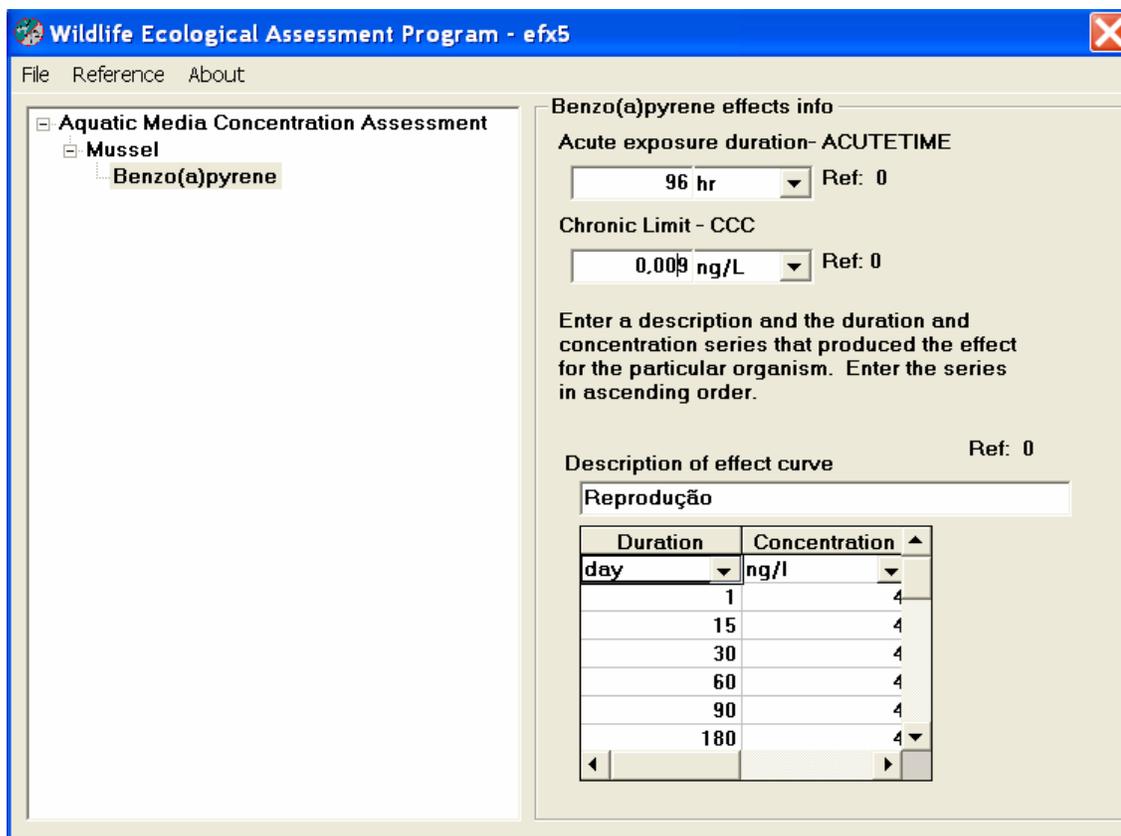


Figura 14: Janela de interface do modelo efeitos ecológicos. Os dados de entrada requeridos são o tempo da duração da exposição aguda, a concentração limite e duração da exposição crônica e a concentração experimentada pelo receptor.