



## AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO - PERTINÊNCIA E PRIORIZAÇÃO DE APLICAÇÃO

André Moreira de Souza Filho

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Planejamento Energético.

Orientador: Emílio Lebre La Rovere

Rio de Janeiro

Março de 2023

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO - PERTINÊNCIA E PRIORIZAÇÃO DE  
APLICAÇÃO

André Moreira de Souza Filho

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA  
DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL  
DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A  
OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO  
ENERGÉTICO

Orientador: Emílio Lebre La Rovere

Aprovada por:

Prof. Emílio Lebre La Rovere

Prof. Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

Prof. Admir José Giachini

Dra. Adriana Ururahy Soriano

Dr. Márcio Roberto Schneider

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

MARÇO DE 2023

Souza Filho, André Moreira de  
Avaliação de Risco Ecológico - Pertinência e  
Priorização da Aplicação / André Moreira de Souza Filho –  
Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2023.  
xii, 208 f. il. Color., grafs., tabs.; enc. 29,7 cm.

Tese (doutorado) UFRJ/COPPE/, 2023.

Referências Bibliográficas: f. 131-143

Orientador: Emílio Lebre La Rovere

1. Avaliação de riscos ecológicos. 2. Áreas  
contaminadas por óleo. 3. Gerenciamento de áreas  
contaminadas. 4. Critérios de exclusão. I. La Rovere, Emílio  
Lebre (Orient.). Universidade Federal do Rio de Janeiro,  
COPPE, Programa de Planejamento Energético. III. Título.

## DEDICATÓRIA

À minha esposa Carlota e  
à minha filha (*a melhor  
do mundo*) Sophia.

## AGRADECIMENTOS

Aos membros da banca de avaliação deste trabalho que ajudaram a promover melhorias substanciais.

Aos professores que forneceram o início do caminho para as pesquisas, em especial ao Prof. Emílio por confiar na proposta de um item inédito sem conteúdo similar no cenário brasileiro e mundial.

À equipe do PPE, em especial, Paulo, Sandra e Fernando sempre dispostos a ajudar.

A equipe de pesquisadores, estudantes, profissionais e especialistas em meio ambiente que aplicaram o protocolo e o modelo AHP em 12 casos de contaminação real. Sem a dedicação desta equipe seria impossível testar os modelos.

A todos os profissionais que se dispuseram a debater um assunto tão árido no Brasil

E a todos os amigos dos quais tive que me privar da presença durante a preparação deste trabalho, e que continuaram amigos mesmo depois de tantas recusas para o convívio.

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

## AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO - PERTINÊNCIA E PRIORIZAÇÃO DE APLICAÇÃO

André Moreira de Souza Filho

Março/2023

Orientador: Emílio Lebre La Rovere

Programa: Planejamento Energético

Áreas contaminadas por petróleo e derivados são frequentes em ambientes industriais e urbanos, mas também ocorrem em parcelas rurais e áreas de natureza preservada. O gerenciamento de áreas contaminadas utiliza avaliações de risco à saúde humana e avaliações de risco ecológico como ferramentas para verificação da necessidade de intervenção e eventual remediação do local contaminado. Esta tese avaliou os processos de gerenciamento em países com experiência na utilização destas avaliações e propôs um protocolo de triagem inicial e um modelo multicritério para verificação da adequação e significância da área para sujeição à avaliação de risco ecológico. Estas ferramentas foram validadas em doze estudos de casos de vazamentos de hidrocarbonetos de petróleo, como metodologia para classificar os critérios de aplicação e auxiliar no julgamento da pertinência da adoção e priorização da execução de avaliação de risco ecológico. Os resultados mostraram que as duas ferramentas auxiliam na aquisição de dados da área sob investigação e na análise da pertinência da execução da avaliação de risco, reduzindo a subjetividade na tomada de decisão pelos analistas ambientais.

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

## ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT - PERTINENCE AND PRIORITIZATION OF APPLICATION

André Moreira de Souza Filho

Março/2023

Advisor: Emílio Lebre La Rovere

Department: Energy Planning

Oil and derivative-contaminated areas are frequent in industrial and urban environments, but also occur in rural plots and areas of preserved nature. The management of contaminated areas uses risk assessments to human health and ecological risk assessments as tools to verify the need for intervention and eventual remediation of the contaminated site. This thesis evaluated the management processes in countries with experience in the use of these assessments and proposed an initial screening protocol and a multicriteria model to verify the adequacy and significance of the area to subject to ecological risk assessment. These tools were validated in twelve case studies of oil hydrocarbon leaks, as a methodology to classify the application criteria and assist in the judgment of the relevance of adoption and prioritization of the execution of ecological risk assessment. The results showed that the two tools assist in the acquisition of data from the area under investigation and in the analysis of the pertinence of the execution of the risk assessment, reducing subjectivity in decision making by environmental analysts.

## Sumário

Lista de Figuras .....	x
Lista de Tabelas .....	xi
Lista de Quadros .....	xii
1. Introdução.....	1
1.1 Delimitação do tema .....	3
1.2 Objetivos da Tese.....	3
1.2.1 Objetivo geral .....	3
1.2.2 Objetivos específicos .....	4
2. Revisão Bibliográfica .....	5
2.1 A contaminação do meio ambiente.....	5
2.1.1 A contaminação por óleo .....	7
2.2 Preservação e recuperação do solo .....	8
2.3 Gerenciamento de áreas contaminadas .....	9
2.3.1 Gerenciamento de áreas contaminadas nos EUA.....	11
2.3.2 Gerenciamento de áreas contaminadas no Canadá.....	16
2.3.3 Gerenciamento de áreas contaminadas na Holanda .....	16
2.3.4 Gerenciamento de áreas contaminadas no Reino Unido .....	19
2.3.5 Gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil. ....	22
2.4 Legislação Brasileira sobre Política Ambiental e Áreas Protegidas.....	31
2.5 Avaliação de riscos .....	34
2.5.1 Avaliação de riscos ecológicos.....	40
2.5.2 Avaliação de riscos no Brasil e sua normatização.....	50
2.6 Análise de normativas de ARE e critérios de exclusão em países de referência.	54
2.6.1 Exemplos de critérios de exclusão dos protocolos mais representativos .	60
3. Metodologia. ....	76
3.1 Áreas selecionadas para aplicação em estudos de caso .....	81
3.2 Protocolo para verificação da pertinência de avaliação de riscos ecológicos..	94
3.2.1 Apresentação do protocolo .....	96
3.2.2 Aplicação do Protocolo .....	105
3.3 Método AHP para priorização de áreas .....	105
3.3.1 Critérios para Priorização da ARE .....	106



3.3.2	Aplicação do Método AHP .....	108
4.	Resultados e discussão .....	112
4.1	Resultados da aplicação do protocolo proposto.....	113
4.2	Resultados da aplicação do método AHP proposto .....	126
5.	Conclusões .....	143
6.	Recomendações.....	145
7.	Referências Bibliográficas .....	147
Anexo 1 – Protocolo de Verificação da Pertinência de Execução de ARE em locais contaminados por petróleo e derivados. ....		161
Anexo 2 – Método AHP para priorizar a execução de ARE em áreas contaminadas por petróleo e derivados.....		172

## Lista de Figuras

Figura 1 - Fluxograma para Avaliação de Risco à Saúde Humana.....	14
Figura 2 - Fluxograma para Avaliação de Risco Ecológico.....	15
Figura 3 - Fluxograma das etapas da avaliação de risco.....	38
Figura 4 - Fluxograma das etapas de avaliação de passivo ambiental.....	52
Figura 5 - Validação de dados para avaliação de risco à saúde humana.....	53
Figura 6 - Vazamento de oleoduto em área residencial.....	82
Figura 7 - Indústria com contaminação por querosene.....	83
Figura 8 - Refinaria.....	84
Figura 9 - Unidade de Conservação – vazamento de oleoduto.....	85
Figura 10 - Centro de distribuição de derivados de petróleo – área urbana.....	86
Figura 11 - Área experimental agrícola.....	87
Figura 12 - Indústria – área urbana.....	88
Figura 13 - Comercial – área urbana.....	89
Figura 14 - Comercial – área urbana.....	90
Figura 15 - Industrial – área urbana/rural.....	91
Figura 16 - Industrial – área urbana.....	92
Figura 17 - Industrial – área urbana.....	93
Figura 18 - Fluxograma indicativo de interpretação de pertinência.....	103
Figura 19 - Etapas do método AHP.....	109
Figura 20 - Matriz de comparação de critérios.....	110
Figura 21 - Gráfico com resultados do somatório dos pesos para cada um dos 12 casos.....	141

## Lista de Tabelas

Tabela 1 - Atualizações na Lista Nacional de Prioridades.....	12
Tabela 2 - Faixa de proteção para cursos d'água.....	33
Tabela 3 - Faixa de proteção para nascentes, veredas, lagos e lagoas.....	34
Tabela 4 - Relação entre receptores, alvos de avaliação, formas de medição de efeitos e linhas de evidência.....	45
Tabela 5 - Alvos de avaliação, medidas de efeito e linhas de evidência.....	55
Tabela 6 - Relação entre faixa de deslocamento (círculos), tamanho da propriedade (quadrados) e homogeneidade da contaminação.....	73
Tabela 7 - Critérios para classificação de áreas com explicações.....	107
Tabela 8 - Definição de critérios e normalização atribuída.....	110
Tabela 9 - Escala de valores de comparação.....	111
Tabela 10 - Uso, localização e tipologia dos casos.....	126
Tabela 11 - Pesos atribuídos aos critérios.....	127
Tabela 12 - Matriz AHP - Estudo de caso 1.....	128
Tabela 13 - Matriz AHP - Estudo de caso 2.....	129
Tabela 14 - Matriz AHP - Estudo de caso 3.....	130
Tabela 15 - Matriz AHP - Estudo de caso 4.....	131
Tabela 16 - Matriz AHP - Estudo de caso 5.....	132
Tabela 17 - Matriz AHP - Estudo de caso 6.....	133
Tabela 18 - Matriz AHP - Estudo de caso 7.....	134
Tabela 19 - Matriz AHP - Estudo de caso 8.....	135
Tabela 20 - Matriz AHP - Estudo de caso 9.....	136
Tabela 21 - Matriz AHP - Estudo de caso 10.....	137
Tabela 22 - Matriz AHP - Estudo de caso 11.....	138
Tabela 23 - Matriz AHP - Estudo de caso 12.....	139
Tabela 24 - Matriz AHP dos casos 2 e 4.....	140

## Lista de Quadros

Quadro 1 - Percepção e enfrentamento do problema de áreas contaminadas.....	10
Quadro 2 - Relação entre área superficial da contaminação, concentração de contaminante e sensibilidade ecológica do local.....	19
Quadro 3 - Categorias de Danos Significativos.....	21
Quadro 4 - Tipos de incerteza e possibilidade de redução.....	36
Quadro 5 - Normas ABNT sobre avaliação de passivos ambientais.....	51
Quadro 6 – Relação entre área superficial da contaminação, concentração de contaminante e sensibilidade ecológica do local.....	57
Quadro 7 - Percentual de espécies em superfícies da Holanda e do Brasil.....	58
Quadro 8 - Áreas superficiais para decisão ecológica sobre a remediação no Brasil.....	59
Quadro 9 - Interpretação dos dados do Protocolo.....	104
Quadro 10 - Área 1 - Interpretação dos dados - Vazamento de oleoduto em área residencial.....	114
Quadro 11 - Área 2 - Interpretação de dados - Indústria com contaminação por querosene.....	115
Quadro 12 - Área 3 - Interpretação de dados - Área urbana - Refinaria.....	116
Quadro 13 - Área 4 - Interpretação de dados - Unidade de Conservação - Vazamento em duto.....	117
Quadro 14 - Área 5 - Interpretação de dados - Área urbana - Centro de distribuição de derivados de petróleo.....	118
Quadro 15 - Área 6 - Interpretação de dados - Área experimental agrícola - Estudos de contaminação.....	119
Quadro 16 - Área 7 - Interpretação de dados - Área urbana - Indústria química...	120
Quadro 17 - Área 8 - Interpretação de dados - Área urbana - Viação.....	121
Quadro 18 - Área 9 - Interpretação de dados - Área urbana - Posto de serviços...	122
Quadro 19 - Área 10 - Interpretação de dados - Área urbana/rural - Fundação.....	123
Quadro 20 - Área 11 - Interpretação de dados - Área urbana - Papel.....	124
Quadro 21 - Área 12 - Interpretação de dados - Área urbana - Papel.....	125

## 1. Introdução

A contaminação de solo e águas subterrâneas por substâncias químicas de origem petrolífera é um problema difuso, de escala global e majoritariamente localizado em zonas urbanas (CACHADA et al., 2016). Como a remediação de todas as áreas contaminadas consumiria uma quantidade considerável de recursos e seria quase impossível remediá-las simultaneamente (CRITTO e SUTER, 2009), a Avaliação de Risco à Saúde Humana (ARSH) foi introduzida para priorizar ações aos locais de maior risco. Com a evolução das estratégias voltadas à recuperação dos passivos ambientais, na década de 1990, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) publicou diretrizes com princípios e especificações para Avaliação de Risco Ecológico (ARE) (USEPA, 1992, 1997, 1998).

A execução de ARE em locais com pouca importância ecológica (MENZIE e FRESHMAN, 1997) motivou a inclusão de uma etapa preliminar, onde são avaliados critérios relativos às características do local contaminado, ao contaminante e aos potenciais receptores e seus habitats, de modo a identificar áreas com maior importância ecológica. Com base nos resultados desta etapa, a ARE pode ser descartada ou pode ser necessário detalhar a investigação ambiental. Nos EUA, a análise de aplicabilidade da ARE em locais contaminados inclui os seguintes critérios: quantidade de contaminante; potencial de migração; exposição confirmada de receptores ambientais; significância dos caminhos de exposição completos; tamanho da área contaminada; profundidade e distância da contaminação até áreas não perturbadas; e proximidade de áreas sensíveis (CalEPA, 1996; ODEQ, 2001; LDEQ, 2003; ASTM, 2014; TCEQ, 2018; WSDE, 2018). Em síntese, a ARE só é indicada se o local contaminado apresentar características como potencial existência de habitats, receptores e vias de exposição completas. No Reino Unido, a Lei de Proteção Ambiental de 1990 (EA, 2008) determina a verificação da sensibilidade do local, presença de receptores, existência de vias de ingresso, propriedades dos contaminantes, fatores de bioacumulação através de cadeias alimentares e a possibilidade de as substâncias presentes causarem danos significativos ou poluição de águas (WEEKS e COMBER, 2005). A Holanda estabeleceu valores de referência para

a proteção dos receptores ecológicos (SWARTJES et al., 2008) e adota critérios de extensão superficial e de potencial de toxicidade das áreas contaminadas (VROM, 2013).

No Brasil não há diretrizes para orientar a decisão sobre a priorização de aplicação da ARE. Recentemente, os Estados de São Paulo e Santa Catarina emitiram novas versões de diretrizes para a gestão de áreas contaminadas, nas quais foram incluídas as preocupações da ARE (CETESB, 2017; IMA, 2018), mas que não fornecem critérios técnicos para determinar a necessidade de sua aplicação. A Norma Técnica P4.001, proposta pela CETESB (2022) orienta que a ARE pode ser dispensada se “não houver receptores ecológicos susceptíveis”, o que é uma afirmação que pode gerar muitas dúvidas em locais com forte interação urbana e ecológica, como encontrado no Brasil. Estas questões geram muitas discussões entre órgãos ambientais, consultores e empreendedores, por vezes afetando a credibilidade desta importante ferramenta de gerenciamento de áreas contaminadas. A ausência de critérios de priorização adequados às especificidades de cada local pode causar desperdício de recursos humanos e financeiros se os estudos forem realizados em áreas com baixa relevância ecológica, ou em locais com uso e ocupação incompatíveis com a sua preservação.

A motivação desta Tese foi a ausência de critérios para a definição de necessidade de realização de ARE em áreas contaminadas, o que pode levar a desperdício de recursos financeiros e humanos que poderiam ser melhor empregados em áreas com maior significância ecológica. Neste contexto, o desenvolvimento de um processo de sistematização e hierarquização de critérios pode facilitar a tomada de decisão sobre a necessidade de execução de ARE, minimizando a subjetividade e tornando-a mais objetiva e consistente, fornecendo maior segurança na classificação e priorização de áreas de maior relevância ecológica.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho compreende a aplicação do processo analítico hierárquico (AHP) para classificar as áreas com maior prioridade de aplicação da ARE, ponderando as especificidades dos cenários de contaminação. Considerando que o método AHP tem sido bem-sucedido em diversos campos do conhecimento, acreditamos que o processo de sistematização e hierarquização dos critérios para execução da ARE minimizará a subjetividade e tornará a tomada de decisão mais objetiva e consistente, fornecendo maior segurança na classificação e priorização de áreas de maior relevância ecológica.

## **1.1 Delimitação do tema**

Esta Tese tem como tema a Avaliação de Risco Ecológico (ARE) em áreas contaminadas, particularmente, por operações realizadas pela indústria brasileira de óleo e gás.

Para estabelecimento dos limites da linha de pesquisa foi realizada uma revisão bibliográfica do estado da arte dos modelos de avaliação de risco ecológico atualmente adotados. Este levantamento foi aprofundado em dois países da Europa (Grã-Bretanha e Holanda) e dois países da América do Norte (Canadá e EUA).

Com o material proveniente desta revisão foi possível executar uma análise crítica e uma comparação dos modelos adotados, de forma a identificar as principais características e também particularidades de aplicação. Este processo proporcionou, como inovação, a elaboração e maturação de um protocolo e um modelo multicritério para avaliação da pertinência de execução de ARE dependendo das características específicas de cada área contaminada, do seu entorno, e também das demandas dos órgãos ambientais e da sociedade em geral.

Há uma extensa gama de normas, diretrizes e guias, que indicam exigências legais e formas de execução técnica da ARE, mas menos profícuo foi o desenvolvimento e a consequente disponibilidade de critérios objetivos para indicar a execução ou a não pertinência da adoção da ARE para cada caso específico de área contaminada.

A produção científica sobre avaliação de riscos – sejam operacionais, à saúde humana ou ecológicos -, é bastante vasta, incluindo estudos, artigos, dissertações, teses e livros. Esta Tese não pretendeu aprofundar os estudos técnicos sobre questões da execução técnica e sim analisar uma etapa anterior de verificação da necessidade, adequação e pertinência da execução de estudos de ARE. Assim, as menções de técnicas de execução de ARE são restritas aos aspectos relevantes para avaliação inicial que permita estabelecer os procedimentos para avaliação da pertinência da ARE.

## **1.2 Objetivos da Tese**

### **1.2.1 Objetivo geral**

O objetivo principal da Tese é propor uma metodologia inovadora para verificação da aplicabilidade e utilidade da avaliação de risco ecológico para áreas contaminadas por

substâncias provenientes da cadeia de produção da indústria brasileira de óleo e gás. Este objetivo foi traduzido pela elaboração de um protocolo de triagem inicial e um modelo multicritério para verificação da adequação e significância da área para sujeição a ARE.

Com os resultados de aplicação validados por estudos de caso em áreas sabidamente contaminadas, pretende-se apresentar sugestões para incorporação efetiva da avaliação da pertinência da realização da avaliação do risco ecológico nos procedimentos de gerenciamento de áreas contaminadas das empresas do setor de óleo e gás que atuam em território brasileiro. Esta incorporação pressupõe que as ARE sejam realizadas apenas em locais que tenham relevância ecológica.

As informações técnicas geradas também possibilitarão a provocação de discussões para buscar a elaboração e aperfeiçoamento das normas e leis brasileiras relacionadas ao tema.

### **1.2.2 Objetivos específicos**

Para a consecução do objetivo geral desta Tese foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- a) análise de quadros regulatórios sobre gerenciamento de áreas contaminadas e avaliação de riscos, identificação de países com experiências em avaliação de risco ecológico visando à análise de critérios de inclusão e exclusão de áreas contaminadas em processos de ARE;
- b) determinação de características específicas do cenário brasileiro para efetuar a consolidação e adaptação dos critérios de inclusão e exclusão de áreas contaminadas à situação nacional;
- c) estruturação e estabelecimento de protocolo de verificação de pertinência da aplicação de ARE;
- d) definição de critérios, estruturação e estabelecimento de matriz AHP como ferramenta de priorização de execução de ARE;
- e) validação das ferramentas sugeridas através da aplicação do protocolo e do método AHP em 12 casos reais de contaminação.



## **2. Revisão Bibliográfica**

Enquanto as sociedades eram nômades e os locais utilizados eram abandonados após um determinado período de ocupação, os processos naturais de degradação tinham tempo suficiente para retornar as locações a condições normais antes que houvesse outra utilização da área.

Com a introdução da agricultura e pecuária as populações começaram a fixar seus locais de habitação fazendo com que houvesse acúmulo de resíduos da vida cotidiana. Este acúmulo de resíduos, notadamente orgânicos, gerou a necessidade de disposição em locais de acúmulo, mas - dada a natureza orgânica dos materiais dispostos - a degradação natural ainda conseguia tratar as contaminações embora em período de tempo maior.

Os habitantes da Terra estão participando, querendo ou não, de um experimento não controlado baseado na cada vez mais intensa exploração e diminuição dos recursos naturais. Os impactos deste experimento são cada vez mais evidentes até em escala global, como a perda de habitats e de terras agriculturáveis, aumento da concentração do CO<sub>2</sub> atmosférico e decréscimo na concentração de ozônio estratosférico (BARTELL, 1996).

Na ausência de controles induzidos pelos humanos a natureza imporá controles que podem resultar em colapso do sistema que leve a uma estrutura hierárquica diferente. O homem pode ou não fazer parte desta nova estrutura (BARTELL, 1996).

### **2.1 A contaminação do meio ambiente**

Talvez o primeiro caso reconhecido de grave perigo ambiental tenha sido a contaminação de água pelos canos de chumbo, que já era de conhecimento de gregos e romanos. Poluição do ar e os problemas respiratórios decorrentes derivados da queima de madeira e carvão foram endêmicos nas áreas urbanas por séculos. O episódio de poluição aguda ocorrido em Londres em 1952, que resultou na morte de 4.000 pessoas estimulou a subsequente legislação de controle de poluição adotada nos EUA e na Europa (KOLLURU, 1996).

Outro marco no reconhecimento e controle de perigos ambientais, de cunho biológico, foi a determinação da origem, em 1855, do surgimento da epidemia de cólera em Londres por uma bomba de água que estava contaminada com esgoto bruto (KOLLURU, 1996).

A contaminação do solo disparou com a revolução industrial, mas nada se compara à degradação ocorrida a partir do século 20 devido à intensificação do uso de substâncias químicas, em especial os hidrocarbonetos de petróleo como matéria-prima para plásticos e como combustíveis (SWARTJES, 2011).

O desenvolvimento tecnológico gerou claros benefícios para a humanidade, mas a introdução crescente de novas substâncias trouxe uma nova preocupação pois não havia (e em alguns casos ainda não há) conhecimento dos possíveis inconvenientes ocasionados por estes produtos nem tampouco sobre os processos para eliminação ou tratamento das contaminações oriundos do uso, transformação e descarte.

O principal objetivo de uma empresa é prosperar lucrativamente (LERCHE e PALEOLOGOS, 2001). A fim de obter lucro e crescer, cada grande empreendimento produz resíduos que devem ser descartados e - como era habitual por um grande período - sem quaisquer controles externos sobre suas operações, a maneira mais econômica é apenas despejar o material residual (LERCHE e GLAESSER, 2006).

Sem regulamentações, importantes processos do solo poderiam se degradar levando a uma eliminação irreversível de organismos específicos do solo e, portanto, bloquear processos ecológicos, mais ou menos o oposto da sustentabilidade (SWARTJES, 2011).

Hoje em dia, controles mais rigorosos estão sendo promulgados pelos governos para forçar as empresas a gerenciar seus resíduos e limpar a contaminação de resíduos anteriores dispostos incorretamente (LERCHE e GLAESSER, 2006).

As empresas só decidem não poluir ou limpar a contaminação resultante de seus processos sob uma das quatro condições gerais: (1) quando as penalidades por não fazê-lo forem mais onerosas - para a empresa - do que os custos de remediação; 2) quando a percepção pública de uma empresa ambientalmente responsável contribuir para impulsionar as vendas de tal forma que o crescimento de vendas propicie mais lucro do que os custos de adequação ou remediação ambiental; 3) quando a reciclagem de resíduos para obtenção de matéria prima for mais barata do que a compra de insumo virgem. O motivo dominante é sempre a questão de custo e lucro (LERCHE e GLAESSER, 2001).

Na Europa, a contaminação aparece como a terceira mais importante ameaça à qualidade de solo, suplantada apenas por erosões e declínio de matéria orgânica (EC, 2006). No

Brasil o levantamento bibliográfico realizado no presente estudo não identificou pesquisa abrangente que identifique e classifique as ameaças à qualidade dos solos, sendo ainda poucas as iniciativas - como o caso do Estado de São Paulo e mais recente no Estado do Rio de Janeiro - de cadastro das áreas contaminadas. É importante ressaltar a existência de legislação federal (CONAMA/2009) que exige que os órgãos ambientais estaduais repassem estas informações ao IBAMA para que este crie o banco de dados nacional sobre áreas contaminadas.

Qualidade do solo pode ser definida como a capacidade de funcionar, de forma contínua, como um sistema vital, dentro dos limites associados a seu uso, sustentando a produtividade biológica, promovendo a qualidade da água e mantendo a saúde do meio ambiente e do Homem. (DORAN e SAFLEY, 1997).

A crescente industrialização e a falta de conhecimento ambiental levaram à geração de inúmeras áreas contaminadas, sendo emblemáticos os casos de Love Canal, nos EUA, e Lekkerkerk, na Holanda. Nestes dois locais, a utilização para construção de moradias de terrenos onde haviam sido depositados rejeitos industriais levou a sérias consequências na saúde dos moradores e grandes custos indenizatórios e de remediação (BECK, 1979; BRINKMANN, 1981; BONE, 2010; OLSTROM e WILHELMSSEN, 2012).

### **2.1.1 A contaminação por óleo**

O petróleo exerce um papel preponderante na sociedade moderna e apresenta uma série de riscos ambientais quando liberado no meio ambiente, seja em derramamentos catastróficos ou descargas crônicas (NRC, 2003).

As atividades associadas à extração de petróleo e gás podem provocar derramamentos acidentais provenientes de explosões de poços, vazamentos superficiais de plataformas ou desprendimento crônico associados com a disposição de águas produzidas e cascalhos contaminados gerados no processo de perfuração (SOUZA FILHO, 2006).

O transporte de petróleo e de produtos refinados e as atividades de refino e de distribuição podem provocar vazamentos que não são classificados como triviais, visto poderem ocorrer como grandes derramamentos e em todos os locais de passagem de petroleiros ou onde oleodutos estejam instalados. As áreas próximas a instalações de processo de

petróleo apresentam maior risco por concentrarem as três atividades mencionadas (transporte, produção e distribuição) (SOUZA FILHO, 2006).

A contaminação provocada pelo consumo de petróleo - seja por carros, barcos, navios -, ou por lixiviação de solo em áreas urbanas, corresponde à maior parcela de petróleo introduzida no mar, devido a atividades humanas. Diferentemente de outras fontes, as quantidades introduzidas pelo consumo ocorrem como vazamentos lentos e crônicos e com as emissões atmosféricas. Como a maior parte do consumo de petróleo ocorre em terra, os rios, sistemas de drenagem de águas pluviais e de esgotos carreiam a maior parcela de óleo que chega ao ambiente marinho (SOUZA FILHO, 2006).

A ocorrência de pequenos vazamentos não detectados pode ocasionar a contaminação de extensas áreas, dependendo do tempo entre o início da contaminação e a detecção do vazamento. Em muitos destes casos o acúmulo de óleo no solo funciona como uma fonte de contaminação secundária que, somada às fontes primárias, aumentam a probabilidade de ocorrência de efeitos negativos nos compartimentos do solo.

As formas antropogênicas de contaminação por óleo incluem: descargas crônicas de refinarias e instalações de estocagem; descargas operacionais de navios ao longo das principais rotas de navegação; e acidentes como derramamentos de óleo e ruptura de oleodutos. Também, são originadas pela sociedade humana as descargas em rios; descargas difusas de áreas municipais industrializadas; as contaminações advindas da produção de petróleo fora da costa; e pela poluição da atmosfera. Geograficamente, as fontes variam em importância, mas as principais origens são, normalmente, terrestres: refinarias, lixo municipal e lixiviação de solo urbano (GESAMP, 1993).

Os danos podem ser causados pelas propriedades físicas e pela composição química do petróleo, como, ainda, pelas atividades de combate aos derramamentos. As ações de limpeza podem prejudicar animais e destruir habitats (ITOPF, 2004).

## **2.2 Preservação e recuperação do solo**

Passado o tempo em que os recursos naturais eram considerados infinitos e só tinham valor quando explorados para consumo humano, a constatação de ameaças aos recursos naturais, que provocam o aparecimento de respostas da Terra, estimulou que governos e

a indústria adotassem a avaliação de impactos ambientais (AIA) de origem antropogênica (BARTELL, 1996).

A discussão e a prática de ações empresariais sustentáveis vêm recebendo especial atenção das empresas, principalmente daquelas cujas atividades possam representar riscos potenciais para seus *stakeholders*, a sociedade e o meio ambiente. É reconhecido que as atividades vinculadas à exploração, extração, refino e produção de petróleo, bem como seus derivados, podem trazer risco de impacto ambiental, a despeito da ação preventiva das empresas do setor (CENPES, 2015).

Assim, têm sido crescentes os investimentos das empresas, não somente na prevenção dos acidentes, mas também, na minimização e mitigação dos seus impactos. Os altos custos de recuperação de áreas contaminadas com hidrocarbonetos têm levado à busca de novas estratégias, destacando-se entre elas a atenuação natural monitorada e a biorremediação ativa (CENPES, 2015).

Para verificação da necessidade de intervenção e também para a priorização das áreas a serem remediadas utiliza-se, na maior parte das vezes, os resultados provenientes de uma avaliação de risco à saúde humana e a comparação de níveis de concentração ambiental de uma substância química de interesse (SQI) com valores indicados em normas de qualidade ambiental.

### **2.3 Gerenciamento de áreas contaminadas**

A preocupação ambiental oriunda da descoberta de áreas contaminadas com substâncias químicas, com casos emblemáticos, como Love Canal nos EUA e Lekkerkerk na Holanda, levou ao estabelecimento de legislações e procedimentos para o gerenciamento do problema.

A avaliação das políticas ambientais relacionadas a áreas contaminadas e adotadas ao longo do tempo em diversos países desenvolvidos levou à compreensão de que a trajetória de geração de áreas contaminadas bem como as tentativas de posterior eliminação, seguiram, na maioria dos casos, a sequência mostrada no Quadro 1

Quadro 1 - Percepção e enfrentamento do problema de áreas contaminadas.

Fases	Percepção e enfrentamento do problema
1	Lançamento de contaminantes sem conhecimento do potencial malefício.
2	Lançamento de contaminantes com conhecimento do malefício, mas sem exigências legais ou sutis de intervenção.
3	Lançamento de contaminantes com conhecimento do malefício e com exigências legais de intervenção, mas sem fiscalização ( <i>enforcement</i> ).
4	Lançamento de contaminantes com conhecimento do malefício e com exigências legais de cessação da contaminação, mas sem exigência de remoção de passivos.
5	Lançamento de contaminantes com conhecimento do malefício, com exigência legal da cessação da contaminação e com a exigência da remoção de passivos.
6	Exigência da completa remoção da contaminação com retorno às condições originais do local.
7	Exigência da verificação do risco advindo da presença da contaminação e eliminação do risco (risco zero).
8	Exigência da verificação do risco advindo da presença da contaminação e retorno do local a condição de ser usado para qualquer finalidade.
9	Exigência da verificação do risco e verificação da adequação e – se necessário ajuste – da área para o uso pretendido.

Fonte: elaboração própria

Esta sequência mostra que a atuação sobre áreas contaminadas partiu da falta de conhecimento do problema de geração de áreas contaminadas, seguiu pela necessidade de impedir a geração de novas áreas contaminadas e, por último, a necessidade de correção de prejuízos já estabelecidos ou com potencial de ocorrência considerável.

De um modo geral, é sensato, certamente para a definição dos objetivos de remediação, ter em consideração a qualidade do solo do ambiente em geral. Muitas vezes acontece, principalmente em áreas urbanas, que a remediação de pequenos locais contaminados resulta em uma série de locais "limpos" em uma área pouco contaminada. O julgamento de especialistas - o processo no qual os especialistas determinam uma opinião, em parte com base em suas percepções, conhecimentos e experiência - pode funcionar como uma

alternativa quando inexistente análise quantitativa científica. Para evitar vieses, um processo ideal de julgamento de especialistas deve envolver vários especialistas de diferentes disciplinas e, de preferência, indivíduos que abordam a questão de um ângulo diferente. No entanto, se possível, as opiniões devem basear-se no consenso (SWARTJES et al., 2011).

No gerenciamento de áreas contaminadas, as decisões podem ser embasadas em opiniões técnicas, mas geralmente são tomadas por autoridades políticas e não técnicas (CRITTO e SUTER, 2009), e envolvem questões gerais e interesses locais (BUCHINI, 2004). Embora realizadas de forma informal e subjetiva, podem-se utilizar de ferramentas e métodos (e.g. custo-benefício, benefício líquido, métodos de decisão etc.) (CRITTO e SUTER, 2009), haja vista que seus resultados implicam resoluções nos campos de comércio, indústria e saúde pública, entre outros (WEED, 2005) e consideram aspectos políticos, sociais e de meio ambiente.

Embora o responsável técnico ou administrativo (gerente) do local possa ser visto como o responsável por escolher quais ações seriam adotadas, em última análise, o tomador de decisão é a autoridade competente (geralmente o funcionário do órgão ambiental) designada para o caso.

### **2.3.1 Gerenciamento de áreas contaminadas nos EUA.**

Motivada pelas preocupações relacionadas às degradações ambientais, a Lei da Política Ambiental Nacional (NEPA<sup>1</sup>), promulgada em 1969, tem como objetivo principal fomentar a harmonia do homem com a natureza e promover esforços para a prevenção e eliminação de danos ambientais (BARTELL, 1998).

Após a ocorrência de alguns graves casos de contaminação ambiental que ocasionaram danos à saúde pública na década de 1970 (e.g.: Love Canal), a Agência de Proteção Ambiental Americana (*United States Environmental Protection Agency* - USEPA) foi criada em dezembro de 1970 como o órgão federal para pesquisa, monitoramento, regulação e fiscalização das questões ambientais

---

<sup>1</sup> NEPA - *The National Environmental Policy Act.*

O programa norte americano Superfundo (*US Superfund - Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act - CERCLA*<sup>2</sup>) foi uma das primeiras e também das mais desenvolvidas iniciativas de avaliação de risco à saúde humana (ARSH) e avaliação de risco ecológico (ARE) em áreas contaminadas.

A Lista Nacional de Prioridades (NPL)<sup>3</sup> relaciona os locais com contaminações - confirmadas ou potenciais - de prioridade federal de forma a auxiliar a verificação da necessidade de investigação adicional. A NPL é uma lista dinâmica cujas revisões periódicas incluem e retiram locais contaminados segundo o avanço das investigações ou remediações dos locais. A Tabela 1 indica as movimentações propostas em dezembro de 2022 (USEPA, 2022). Os locais que deixam de demandar atenção federal podem manter atenção estadual ou serem excluídos da lista.

Tabela 1 - Atualizações na Lista Nacional de Prioridades

Situação dos Locais	Não Federais	Federais	Total
Locais Inseridos	35	2	37
Locais NPL	1178	158	1336
Locais removidos	435	17	452

Fonte: adaptado de USEPA, 2022

Motivado pela necessidade de priorizar recursos para a remediação desta extensa lista de locais contaminados, o programa Superfundo busca quantificar efeitos potenciais à saúde humana e riscos a receptores ecológicos, sendo que os avaliadores devem determinar um nível seguro para cada contaminante potencialmente presente na área investigada. Criado para lidar com uma grande quantidade de áreas contaminadas já identificadas à época da sua adoção, conseguiu, com bastante eficiência, priorizar a alocação de recursos de investigação e remediação.

O primeiro guia federal para avaliação de riscos, de câncer e outros efeitos adversos à saúde humana, associados à exposição a substâncias tóxicas foi publicado em 1983 pelo

<sup>2</sup> *The Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA)*, promulgada em dezembro de 1980.

<sup>3</sup> *NPL - National Priorities List*



Conselho Nacional de Pesquisa (NRC<sup>4</sup>) e indicava a execução de ARSH com 4 etapas: Identificação do Perigo: determinação se a substância química presente no local está relacionada a efeitos sobre a saúde; Avaliação dose-resposta: determinação da relação entre a magnitude da exposição e a probabilidade de ocorrência de efeitos à saúde; Avaliação da exposição: determinação da extensão da exposição humana antes ou depois da adoção de controles regulatórios; e Caracterização do risco: descrição da natureza e magnitude do risco, incluindo avaliação das incertezas (NRC, 1983).

O guia *Risk Assessment Guidance for Superfund* (RAGS) publicado pela USEPA (1989) indica uma estrutura, mostrada na Figura 1, com Coleta e Avaliação de dados sobre a área contaminada; Avaliação da Exposição e Avaliação da Toxicidade do composto químico contaminante; e Caracterização do Risco. Além dos três volumes do RAGS, vários boletins de atualização de dados são emitidos frequentemente, fazendo com que o processo de avaliação de risco acompanhe as inovações tecnológicas em procedimentos de investigação de contaminação, dados de toxicidade de compostos químicos, modelos de caracterização de risco e cálculos de incertezas.

---

<sup>4</sup> *National Research Council*

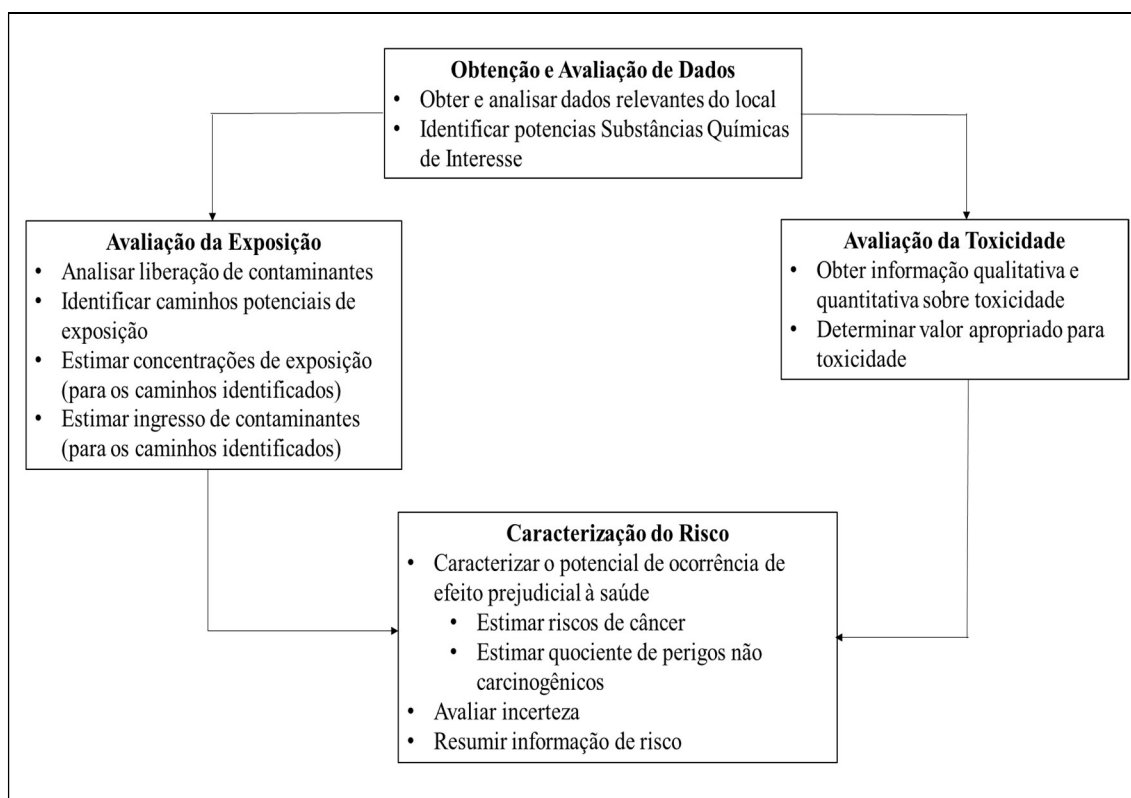


Figura 1 - Fluxograma para Avaliação de Risco à Saúde Humana

Fonte: Adaptado por tradução livre de USEPA, 1989

Como resultado de estudos que começaram em 1988 e que visavam propor diretrizes para avaliação de risco ecológico, em 1992 foi publicado o quadro conceitual “*Framework for Ecological Risk Assessment*” (USEPA, 1992). Esta publicação teve o intuito de gerar discussão dentro da USEPA, entre agências governamentais, e com o público para desenvolver conceitos, princípios e métodos para incorporação nas futuras diretrizes.

O Guia de Avaliações de Risco Ecológico para o Superfundo (*Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund*) (ERAGS) publicado pela USEPA (1997) determina que cada local sob estudo seja tratado separadamente e que as ARE devem ser específicas para cada local (JENSEN e MESMAN, 2006). Este guia foi baseado no modelo de risco à saúde humana preconizado pelo NRC (1983) e adotado no RAGS de 1989. A Figura 2 mostra o fluxograma para ARE e nela pode-se notar que a etapa de identificação do perigo foi substituída pela etapa de Formulação do Problema. Esta modificação está fortemente relacionada à maior complexidade da ARE que pode tratar várias espécies que normalmente respondem de forma diferente aos estressores.

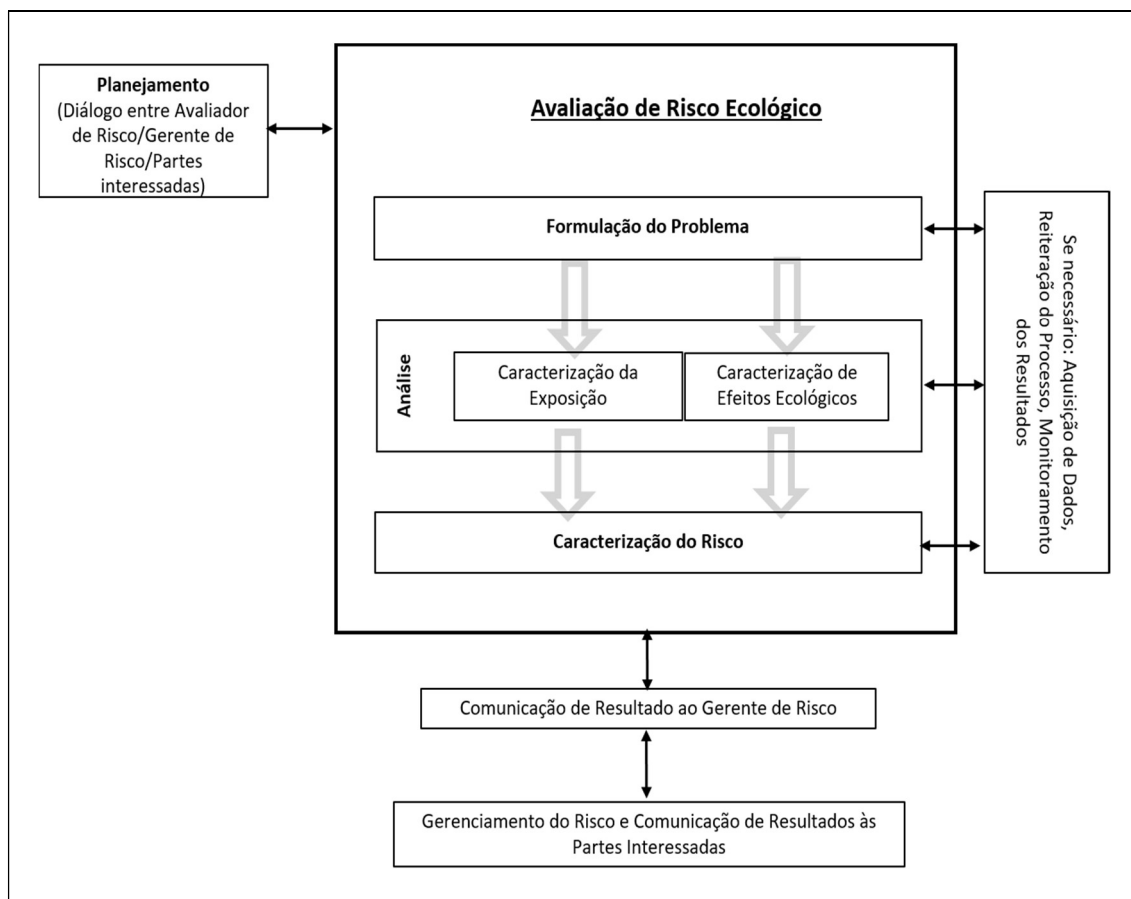


Figura 2 - Fluxograma para Avaliação de Risco Ecológico.

Fonte: Adaptado de USEPA, 1997.

A introdução da "Formulação de Problemas" no lugar da "Identificação de Riscos" para levar em conta questões ecológicas, sociais e políticas relacionadas aos locais em avaliação não eliminou as principais dúvidas sobre como e quando utilizar a ARE (MENZIE et al., 1997). Portanto, muitos avaliadores de risco expressaram frustração em gastar tempo e esforço injustificados caracterizando pequenos locais claramente controlados por humanos. Essa insatisfação resultou no processo de triagem da ARE, que estabeleceu um ponto de decisão no início da etapa de "Formulação de Problemas", que busca identificar áreas onde os resultados da ARE poderiam promover uma gestão ambiental mais eficaz e econômica (De MOTT et al., 2005).

Para possibilitar a execução de avaliações de risco, foram criados bancos de dados toxicológicos para ARSH e ARE, necessários para estabelecer limites e efetuar comparações entre as concentrações ambientais e as referências toxicológicas. Estes dados estão disponíveis em páginas na internet do Sistema Integrado de Informação de

Risco (*Integrated Risk Information System - IRIS*); Instituto Nacional para Saúde e Segurança Ocupacional (*The National Institute for Occupational Safety and Health - NIOSH*), dos Centros para Controle e Prevenção de Doenças (*Centers for Disease Control and Prevention - CDC*); Níveis Regionais de Triagem da USEPA (RSLs) (e.g. <https://www.epa.gov/iris>; <https://www.cdc.gov/niosh/index.htm>; <https://www.epa.gov/risk>; <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls> ).

### **2.3.2 Gerenciamento de áreas contaminadas no Canadá**

Em 1990, um *workshop*, promovido pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME<sup>5</sup>), com representantes do governo, da indústria e do público, indicou a adoção de um sistema de classificação que fosse relativamente simples e aplicável a todas as áreas contaminadas no Canadá. Assim, baseado nos estudos posteriores ao workshop de 1990, em 1992 o CCME publicou o Sistema Nacional de Classificação para Áreas Contaminadas (NCSCS<sup>6</sup>). O NCSCS é um método para avaliar áreas contaminadas considerando o impacto negativo atual ou potencial à saúde humana e ao meio ambiente. Esta importante ferramenta gerencial para a avaliação e priorização de investigação e de remediação de locais contaminados usa as informações existentes, ou geralmente disponíveis, sobre características da área, dos contaminantes e da localização.

No Canadá as diretrizes de qualidade do solo foram estabelecidas para quatro diferentes tipos de uso genéricos do solo - agrícola, residencial e parques, comercial e industrial -, de modo a classificar o local na categoria mais sensível (GC, 2012). Caso um local contaminado se estenda por zonas de diferentes usos, deve ser adotado o uso mais restritivo para o estabelecimento de critérios de avaliação da área.

Os sistemas adotados em outros países pesquisados, assim como o Canadá, parecem ter se baseado nas diretrizes norte-americanas e diferem destas em poucos pontos.

### **2.3.3 Gerenciamento de áreas contaminadas na Holanda**

Densamente povoada e com longo histórico de industrialização, a Holanda, onde o solo pode ser considerado um recurso escasso (BREURE, 2004), foi um dos primeiros países

---

<sup>5</sup> *Canadian Council of Ministers of the Environment*

<sup>6</sup> NCSCS = *National Classification System for Contaminated Sites*

do mundo a estabelecer uma política para gerenciamento de solos contaminados. E também foi o primeiro país a estabelecer valores de referência considerando a proteção de receptores ecológicos (SWARTJES, 1999, SWARTJES, 2008; SWARTJES et al, 2012) além da proteção à saúde humana.

A Lei Provisória de Remediação do Solo (VROM, 1983) publicada em 1983 incluía o Guia de Remediação do Solo estabelecendo valores de referência para determinação da presença de contaminação no solo. Desde então, várias revisões foram feitas para introduzir a responsabilidade de indivíduos com a publicação da Lei de Proteção do Solo (VROM, 1987); e para formalizar os Valores de Intervenção e a metodologia a ser usada para determinação da urgência da remediação (VROM, 1997) (SWARTJES, 1999). Como a remediação de solos limpando-os até as condições satisfatórias para os usos de solo mais restritivos mostrou-se dispendiosa - e desnecessária pela perspectiva de risco, uma abordagem de “adequação para uso” (*fitness-for-use*) foi adotada em 1998 (SWARTJES et al, 2012).

Em julho de 2008, o Decreto de Qualidade do Solo<sup>7</sup> e o Regulamento de Qualidade do Solo<sup>8</sup> entraram em vigor e introduziram uma ponderação entre proteção do solo e seu uso para fins econômicos e sociais (LAMÉ e MARING, 2014).

Para evitar que ocorram novos casos de contaminação, os eventos de contaminação de solo ocorridos após janeiro de 1998 devem ser remediados tomando por base o princípio de multifuncionalidade do solo, ou seja, descontaminados (limpos) até as condições mais restritivas possibilitando qualquer tipo de uso após a remediação (LAMÉ e MARING, 2014), inclusive o suporte para estabelecimento de ambientes naturais.

Pode ser ressaltado que na Holanda os locais contaminados são determinados pela comparação dos níveis de varredura de contaminação de solo (*SSL - soil screening levels*) - chamados de ‘valor alvo’ e ‘valor de intervenção’ - com as concentrações de substâncias medidas no solo do local sob análise.

Os solos são classificados em três categorias: limpo, levemente contaminado e seriamente contaminado. Nos casos classificados como seriamente contaminados, a remediação é necessária sendo que a urgência das ações de remediação é determinada através de

---

<sup>7</sup> *Soil Quality Decree*

<sup>8</sup> *Soil Quality Regulation*

avaliação de riscos para saúde humana, ecossistemas e água subterrânea (SWARTJES et al. 2012).

Os casos de contaminação são considerados sérios se apresentarem concentrações superiores aos valores de intervenção em mais de 25 m<sup>3</sup> de solo superficial ou mais de 100 m<sup>3</sup> de solo saturado; e a determinação da urgência de remediação é realizada para separar os casos urgentes, em que a remediação tem que ser iniciada em até 20 anos, dos demais casos não-urgentes, nos quais a remediação não tem prazo para ser iniciada.

Dada a ausência de modelos para estimativa do risco ecológico, foi estabelecido um procedimento prático, mostrado na matriz apresentada no Quadro 2, para relacionar a extensão da área contaminada com o grau de contaminação, dependendo da localização em zona de maior (reserva natural), média (residencial e recreação) ou menor (industrial) sensibilidade ecológica. Assim, como exemplo, caso uma superfície de 500 m<sup>2</sup> localizada em uma zona residencial, apresente concentração de contaminantes abaixo de 10 x (HC<sub>50</sub>)<sup>9</sup> ela não apresentaria riscos ecológicos, mas se esta concentração estiver acima de 10 x (HC<sub>50</sub>) haveria risco ecológico. Para ilustrar a importância do uso do solo, uma área de 50.000 m<sup>2</sup> com concentração de contaminantes abaixo de 10 x (HC<sub>50</sub>) não apresenta risco quando situada em área industrial (área limite de 500.000 m<sup>2</sup>), mas apresenta risco se situada em área residencial (área limite de 5.000 m<sup>2</sup>).

---

<sup>9</sup> HC<sub>50</sub> é concentração química que provoca efeito em 50% dos organismos expostos em um teste padronizado.

Quadro 2 – Relação entre área superficial da contaminação, concentração de contaminante e sensibilidade ecológica do local.

Sensibilidade Ecológica	Concentração no solo < (10 x HC <sub>50</sub> )	Concentração no solo > (10 x HC <sub>50</sub> )
Alta: Área de Conservação Natural; Rede Ecológica Nacional (EHS) <sup>10</sup>	50 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>
Moderada: Pastagens; Área residencial, incluindo jardim; Área de recreação	5.000 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>
Baixa: Áreas urbanas sem jardim; Terras aráveis; Cultivo de flores; Horticultura; Indústria; Terras inativas; Infraestrutura	500.000 m <sup>2</sup>	5.000 m <sup>2</sup>

Fonte: Adaptado de SWARTJES, 1999.

#### 2.3.4 Gerenciamento de áreas contaminadas no Reino Unido

No Reino Unido, a Parte 2A da Lei de Proteção Ambiental<sup>11</sup> promulgada em 1990 (UK, 1990) e que versa sobre áreas contaminadas, passou a vigorar na Inglaterra e na Escócia em 2000, e no País de Gales em 2001 (CLARKSON et al, 2001; DEFRA, 2006). Os objetivos governamentais são: identificar e remover riscos inaceitáveis para a saúde humana e o meio ambiente; retornar a área danificada ao uso benéfico; e assegurar que os custos impostos aos indivíduos, companhias e à sociedade como um todo sejam proporcionais, gerenciáveis e economicamente sustentáveis (DEFRA, 2006). O direcionamento para remediação suficiente de modo a propiciar um uso adequado (*suitable for use*) e o princípio do poluidor-pagador são claramente apresentados nestes objetivos (WEEKS e COMBER, 2005).

No quadro legal do Reino Unido, uma área contaminada é definida como qualquer área que pareça estar contaminada - segundo a interpretação da Autoridade Local<sup>12</sup> em cuja

<sup>10</sup> EHS é uma rede de áreas naturais ou com planos de recuperação até o estado natural, projetada para promover a conexão efetiva entre áreas naturais e destas com as áreas agriculturáveis do entorno.

<sup>11</sup> *Environmental Protection Act 1990*.

<sup>12</sup> Autoridade local é a organização oficial responsável por serviços públicos e exercer a função governamental de administração em uma determinada área.

jurisdição a área está localizada - pela presença de substâncias no, sobre ou abaixo do solo, de modo a que ‘significativo dano’ esteja sendo causado ou haja ‘significativa possibilidade’ de tal dano ser causado; ou a poluição de águas controladas esteja sendo ou possa ser causada (EA, 2008). Cabe ressaltar que, pela análise do texto, o legislador parece ter tido a clara intenção de assegurar que apenas casos importantes sejam relacionados como preocupantes.

Significativa possibilidade de dano significativo é definida como a situação em que seja mais provável que resulte efeito negativo da combinação de poluentes em questão; ou haja uma razoável possibilidade de que dano significativo seja causado, e se este dano ocorrer, ele provocaria um tal grau de prejuízo a características de especial interesse no local em questão que não haveria qualquer possibilidade prática de restauração (DEFRA, 2006).

Parece fundamental que o gerenciamento de áreas contaminadas seja orientado pelo gerenciamento a nível local, sendo poucos os casos de envolvimento federal.

Nesses países, dano ecológico é definido como “dano à saúde de organismos vivos ou outra interferência com os sistemas ecológicos dos quais façam parte” e se restringe a receptores específicos elencados em tabela da Circular DEFRA (2006). O Quadro 3 apresenta a descrição de danos considerados significativos para receptores ecológicos.



Quadro 3 – Categorias de Danos Significativos

Tipo de receptor	Descrição dos danos considerados significativos
<p>Qualquer sistema ecológico, ou organismo vivo que faça parte desse sistema, num local que seja:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Uma zona designada como área de especial interesse científico nos termos da seção 28 da Lei da Vida Selvagem e Espaço Rural de 1981;</li> <li>• Qualquer terra declarada como reserva natural nacional nos termos do artigo 35.º da referida lei;</li> <li>• Qualquer área designada como reserva natural marinha nos termos da seção 36 da referida lei;</li> <li>• Uma zona de proteção especial das aves, criada nos termos da seção 3 da referida lei;</li> <li>• Qualquer Sítio Europeu na acepção da regra 10 dos Regulamentos de Conservação (Habitats Naturais etc.) de 1994 (ou seja, Zonas Especiais de Conservação e Zonas de Proteção Especial);</li> <li>• Quaisquer Zonas Especiais de Conservação candidatas ou potenciais Zonas de Proteção Especial que recebam proteção equivalente;</li> <li>• Qualquer hábitat ou sítio dotado de proteção política ao abrigo do n.º 6 da Declaração de Política de Planeamento (PPS 9) sobre conservação da natureza (ou seja, Zonas Especiais de Conservação candidatas, potenciais Zonas de Proteção Especial e locais listados na Convenção RAMSAR); ou</li> <li>• Qualquer reserva natural estabelecida nos termos da seção 21 da Lei dos Parques Nacionais e Acesso ao Campo de 1949.</li> </ul>	<p>Para qualquer local protegido:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Danos que resultem numa alteração adversa irreversível, ou noutra alteração adversa substancial, no funcionamento do sistema ecológico em qualquer parte substancial desse local; ou</li> <li>• Danos que afetem qualquer espécie de especial interesse nesse local e que ponham em perigo a manutenção a longo prazo da população dessa espécie nesse local.</li> </ul> <p>Além disso, no caso de um local protegido que seja um Sítio Europeu (ou uma Zona Especial de Conservação candidata ou uma Zona de Proteção Especial potencial), danos que sejam incompatíveis com o estado de conservação favorável dos habitats naturais desse local ou das espécies aí normalmente encontradas.</p> <p>Ao determinar o que constitui tal dano, a autoridade local deve ter em conta o parecer da <i>English Nature</i> e os requisitos dos Regulamentos de Conservação (Habitats Naturais etc.) de 1994.</p> <p>Danos significativos são referidos como um "efeito do sistema ecológico".</p>

Fonte: Adaptado de DEFRA, 2006.

Áreas de Especial Interesse Científico (ASSI<sup>13</sup>) são definidas como áreas protegidas que representam o melhor da vida selvagem e sítios geológicos que fazem uma contribuição considerável para a conservação dos lugares naturais mais valiosos. (<https://www.daera-ni.gov.uk/articles/introduction-assis>)

No Reino Unido uma área só é considerada contaminada se existir fonte contaminante e caminho de ligação entre esta fonte até um receptor específico, se houver possibilidade significativa de dano expressivo ou se houver possibilidade ou ocorrência de poluição de águas controladas (EA, 2008; DEFRA, 2006; WEEKS e COMBER, 2005). Águas controladas são definidas como aquíferos subterrâneos, zonas de proteção de aquíferos e águas superficiais (CLARKSON, 2001).

### **2.3.5 Gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil.**

No Brasil a gestão ambiental é exercida de forma escalonada e consorciada entre os níveis federal, estadual e municipal, sendo que as legislações de nível administrativo mais baixo têm que manter ou restringir os níveis de exigência do nível superior, não sendo permitida a adoção de limites mais permissivos. Vale ressaltar que o gerenciamento de áreas contaminadas é regulamentado quase totalmente nos níveis federal e estadual, cabendo aos municípios apenas o gerenciamento de áreas restritas aos limites físicos e de menor capacidade de provocar riscos abrangentes. Um exemplo ilustrativo é o gerenciamento de áreas contaminadas por postos de serviços de combustíveis que foi repassado a alguns municípios.

#### ***2.3.5.1 Nível federal***

No Brasil o principal instrumento regulatório sobre áreas contaminadas é a Resolução CONAMA Nº 420, de dezembro de 2009, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

Este instrumento legal determina em seu Art. 3º que a proteção do solo deve ser realizada de maneira preventiva, a fim de garantir a manutenção da sua funcionalidade ou, de

---

<sup>13</sup> ASSI - *Area of Special Scientific Interest*

maneira corretiva, visando restaurar sua qualidade ou recuperá-la de forma compatível com os usos previstos.

Vale frisar que para “restaurar sua qualidade” pressupõe-se conhecimento da qualidade prévia do solo e, além disso, identifica-se a dificuldade em retornar para estado que, mesmo sem ocorrência de contaminação, poderia não ser o mesmo dado que os ambientes naturais estão em constante mudança.

Em parágrafo único deste artigo 3º são enumeradas as oito principais funções do solo, das quais identificamos as cinco primeiras como as mais relevantes para o presente estudo:

- I - servir como meio básico para a sustentação da vida e de hábitat para pessoas, animais, plantas e outros organismos vivos;
- II - manter o ciclo da água e dos nutrientes;
- III - servir como meio para a produção de alimentos e outros bens primários de consumo;
- IV - agir como filtro natural, tampão e meio de adsorção, degradação e transformação de substâncias químicas e organismos;
- V - proteger as águas superficiais e subterrâneas.
- VI - servir como fonte de informação quanto ao patrimônio natural, histórico e cultural;
- VII - constituir fonte de recursos minerais; e
- VIII - servir como meio básico para a ocupação territorial, práticas recreativas e propiciar outros usos públicos e econômicos.

O Art. 4º limita a aplicação das diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas aos compartimentos solo e subsolo, com todos seus componentes sólidos, líquidos e gasosos. E o Art. 5º exclui a aplicação para o compartimento de águas subterrâneas ao afirmar que os critérios para prevenção, proteção e controle da qualidade das águas subterrâneas observarão legislação específica.

De acordo com o Art. 7º a avaliação da qualidade de solo, quanto à presença de substâncias químicas, deve ser efetuada com base em Valores Orientadores de Referência

de Qualidade (VRQ), Valores de Prevenção (VP) e Valores de Investigação (VI). Note-se que as descrições para estes valores foram estabelecidas no Art. 6º:

XXI - Valores Orientadores: são concentrações de substâncias químicas que fornecem orientação sobre a qualidade e as alterações do solo e da água subterrânea;

XXII - Valor de Referência de Qualidade-VRQ<sup>14</sup>: é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos;

XXIII - Valor de Prevenção-VP: é a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais de acordo com o art. 3º.

XXIV - Valor de Investigação-VI: é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, **à saúde humana**, considerando um cenário de exposição padronizado.

O Art. 10 estabelece que serão adotados como VIs, os valores apresentados no Anexo II, e informa que estes valores foram derivados com base em avaliação de **risco à saúde humana**, em função de cenários de exposição padronizados para diferentes usos e ocupação do solo. Os cenários utilizados são: agrícola, residencial e industrial.

É importante notar que o texto da resolução não indica a origem e a metodologia utilizada para a obtenção, nem tampouco os cálculos, dos valores apresentados.

O Art. 11 abre a possibilidade de revisão e aprovação pelo CONAMA dos valores estabelecidos para VPs e VIs quando requerido e tecnicamente justificado pelos órgãos ambientais competentes. Dadas as diferenças de tipos de solo entre os entes federativos também é aventada a possibilidade de estabelecimento de VPs e VIs estaduais ou regionais desde que calculados com base na mesma metodologia e garantindo o mesmo nível de risco. O Art. 6º define como Nível Tolerável de Risco à Saúde Humana, para Substâncias Carcinogênicas a: probabilidade de ocorrência de um caso adicional de

---

<sup>14</sup> VRQ é geralmente conhecido como valor de *background* por ser considerado como a concentração natural do solo do local.

câncer em uma população exposta de 100.000 indivíduos, que é comumente expresso como  $10^{-5}$ .

O Art. 8º da CONAMA 420/2009 estabelecia que os VRQs do solo para substâncias químicas inorgânicas naturalmente presentes deveriam ser estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes dos Estados e do Distrito Federal, em até 04 anos após a sua publicação, mas como a maioria dos órgãos estaduais não havia cumprido a exigência, em dezembro de 2013 foi publicada a resolução CONAMA Nº 460/2013 que ampliou este prazo para dezembro de 2014.

Cabe ressaltar que, mesmo com esta ampliação de prazo, a maior parte dos Estados ainda não estabeleceu estes valores de referência. Até abril de 2019 apenas os estados de Minas Gerais, Paraíba, Pernambuco e São Paulo haviam publicado os VRQs; e neste mês de abril de 2019 o estado de Sergipe (CEMA/SE, 2019) promulgou os valores de referência estabelecidos em estudos (MOURA, 2016) que haviam sido concluídos e entregues ao órgão ambiental em 2016. Este mesmo relatório de Moura (2016) determinou os VRQs para o estado de Alagoas para cujo órgão ambiental os resultados também foram entregues ainda em 2016, sendo que este órgão ambiental os publicou em setembro de 2020 (CEPRAM/AL, 2020).

Com a ausência de VRQs específicos, os estudos ambientais e as investigações realizadas em áreas destes entes federativos utilizam valores de referência estabelecidos para outros tipos de solos, primordialmente os VRQs do Estado de São Paulo que tiveram sua primeira edição no ano de 2001, e eram os únicos disponíveis até 2011. Esta utilização pode levar a interpretação errônea de contaminação, ocasionando prejuízos econômicos consideráveis e não garantindo necessariamente a proteção à saúde humana ou ao meio ambiente.

As condições de contorno para que uma área seja considerada “Contaminada sob Investigação” ou “Contaminada sob Intervenção” são estabelecidas nos Art. 25 e Art. 26.

O Art. 25 determina que será declarada Área Contaminada sob Investigação – AI, pelo órgão ambiental competente, aquela em que comprovadamente for constatada, mediante investigação confirmatória, a contaminação com concentrações de substâncias no solo ou nas águas subterrâneas acima dos valores de investigação.

Segundo a Norma ABNT (2011), investigação confirmatória é a etapa a ser realizada após a indicação de suposta contaminação, verificada por resultado obtido pela avaliação preliminar (ABNT, 2021), para confirmação ou eliminação da hipótese de existência de contaminação. Nesta etapa são realizadas coletas de amostras, análises químicas e comparação dos resultados com valores pré-estabelecidos.

Dada a não aceitação de experimentação com indivíduos humanos, quase todos os limites toxicológicos atribuídos ao homem são derivados de resultados obtidos em experimentos de laboratório para organismos teste com a posterior aplicação de fatores de segurança.

O Art. 26 determina que será declarada Área Contaminada sob Intervenção-ACI, pelo órgão ambiental competente, aquela em que for constatada a presença de substâncias químicas em fase livre ou for comprovada, após investigação detalhada e avaliação de risco, a existência de **risco à saúde humana**.

A norma ABNT (2013a) que orienta a execução de avaliação de risco a saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas foi aprovada em 2013 e deveria ter sido submetida a revisão ainda em 2018, mas este processo de revisão ainda não começou. Esta norma foi fortemente baseada na publicação *Risk Assessment Guidance for Superfund* - RAGS (USEPA, 1989) e só leva em consideração os receptores humanos.

Segundo a Norma ABNT que orienta a etapa de Investigação Detalhada (ABNT, 2013), esta fase é necessária para delimitação da extensão e magnitude da contaminação evidenciada na etapa de investigação confirmatória. Neste estágio, após a atualização do modelo conceitual - executada segundo a norma ABNT (2022) - deve ser elaborado um plano de amostragem que possibilite aprofundar o conhecimento da área contaminada, permitindo a delimitação das plumas de contaminação, elaboração de um mapa de concentrações das SQI e a verificação dos possíveis pontos de exposição aos potenciais receptores. Ressalte-se que nesta norma ABNT, como em todas as anteriormente mencionadas, só é considerado o receptor humano.

Pela análise dos artigos 25 e 26, pode-se notar que a ênfase do gerenciamento de áreas contaminadas recai sobre a avaliação de risco à saúde humana, porém este instrumento legal introduziu, através do Art. 27, a possibilidade de utilização da **avaliação de risco ecológico** para gerenciamento de áreas contaminadas.

“Art. 27. Será declarada Área em Processo de Monitoramento para Reabilitação-AMR, pelo órgão ambiental competente, aquela em que o risco for considerado tolerável, após a execução de avaliação de risco.

§ 1º Nas situações em que a existência de determinada AI (Área Contaminada sob Investigação) ou ACI (Área Contaminada sob Intervenção) possa implicar em impactos significativos aos recursos ambientais, o gerenciamento do risco poderá se basear nos resultados de uma avaliação de risco ecológico, a critério do órgão ambiental competente.

§ 2º Na impossibilidade de execução de uma avaliação de risco ecológico, em uma determinada área, o órgão ambiental competente deverá estabelecer valores específicos e metas para subsidiar a reabilitação da área utilizando-se de metodologia tecnicamente justificada”.

É importante salientar que ao usar a expressão “impactos significativos” - sem determinar a graduação destes impactos - foi deixada aos órgãos ambientais fiscalizadores a opção pela utilização da avaliação de risco ecológico como balizador do gerenciamento de áreas contaminadas. Além disso é importante questionar quais seriam as metodologias tecnicamente justificadas para estabelecimento de valores específicos e metas, haja vista que os VP e VI devem ser baseados em análises de risco.

Há que se cuidar para que não sejam adotados padrões de referência que possam exigir a execução de atividades de limpeza intensivas e de alto custo financeiro que fornecem menores retornos de redução de riscos e proteção ambiental por cada unidade monetária adicional (BARTELL, 1996).

Para que não sejam solicitadas (e eventualmente executadas) ARE de pouco valor prático há que se estabelecer critérios para definir quais são as características, pré-requisitos ou funções de ecossistemas a serem protegidas.

Os procedimentos para gerenciamento ambiental de áreas contaminadas são normatizados pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), órgão vinculado à Organização Internacional para Padronização - ISO. Se há suspeita de contaminação é realizada uma Avaliação Preliminar (ABNT, 2011).

A sequência usual para o gerenciamento de áreas contaminadas é estabelecida no Art. 23. que determina que o órgão ambiental competente deverá instituir procedimentos e ações de investigação e de gestão, que contemplem as etapas de identificação, diagnóstico, intervenção que são definidas como:

I - Identificação: etapa em que serão identificadas áreas suspeitas de contaminação com base em **avaliação preliminar**, e, para aquelas em que houver indícios de contaminação, deve ser realizada uma **investigação confirmatória**, as expensas do responsável, segundo as normas técnicas ou procedimentos vigentes.

II - Diagnóstico: etapa que inclui a **investigação detalhada e avaliação de risco**, as expensas do responsável, segundo as normas técnicas ou procedimentos vigentes, com objetivo de subsidiar a etapa de intervenção, após a investigação confirmatória que tenha identificado substâncias químicas em concentrações acima do valor de investigação.

III - Intervenção: etapa de execução de ações de controle para a eliminação do perigo ou redução, a níveis toleráveis, dos riscos identificados na etapa de diagnóstico, bem como o monitoramento da eficácia das ações executadas, considerando o uso atual e futuro da área, segundo as normas técnicas ou procedimentos vigentes.

Note-se que foram grifadas as expressões “**avaliação preliminar, investigação confirmatória, investigação detalhada e avaliação de risco**” para posterior referência quando da apresentação de Normas Técnicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT que versam sobre estas fases.

Quanto à remediação da área contaminada, o Art. 34 determina que os responsáveis pela contaminação da área devem submeter, ao órgão ambiental competente, proposta para a ação de intervenção a ser executada sob sua responsabilidade, devendo a mesma, obrigatoriamente, considerar:

I - o controle ou eliminação das fontes de contaminação;

II - o uso atual e futuro do solo da área objeto e sua circunvizinhança;

III - a avaliação de risco à saúde humana;

IV - as alternativas de intervenção consideradas técnica e economicamente viáveis e suas consequências;



V - o programa de monitoramento da eficácia das ações executadas; e

VI - os custos e os prazos envolvidos na implementação das alternativas de intervenção propostas para atingir as metas estabelecidas.

Parágrafo único. As alternativas de intervenção para reabilitação de áreas contaminadas poderão contemplar, de forma não excludente, as seguintes ações:

I - eliminação de perigo ou redução a níveis toleráveis dos riscos à segurança pública, à saúde humana e ao meio ambiente;

II - zoneamento e restrição dos usos e ocupação do solo e das águas superficiais e subterrâneas;

III - aplicação de técnicas de remediação; e

IV - monitoramento.

É importante notar que o responsável legal ou o proprietário do local contaminado podem não ser os “responsáveis pela contaminação da área” e por isso supõe-se que a intenção do legislador tenha sido estabelecer a obrigação para os “responsáveis pela área contaminada” que poderiam ser os proprietários ou responsáveis legais pela área.

Alguns países estabeleceram fundos com recursos monetários significativos ou programas de suporte para financiamento de investigações e remediações de contaminação química principalmente para os casos em que os responsáveis pela contaminação não possam ser encontrados ou os custos envolvidos não possam ser por eles suportados. Como em outros casos de poluição parece ser pouco provável que instrumento semelhante venha a ser adotado no Brasil.

A doutrina jurídica brasileira segue a linha de princípio do poluidor pagador - que, de acordo com a pesquisa bibliográfica realizada nesta tese, parece ser a mais comum no cenário mundial atual -, segundo a qual o responsável pelas atividades poluidoras (ou o dono do local contaminado) pode ser obrigado a realizar estudos sobre a contaminação e, se necessário, adotar ações que eliminem ou reduzam a contaminação ou minimizem os riscos advindos desta contaminação.

Seguindo a boa prática internacional, e notadamente a norte americana, as leis e normas brasileiras deveriam incluir anexos técnicos com informações referentes a modos de obtenção e aplicação de dados referidos nas legislações, diretrizes e normas.

#### *2.3.5.2 Nível estadual*

Recentemente dois estados brasileiros revisaram e emitiram novas versões de diretrizes para gerenciamento de áreas contaminadas.

Em fevereiro de 2017 a CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, órgão ambiental do Estado de São Paulo, emitiu através de Decisão de Diretoria DD 038/2017, revisão do procedimento estadual para gerenciamento de áreas contaminadas (CETESB, 2017) que indica que na etapa de Avaliação Preliminar devem ser pesquisados todos os dados e informações existentes sobre a área, e realizados levantamentos aerofotogramétrico e do uso de água subterrânea num raio de 500 metros a partir dos limites da área sob avaliação. Estas atividades permitiriam a elaboração de um modelo conceitual da área e de seu entorno, identificando usos do solo, bens a proteger e as áreas próximas que estejam cadastradas no processo de gerenciamento ambiental.

Este novo procedimento afirma ainda que a Avaliação de Risco Ecológico deve ser utilizada quando existir **ecossistema natural** sob influência, atual ou potencial, de uma Área Contaminada sob Investigação.

Foi grifada a expressão “ecossistema natural” para salientar que a normativa não apresenta sua definição, abrindo margem para interpretações diversas.

Dentre as principais determinações, esta DD 038 estabelece que a Avaliação de Risco Ecológico deve verificar risco para uma espécie, comunidade ou ecossistema, considerando efeitos diretos e indiretos aos receptores ecológicos, estruturais e funcionais, nas escalas espacial e temporal. Um plano de avaliação de risco, contendo o modelo conceitual e informando a metodologia adotada - que preveja a utilização de no mínimo três linhas de evidência (química, ecotoxicológica e ecológica) e identificação de área de referência com características semelhantes à área contaminada - deve ser previamente apresentado e aprovado pela CETESB.

Em agosto de 2018 o IMA-SC - Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina, órgão ambiental do Estado de Santa Catarina, emitiu a Instrução Normativa 74 (IN-74) que trata de recuperação de áreas contaminadas. Claramente inspirada na DD 38/2017 da CETESB

e seguindo boa parte da CONAMA 420/2009, traz duas definições diferentes e não encontradas nas normativas anteriormente mencionadas:

- “Ecossistema natural: designa o conjunto formado por todas as comunidades que vivem e interagem em determinada região e pelos fatores abióticos que atuam sobre essas comunidades, sendo sujeitas a pequena intervenção antrópica. Para efeito do gerenciamento de áreas contaminadas, além dos ecossistemas assim classificados, também são considerados os aquíferos subterrâneos, os recursos hídricos superficiais e as áreas de preservação permanente”.
- Risco ecológico é definido como “a possibilidade de ocorrência de efeitos adversos aos organismos presentes nos ecossistemas”.

Nota-se que, embora mais detalhada que na DD 038 da CETESB/SP, a definição de ecossistema natural da IN 74 do IMA/SC ainda mantém a incerteza linguística haja vista a impossibilidade de precisar o que seria ‘pequena intervenção antrópica’.

A Norma Técnica P4.001, proposta pela CETESB (2022) orienta que a ARE pode ser dispensada se “não houver receptores ecológicos susceptíveis”, o que é uma afirmação que pode gerar muitas dúvidas em locais com forte interação urbana e ecológica, como encontrado no Brasil.

A definição de risco ecológico como efeitos adversos a organismos - e não populações, comunidades, ecossistemas ou serviços ecossistêmicos - não acompanha a tendência atual de definição de alvos de avaliação que preconiza a avaliação em componentes de mais alto nível hierárquico, como populações, comunidades ou ecossistemas (USEPA, 2017; MUNNS et al., 2015; BARNTHOUSE, 2008; EFROYMSON et al., 2004; KAPUSTKA et al., 2003; VIGERSTED e McCARTY, 2000; O’NEILL, GARDNER, BARNTHOUSE, 1982; DEVOS et al., 2015).

## **2.4 Legislação Brasileira sobre Política Ambiental e Áreas Protegidas**

A **Lei 6.938 de 1981** instituiu a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) objetivando a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, tendo como princípios mais relevantes: manutenção do equilíbrio ecológico com acompanhamento do estado da qualidade ambiental; racionalização e fiscalização dos recursos ambientais; proteção dos ecossistemas, com a preservação de áreas representativas; controle e zoneamento das atividades potencial ou efetivamente

poluidoras; proteção de áreas ameaçadas de degradação e recuperação de áreas degradadas;

A adoção do princípio do “poluidor-pagador” é explicitada na PNMA pelo estabelecimento de sanções – desde multas, perdas de financiamentos e incentivos até a suspensão da atividade -, para o não cumprimento das medidas necessárias à **preservação ou correção dos inconvenientes e danos** causados pela degradação da qualidade ambiental. Além das sanções o poluidor é obrigado, independentemente da existência de culpa, a indenizar ou reparar os danos causados ao meio ambiente e a terceiros, afetados por sua atividade; estando sujeito a ações de responsabilidade civil e criminal, por danos causados ao meio ambiente. Além disso, o poluidor que expuser a perigo a “incolumidade humana, animal ou vegetal”, ou tornar mais grave a situação de perigo existente, fica sujeito à pena de reclusão de um a três anos e multa.

Imprescindível notar que na referida lei não há definição para incolumidade e, se for adotada o significado de “livre de perigo, intato ou ileso” (FERREIRA, 1985) esta determinação se torna impossível haja vista a impossibilidade de eliminar todos os riscos.

O Art. 225 da **Constituição Federal de 1988** (BRASIL, 1988), estabelece que todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações. Devendo o Poder Público:

I – preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas; II – preservar a diversidade e a integridade do patrimônio genético do País e fiscalizar as entidades dedicadas à pesquisa e manipulação de material genético; III – definir, em todas as unidades da Federação, espaços territoriais e seus componentes a serem especialmente protegidos, IV – exigir estudo prévio de impacto ambiental para instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente; V – controlar a produção, a comercialização e o emprego de técnicas, métodos e substâncias que comportem risco para a vida, a qualidade de vida e o meio ambiente; VI – promover a educação ambiental e a conscientização pública para a preservação do meio ambiente, e; VII – proteger a fauna e a flora, evitando risco à sua função ecológica, extinção de espécies e crueldade com os animais.

Importante ressaltar que todas e quaisquer “técnicas, métodos e substâncias” comportam algum risco para a vida, a qualidade de vida e o meio ambiente, sendo, portanto,

necessário definir o patamar de risco não aceitável a partir do qual os controles devem ser exercidos de modo a possibilitar a execução desta exigência de controle.

O **Decreto 99.274 de 1990** estabeleceu que num raio de **dez quilômetros** das Unidades de Conservação (UC), qualquer atividade que possa afetar a biota ficará subordinada às normas editadas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

A **Resolução CONAMA nº 13/1990**, revogada em 2010, estabelecia para proteção dos ecossistemas das Unidades de Conservação que em um raio de **dez quilômetros** qualquer atividade que pudesse afetar a biota deveria ser licenciada por órgão ambiental competente com anuência da administração da UC. Ressalte-se que os órgãos responsáveis pelas unidades em conjunto com os órgãos de meio ambiente deveriam definir que atividades poderiam afetar a biota da área protegida.

A **Resolução CONAMA nº 428/2010**, exige licenciamento ambiental de empreendimentos que possam provocar **significativo impacto ambiental** e afetar Unidades de Conservação ou suas Zona de Amortecimento (ZA), localizados numa faixa de **3 mil metros** dos limites da UC. A gradação de impacto como significativo deve ser realizada pelo órgão ambiental licenciador baseada em Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA).

A **Lei 12.651 de 2012** - que dispõe sobre a proteção de vegetação nativa e revogou a Lei 4.771/1965 que havia instituído o Código Florestal - lista, em seu Art. 4º, os tipos de Áreas de Preservação Permanente, seja em zona rural ou urbana, e determina algumas medidas de faixa de proteção. A Tabela 2 e a Tabela 3 apresentam as faixas de proteção para cursos de água não efêmeros (de 30 a 500 m de largura) e a para outros corpos hídricos (de 30 a 100 m de largura).

Tabela 2 - Faixa de proteção para cursos d'água

<b>Largura do curso d'água não efêmero (m)</b>	<b>Faixa marginal de proteção (m)</b>
< 10	30
10 - 50	50
50 - 200	100
200 - 600	200
> 600	500

Fonte: elaboração própria a partir de BRASIL, 2012.

Tabela 3 - Faixa de proteção para nascentes, veredas, lagos e lagoas

Tipo de área		Faixa de proteção (m)
Nascentes e Veredas		50
Lagos e lagoas naturais		
Localização	Superfície	
Zona rural	< 20 ha	50
	> 20 ha	100
Zona urbana	qualquer	30

Fonte: elaboração própria a partir de BRASIL, 2012.

Outras áreas protegidas são restingas, manguezais, bordas de tabuleiro e chapadas, topos de morros, montes, montanhas e serras e áreas em altitude superior a 1.800 m seja qual for o tipo de vegetação presente.

Pela análise dos instrumentos legais e normativos pesquisados, e aqui sucintamente apresentados, parece coerente considerar, como limite de proteção da possível contaminação a uma Unidade de Conservação, a sua Zona de Amortecimento ou, na ausência de estabelecimento desta ZA, uma faixa adicional de 3 mil metros.

Em analogia à análise efetuada para as unidades de conservação, também parece coerente considerar, como limite de proteção da possível contaminação a uma Área de Preservação Permanente a faixa de proteção adicional estabelecida para cada tipologia. Assim, num primeiro momento, usa-se a distância de 3 km e depois, caso necessário, refina-se a avaliação com as distâncias para as áreas de proteção específicas.

## 2.5 Avaliação de riscos

O crescente interesse em avaliação de risco não se deve ao fato de esta ferramenta eliminar a incerteza ou o risco (embora estes poderes sejam frequentemente atribuídos aos avaliadores de risco). Ao contrário, a principal vantagem da avaliação de riscos é que ela provê um modelo sistemático, baseado em princípios científicos, para entender e gerenciar diversos riscos (KOLLURU, 1996). Este modelo permite que os tomadores de decisão possam fazer escolhas mais bem embasadas quanto à necessidade de intervenção, bom como quanto ao tipo, intensidade e duração das ações eventualmente necessárias para eliminação ou limitação dos riscos a níveis considerados aceitáveis.

A avaliação de riscos tem origem nos ramos de seguros e jogos, surgiu como disciplina formal nas décadas de 1940 e 1950 com o surgimento da indústria nuclear, e foi formalizada como ferramenta para questões de saúde no início dos anos 1970 (BERNSTEIN, 1996; SUTER, 2007). Embora seja um campo em pleno crescimento poucos são os programas formais de formação em avaliação e análise de riscos; e muitos dos treinamentos tendem a considerar a análise de riscos como ferramenta e não como disciplina. Como exemplo, programas de graduação podem discutir análise de riscos de engenharia, riscos financeiros e riscos à saúde humana, mas, raramente, há formação no conjunto de disciplinas – como análise decisória, estatística, toxicologia, hidrogeologia, meteorologia entre outras - que norteiam a moderna análise de riscos ambientais.

Para demonstrar a necessidade das avaliações de risco para o embasamento de decisões de gerenciamento de áreas contaminadas, FERGUSON (1999) apontou que a limpeza de todos os locais até a obtenção de concentrações de referência do uso do solo mais restritivo (e.g. residencial) não é técnica nem economicamente viável e deu como exemplo o aumento de locais contaminados na Holanda de 350 em 1981 para 300.000 locais em 1995, estimando o custo de limpeza de € 13 bilhões.

Em 1998, o governo holandês realizou uma nova investigação minuciosa, baseada na avaliação de licenças ambientais, conhecimento de atividades que ameaçam a qualidade do solo e fotografias aéreas, que identificou 615.000 locais potencialmente contaminados em 2004, dos quais 425.000 locais permaneceram com indicação de potencialmente seriamente contaminados após a primeira triagem. Em 2013, a relação de locais potencialmente seriamente contaminados foi estimada em 250.000 áreas. Aproximadamente 1.600 desses locais precisam de remediação urgente, devido a riscos para a saúde humana (9%), riscos de transporte de contaminantes em águas subterrâneas (70%), riscos ecológicos (8%) ou combinações desses riscos (13%) (LAMÉ e MARING, 2014).

A boa prática sugerida em diversos guias de ARE é explicitar, analisar qualitativamente - e se possível quantificar, e documentar as incertezas em cada etapa do processo de avaliação (USEPA, 1992,1997, 2004; CCME, 1997,2012; UK EA, 2008; VROM, 2013). Devido às dificuldades inerentes aos dados relacionados a condições ambientais, raros são os relatórios de ARE que apresentam análises de incertezas, e nenhum relatório pesquisado apresentou análise de incertezas em cada etapa do processo de avaliação de

riscos. Nem mesmo os relatórios de ARSH costumam apresentar análises aprofundadas de incertezas, limitando-se a mencionar que os resultados obtidos são provenientes das melhores técnicas e informações disponíveis no momento da avaliação.

No desenvolvimento científico são frequentes a incerteza, baixa determinação e a falta de prova ou a negação de dados (WEED, 2005). Nenhuma avaliação ambiental pode eliminar toda a incerteza, mas a adoção de melhores práticas ajuda a reduzi-la a níveis mínimos. É importante considerar os limites de prazo e custo das informações porque existe um ponto em que o custo e o tempo necessários para a obtenção de informações superam a utilidade da informação, sendo necessário equilíbrio entre os objetivos conflitantes de limitar as demandas de custo e tempo da execução da avaliação e a redução da incerteza sobre condições desconhecidas da informação adicional (ASTM, 2014).

O tratamento e validação de dados para adequação ao uso em ARE exige que as incertezas sejam identificadas, tratadas, e se possível quantificadas e minimizadas. Para tanto é imprescindível que seja verificado se há possibilidade de redução do tipo de incerteza encontrado. O Quadro 4 apresenta um resumo de classificação de tipos de incerteza e de possibilidade de redução.

Quadro 4 - Tipos de incerteza e possibilidade de redução

Tipo	Descrição	Redução
Variabilidade inerente ao sistema (estocástica)	Diferença de valores entre unidades de uma população	Não reduzível por medições adicionais; só pode ser quantificada
Ignorância/Conhecimento imperfeito	Medida inadequada ou imperfeita	Pode ser reduzida com mais dados
Erro humano	Modelos, métodos ou dados errados	Pode ser corrigido ou minimizado com incremento da qualidade de verificação

Fonte: elaboração própria baseada em MUNNS (2002) e HOPE (2006).

Na ARE muitas incertezas advém em grande parte da natureza complexa do ambiente e do processo de interação com os estressores (USEPA, 2004) e, portanto, os alvos de avaliação são sempre identificados e selecionados na presença de alguma quantidade de



incerteza. O mais importante é identificar e atender o nível de incerteza que o tomador de decisão pode aceitar (ASTM, 2014a)

É imperioso ressaltar que a metodologia de obtenção de concentrações de perigo (HQ) é repleta de incertezas. Os HQ são números simplistas, fáceis de apresentar, mas comumente recebem mérito descabido devido à sua aparente precisão (SORENSEN et al, 2004).

A avaliação de riscos e as decisões de gerenciamento de risco envolvem tomada de decisões sob incerteza, comparações entre agir e não agir, e determinação de “riscos aceitáveis” e não são neutras em valor, mas refletem a interação entre ciência, economia e políticas públicas (KOLLURU, 1996). A ciência é capaz de descrever efeitos de diferentes ações, mas não pode determinar como efeitos devem ser ponderados nas decisões sociais. Muitas partes interessadas, com diferentes objetivos, estão envolvidos em questões ambientais (POWER e Mc CARTY, 1998) e, como as percepções de risco são diferentes entre os diversos entes - técnicos, público e autoridades -, sem que possa ser identificada maior precisão ou utilidade de cada percepção (SLOVIC, 1999) as decisões sempre apresentam componentes subjetivos e emocionais, mesmo que não explicitados (FISCHOFF, 1984; SLOVIC, 1987).

Como a avaliação de riscos é apenas um aspecto do gerenciamento de áreas contaminadas, o aprimoramento desta ferramenta não será capaz de eliminar as controvérsias do processo e as decisões de gerenciamento continuarão a ser movidas por questões políticas, sociais e econômicas (NRC, 1983).

O esquema básico de execução de Avaliação de Riscos, tanto ecológicos como à saúde humana, é mostrado na Figura 3. Várias etapas podem ser - e normalmente são - adicionadas antes e depois das etapas mostradas neste esquema.

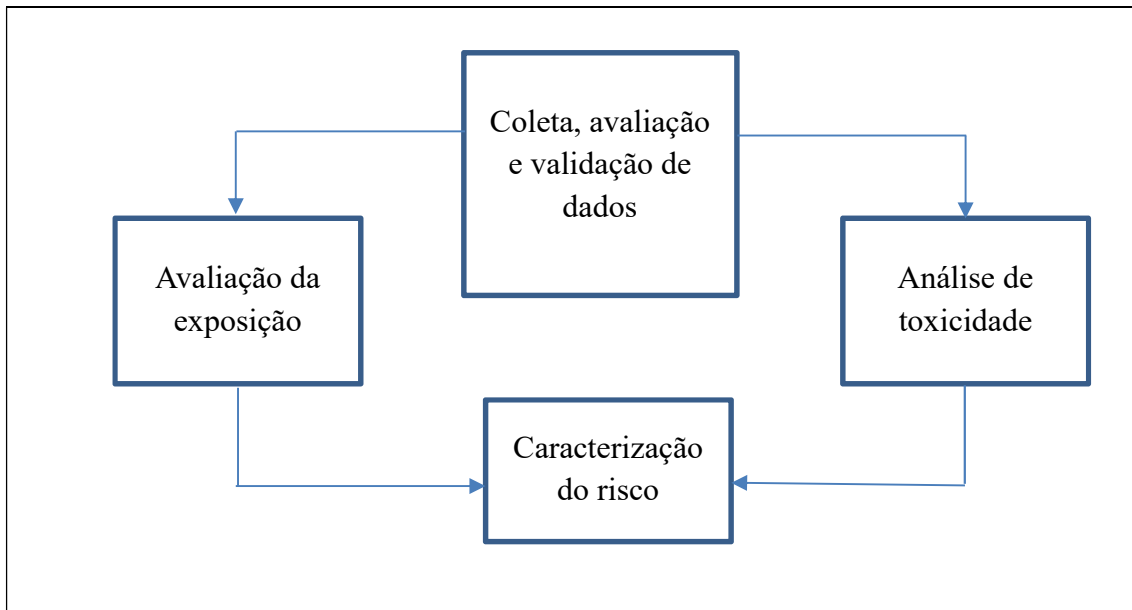


Figura 3: Fluxograma das etapas da avaliação de risco

Fonte: Baseado em ABNT, 2013a.

Para melhor eficiência econômica, as avaliações de risco são, normalmente, executadas em níveis (*tiers*) (ASTM,2015) de complexidade e custo crescentes. Nos primeiros níveis de triagem (*screening*) são adotadas as premissas mais conservadoras, utilizadas para identificar áreas com risco potencial inexistente ou insignificante. Se, mesmo utilizando premissas conservadoras, não são verificadas possibilidades plausíveis de risco devido à toxicidade ou concentração da substância contaminante, e impossibilidade de contato com receptores, os estressores podem ser eliminados da avaliação e nenhuma investigação adicional é necessária.

No Brasil estas etapas do gerenciamento de áreas contaminadas são denominadas Avaliação Preliminar, Investigação Confirmatória, Investigação Detalhada, Avaliação de Risco e, caso necessária a Investigação Complementar.

O processo de avaliação de riscos é dividido em quatro etapas que consistem em: identificação do perigo, avaliação da toxicidade-resposta, avaliação da exposição e caracterização do risco.

Na etapa de identificação do perigo são coletadas, avaliadas e validadas informações que permitam delinear o problema a ser investigado de modo a apresentá-lo na forma de um modelo conceitual da área em estudo.

O modelo conceitual de exposição (MCE) do local tem que identificar os principais contaminantes e suas fontes de contaminação, a localização das fontes, os mecanismos de transporte dos contaminantes, os processos de modificação dos contaminantes, os receptores que podem estar em risco, as rotas de exposição, os riscos perceptíveis e as eventuais necessidades de resposta imediata, e as demandas por mais informação. Uma análise criteriosa deste MCE deve apontar para quais itens há necessidade de obter mais informações de modo a melhorar a compreensão do caso em estudo.

A avaliação da exposição é necessária para que se verifique a possibilidade de interação entre o contaminante (ou outros elementos provenientes deste contaminante) e o receptor. Deve ser lembrado que o perigo só se transforma em risco se houver contato do receptor com o agente de risco, e o contaminante puder ser absorvido por uma via de ingresso no receptor. Vale ressaltar que é imperioso que se estime a intensidade e a duração da exposição para possibilitar a estimativa de efeito no organismo receptor.

É imprescindível realizar na etapa de triagem a verificação da existência simultânea de contaminação, caminho de transporte do contaminante entre fonte e ponto de exposição e presença do receptor. Esta condição é normalmente denominada fonte-caminho-receptor. Vale explicitar que não havendo fonte, não há contaminação; não havendo receptor, a existência eventual de contaminação não acarretará prejuízo a nenhum ente; e a inexistência de caminho disponível que possibilite o contato entre um contaminante e um receptor eventualmente existentes mantém como perigo as características da fonte, sem que possam se transformar em risco.

O propósito da avaliação de toxicidade-resposta, que em alguns casos pode ser dose-resposta, é definir a relação entre a exposição ao agente estressor e a gravidade e probabilidade da resposta em populações expostas.

Cabe frisar que a avaliação de riscos não conclui quanto uma situação é segura ou insegura, cabendo aos gerenciadores e aos reguladores de riscos estabelecerem quais os níveis considerados aceitáveis, contrapondo benefícios e riscos de cada caso.

As avaliações de risco se norteiam por níveis de risco estabelecidos por normativas sendo que o nível tolerável de risco à saúde humana para substâncias carcinogênicas, normalmente é estabelecido como a probabilidade de ocorrência de um caso adicional de câncer a cada 10.000 ou 100.000 indivíduos expostos. Estas probabilidades são

normalmente apresentadas como  $10^{-4}$  e  $10^{-5}$  e são estabelecidas por decisões políticas e administrativas sem embasamento técnico de risco (KELLY, 2001; HUNTER. e FEWTRELL, 2001).

Toda avaliação de riscos está sujeita a uma extensa gama de incertezas quanto a: medições das concentrações das substâncias químicas de interesse, dadas as variações temporais e espaciais; estimativa de dose letal e de efeito; resposta a múltiplas substâncias e a misturas de substâncias; variação na distribuição de sensibilidade das espécies; heterogeneidade do meio físico; reduções óbvias pela limitação de modelos (utilizados para não execução de estudo completo dos locais contaminados) e, não menos importante, possíveis erros advindos de coletas, transporte, armazenamento e transferência de dados mal executados.

As incertezas podem ser classificadas como inerentes à variabilidade ambiental da natureza dos meios, como deficiência de conhecimentos e erros na execução de métodos para obtenção de informações.

### **2.5.1 Avaliação de riscos ecológicos**

O conceito de risco ambiental ajuda a medir diferentes problemas ambientais e compará-los em termos comuns e permite, ao usar a mesma linguagem, a avaliação de diversas opções de ação de controle para redução de risco. Se as prioridades forem atribuídas às maiores oportunidades de redução de risco, o risco total será reduzido de forma mais eficiente (KOLLURU, 1996).

Embora existam pesquisas mostrando que, em escala global, os cinco principais estressores ambientais, em ordem de importância, são: mudanças climáticas globais; mudança de hábitat; migração de espécies exóticas; eutrofização, incluindo a proliferação de algas e contaminação química (CHAPMAN, 2016), a maioria (se não todas) as diretrizes de Avaliação de Risco Ecológico (ARE) - pelo menos as que tivemos acesso através de pesquisas na Internet - concentram-se apenas em contaminantes químicos. De fato, essa peculiaridade pode ser atribuída aos conceitos herdados das diretrizes de ARSH (nas quais se basearam as versões iniciais de ARE) que seguem o mesmo princípio.

A Avaliação de Risco Ecológico (ARE) é um processo de coleta, organização e análise de dados ambientais para estimar o risco de contaminação para componentes ambientais, desde organismos até ecossistemas. Avaliação de risco ecológico de solos contaminados

é uma tarefa complexa devido à grande heterogeneidade dos sistemas dos solos o que faz com que a poluição dos solos seja, na maioria dos casos, pouco uniforme. Além disso, por serem os solos tipicamente propriedade privada, durante o processo de avaliação não é difícil verificar a ocorrência de divergências profissionais e econômicas entre os interesses dos donos das terras, cientistas, engenheiros, advogados, organizações não governamentais e autoridades dos diversos níveis de governo (JENSEN e MESMAN, 2006).

Existem dois tipos de ARE: avaliações preditivas, normalmente executadas previamente ao lançamento no mercado de novas substâncias consideradas perigosas para verificar o grau de segurança do comportamento destas substâncias no meio ambiente; e as avaliações descritivas que buscam estimar o risco a populações ou ecossistemas em locais já poluídos (JENSEN e MESMAN, 2006) ou com potencial de futura contaminação. A presente Tese tem interesse exclusivo nas avaliações de risco descritivas.

As ARE preventivas podem ser realizadas para identificar se novos compostos oriundos da especiação e transformações físicas e biológicas dos contaminantes têm capacidade de causar impactos a componentes ecológicos.

As ARE de áreas contaminadas pretendem identificar as possíveis consequências futuras (efeitos) de contaminações já identificadas, ou potencialmente presentes, sobre receptores já afetados ou passíveis de exposição.

Tais avaliações são dificultadas pela magnitude e diversidade dos distúrbios antropogênicos e pela complexidade dos sistemas ecológicos, que são dinâmicos no espaço e no tempo, e permanecem parcialmente descritos e não completamente compreendidos (BARTELL, 1996).

Assim como na ARSH, também na ARE é prevista a execução em estágios (*tiers*) com complexidade, precisão, prazos e custos crescentes. Esta forma otimiza a aplicação de recursos limitados que sejam suficientes para embasar a decisão sobre a contaminação em cada etapa.

O primeiro estágio da ARE, a etapa de triagem (*screening*) é a comparação das concentrações de contaminantes verificadas nas amostras de solo com valores de

referência estabelecidos para os solos (estes valores também são conhecidos como objetivos de qualidade, critério de qualidade, *benchmark* e valores-guia).

Estes valores de referência são estabelecidos através de observações de ensaios controlados realizados em laboratório com espécies criadas em cativeiro e aplicação adicional de fatores de segurança para compensação de incertezas nos cálculos e nas observações. Cabe ressaltar que - dadas as significativas incertezas e a premissa de enviar os resultados em favor da proteção dos receptores - estes fatores de segurança por vezes alcançam 3 ordens de grandeza (PERRODIN et al, 2011), diminuindo as concentrações de referência a ponto de se tornarem menores do que os valores de referência de qualidade (*background*) ou por vezes inferiores aos limites de detecção de sofisticados equipamentos e modernos métodos analíticos.

O Quadro regulatório para ARE no Canadá (GC, 2012) descreve as principais desvantagens do uso de fatores de segurança como:

- 1) Viés devido à aplicação unidirecional, sempre aumentando as estimativas de risco sem considerar que a incerteza pode se aplicar em ambas as direções;
- 2) Falta de base técnica porque os fatores de segurança padrão (comumente fatores de 10) não têm uma relação fidedigna com a informação de concentração-resposta;
- 3) Agravamento do conservadorismo já que a aplicação de múltiplos fatores de segurança pode resultar em valores de referência irrealisticamente baixos;
- 4) Falta de transparência porque sua aplicação aprofunda a incerteza de tal forma que a estimativa de risco é alterada, mas sem uma indicação clara da confiança (ou falta dela) no valor numérico;
- 5) Incompatibilidade com métodos mais recentes porque a aplicação de fatores de segurança arbitrários está pouco alinhada com novos métodos (por exemplo, distribuição de sensibilidade de espécies -SSD, análise de concentração-resposta, abordagens de dimensão de efeito) que são preferidos para o desenvolvimento quantitativo de valores de referência.

A constatação de desvantagens do uso dos fatores de segurança para o estabelecimento de valores de referência para limiares de efeitos, não indica que a incerteza na avaliação dos efeitos deva ser ignorada, ao contrário devem ser avaliadas minuciosamente (GC, 2012) de modo a restringir a aplicação destes fatores de segurança.

Valores de referência de solos são ferramentas comuns e muito úteis para avaliação do risco ecológico, principalmente nos níveis iniciais de triagem, mas grandes discrepâncias são observadas entre níveis dos efeitos verificados em experimentos realizados com solos contaminados em laboratório e os níveis dos efeitos encontrados quando os organismos foram expostos ao solo coletado nas áreas contaminadas ou quando do monitoramento no próprio campo. A explicação mais frequente para este fato é a, normalmente crescente com o tempo, redução da biodisponibilidade dos poluentes por ficarem presos à matriz do solo (SEMPLE et al, 2003; ALEXANDER, 2000;).

Embora seja reconhecida a praticidade e simplicidade de interpretação de testes de laboratório com uma única espécie exposta a solo artificialmente contaminado, outras ferramentas são normalmente necessárias para avaliação do risco. Os bioensaios – experimentos com espécies expostas *ex situ* ao solo contaminado original, possibilitam a direta determinação da toxicidade do solo contaminado, considerando ainda as possíveis misturas de substâncias presentes, incluindo produtos degradados e metabólitos presentes na amostra. Como cálculos genéricos dos efeitos combinados de contaminações mistas são propícios a grandes incertezas, os bioensaios são considerados ferramentas mais fidedignas para avaliação do risco do que a comparação com valores de referência baseados em experimentos nos quais os contaminantes são acrescentados ao solo no laboratório. No entanto, esta ferramenta não pode ser considerada a replicação fiel da realidade porque também apresenta limitações dado que as espécies são expostas por curto período, em ambiente sem outros fatores de estresse como predadores, competição intraespecíficas e entre espécies, seca, frio e escassez de nutrientes (JENSEN e MESMAN, 2006), além de serem espécies de cativeiro sem histórico nas áreas.

Os bioensaios realizados *in situ* têm como vantagem a utilização do ambiente natural para exposição dos receptores, mas ainda mantém as limitações de espécies criadas em cativeiro, além de introduzir fatores não controlados que são de mais difícil interpretação, tais como: variações climáticas, chuva, vento, interferência de outras espécies etc.

As avaliações de condições de campo, também chamadas inspeções ecológicas (*ecological surveys*) são as fontes mais fidedignas para avaliação da condição real atual, pois, embora circunscritas às condições presentes, fornecem os dados mais confiáveis para previsão da qualidade futura dos componentes ambientais.

A definição do uso do solo para o local a ser investigado tende a tornar a ARE mais efetiva, pois pode ser estabelecido foco nos aspectos ecológicos mais importantes para o uso de solo especificado, haja vista que diferentes usos de solo envolvem diferentes funções do solo (JENSEN e MESMAN, 2006). Assim, os serviços ambientais requeridos dos ecossistemas para o tipo de uso do solo estabelecido para o local servem de balizadores para o planejamento da ARE.

O principal interesse nos sistemas ecológicos é a sua capacidade de suportar a vida, o que atribui importância aos produtores primários, consumidores, predadores de alta ordem e decompositores, determinando importância às funções ecológicas (BARTELL, 1996; BREURE, 2004).

Depois do desenvolvimento de um modelo conceitual para o local a ser investigado, devem ser definidos os requisitos ecológicos a serem avaliados. Uma vez definidos estes requisitos, serão selecionados os principais receptores ecológicos. A análise de recursos socialmente valorizados, no local contaminado e na região do entorno, proporciona o ponto de partida para a escolha dos alvos de avaliação, que devem representar os recursos valorizados e suas condições desejadas.

A expressão “alvo de avaliação” foi adotada como tradução do termo inglês *endpoint* que é definido como representante do valor ambiental a ser protegido. A definição mais aceita é descrita no Quadro para ARE (USEPA, 1992) como sendo “a expressão explícita do valor ambiental real a ser protegido”. Um alvo de avaliação deve ter relevância social, biológica, econômica, definição não ambígua, suscetível ao perigo, relacionado a decisão em questão, mensurável ou predizível.

Alvos de avaliação devem ser compostos por um componente ecológico e uma característica deste valor ambiental, tal como abundância, integridade, vitalidade etc. (SUTER, 2007)

Recursos ecológicos valiosos incluem aqueles sem os quais o funcionamento do ecossistema seria significativamente prejudicado, aqueles que fornecem recursos críticos (e.g. habitat, pesca) e aqueles percebidos como valiosos pelos seres humanos (e.g. espécies ameaçadas de extinção e outras questões abordadas pela legislação). Como os alvos de avaliação fornecem o foco da avaliação de riscos, a seleção e a definição



apropriadas desses alvos são críticas para a utilidade de uma avaliação de risco (USEPA 1997 - ERAGS).

A seleção de alvos de avaliação vem mudando, ao longo do tempo, de indivíduos, populações, comunidades e habitats para serviços ecossistêmicos. Essa nova abordagem, confirmada pela inclusão de serviços ecossistêmicos em documentos de diversas regiões (e.g. USEPA, 2003 e 2016; EFSA, 2016; ALCAMO et al, 2003), pode ajudar a concentrar esforços em funções ecológicas que, além de servirem à humanidade com serviços ecossistêmicos, poderiam preservar a capacidade inerente da natureza de manter a sustentabilidade (CAPRA, 2016).

A Tabela 4 ilustra a relação entre receptores, alvos de avaliação, formas de medição de efeitos e linhas de evidência.

Tabela 4: Relação entre receptores, alvos de avaliação, formas de medição de efeitos e linhas de evidência.

Receptores de interesse	Qual biota ou habitat se pretende proteger?
Alvos de avaliação	O que especificamente na biota ou habitat se pretende proteger?
Formas de medição de efeitos	Que ferramentas devem ser usadas para medir a exposição ou efeitos?
Linhas de evidência	Como exatamente estas ferramentas devem ser usadas para avaliar o risco?

Fonte: adaptado de GC 2012.

BREURE (2004) enfatiza que nem todos os serviços ecossistêmicos têm que ser fornecidos em todos tipos de uso do solo, sendo possível estabelecer critérios de qualidade distintos para diferentes tipos de uso do solo. De modo geral, quanto mais antropizado o local, menos serviços ecossistêmicos ele será capaz de fornecer. A base mais importante para proteção do solo é sua função utilidade: para que o solo é usado? O que o solo deve fornecer agora e no futuro?

A qualificação da qualidade de um solo como boa ou má é subjetiva e dependente do uso do solo. Os legisladores devem se basear em um conjunto de critérios ecológicos, técnicos, sociais e econômicos, de modo a tentar manter o uso sustentável com a mínima quantidade de efeitos negativos. É importante ressaltar que só se pode afirmar que um determinado solo tem qualidade superior ou inferior a outro solo, não havendo escala genérica que permita comparação entre todos os solos (BREURE, 2004)

Durante o planejamento das medições destes recursos e dependendo da complexidade destas avaliações devem ser escolhidos substitutos, de mais fácil medição e que tenham correlação satisfatória, para realizar esta avaliação.

Na avaliação de efeitos, espécies selecionadas são testadas quanto à sensibilidade a substâncias químicas. A resposta dos indivíduos da mesma espécie é diferente, demonstrando a variabilidade interna à espécie. Esta variação de resposta é plotada em uma curva denominada dose-resposta.

Outras espécies testadas também apresentam respostas diferentes quanto à sensibilidade a substâncias químicas. Tenta-se estimar e compensar esta diferença de sensibilidade com a aplicação de fatores de segurança que podem variar em até 3 ordens de grandeza (10, 100, 1000), como já exposto.

Este método de estabelecimento de valores-limite é bastante conservador, o que garante a proteção da população, mas, cabe ressaltar que, muitas das vezes, dado que o valor limite pode ter sido diminuído ao extremo, esta proteção pode ser exagerada levando a necessidade de aprofundamento de avaliações e em último caso, remediações que são pouco eficientes na redução do risco total. Lembrando ainda que remediações desnecessárias provocam danos desnecessários e ecologicamente injustificados.

É imperioso lembrar que antes de se executar uma ARE deve ser verificada a disponibilidade de alternativas posto que, dependendo do tamanho e localização da área afetada, a remoção e destinação final de pequenos volumes de material contaminado, a adoção de técnicas de bioestimulação ou até atenuação natural monitorada no local pode resolver o problema de forma eficiente, mais rápida e mais barata, sem demandar a realização de ARE.

Os autores JENSEN e MESMAN (2006) ressaltam ainda que deve ser questionada a real necessidade de execução de ARE mesmo quando concentrações amostradas excederem os valores de referência. São propostos três questionamentos:

1) A ARE é relevante para o local considerando (a) o tipo de uso do solo estabelecido e (b) a natureza dos poluentes?

a) Embora, em princípio, um ecossistema saudável possa ser um requisito para todos os locais, a prática atual mostra que, para determinados tipos de uso de solo, alguns requisitos ecológicos não têm utilidade prática. Por exemplo, muitos locais industriais são cobertos com superfícies impermeabilizadas. Quando não está prevista alteração do uso do solo e não é possível identificar qualquer ameaça para as águas subterrâneas ou para corpos hídricos adjacentes, normalmente não é necessário realizar uma ARE.

Mapas de Avaliação Biológica, que classificam diferentes zonas geográficas com base em critérios como raridade, vulnerabilidade e substitutibilidade, podem ser úteis para avaliar a relevância da ARE em locais com uso de solo mais restritivo, como a natureza preservada, parques e as terras agrícolas.

b. Se todas ou a maioria das substâncias relevantes forem encontradas em níveis inferiores aos seus valores de triagem (SSL), a ARE não é geralmente considerada. No entanto, mesmo nos casos em que tal não seja o caso, a ARE pode ser redundante, dado o conhecimento da natureza dos poluentes presentes em combinação com as características específicas do solo do local; por exemplo, concentrações de substâncias altamente hidrofóbicas ligeiramente acima do valor de triagem em um solo de turfa podem indicar um risco reduzido.

2) A extensão e nível de poluição é suficiente para requerer uma ARE?

Quando as primeiras perguntas tiverem sido respondidas positivamente, deve-se considerar se os custos inerentes à realização de uma ARE são justificados, ou seja, se as opções de escavação e/ou remediação estão disponíveis a um custo aceitável. Critérios de tamanho de superfície em combinação com níveis de poluentes podem orientar a decisão sobre novas ações.

3) Existem fortes critérios favoráveis ou contra a realização da ARE?

A presença no local de espécies raras ou ameaçadas de extinção pode, por exemplo, ser argumentos contra uma ARE. A contaminação pode, mesmo que parcialmente, ser um dos principais fatores da criação de um hábitat especial para espécies raras. Estes hábitats podem desaparecer como resultado de mudanças nas condições do solo e / ou competição de espécies que surgirão após uma descontaminação. O funcionamento do local como uma importante zona de trânsito para animais migratórios, pode ser um argumento a favor de uma ARE.

A estas três questões pode-se acrescentar:

4) É possível antecipar qual ação será adotada se a ARE indicar um patamar de risco inaceitável? É técnica e monetariamente possível realizar ações de remediação sem causar mais danos?

É importante dispendir recursos para conservar locais ecológicos que tenham uma alta probabilidade de persistir e essa viabilidade depende do tamanho (área para suportar a vida), condição (boa ou recuperável) e contexto paisagístico (isolado ou em contato com outras áreas).

A metodologia Tríade, originalmente estabelecida para avaliação de sedimentos (CHAPMAN, 1986) se baseia no desenvolvimento simultâneo e integrado de informações químicas, ecotoxicológicas e ecológicas específicas para o local sob investigação. Estas três (daí advém o nome Tríade) vertentes de investigação são chamadas de Linhas de Evidência (LoE<sup>15</sup>). Na LoE química, a concentração do contaminante medida no meio ambiente é comparada com os dados de literatura. Na LoE ecotoxicológica, bioensaios são usados para medir a toxicidade real presente em amostras do local sob investigação. Na LoE ecológica, observações das condições do hábitat, fauna, flora do local sob investigação são comparadas com observações de um local de referência (não contaminado e com características similares ao do estudo).

Inexiste local de referência perfeita pois nem o estado anterior de uma parte não contaminada da área pode assim ser considerada posto que as áreas mesmo não contaminadas podem e normalmente evoluem para estados diferentes devido a diversos

---

<sup>15</sup> *LoE do inglês Line of Evidence*, mantida a abreviação em inglês pela inexistência de sigla tradicional em português e para facilitar a referência em textos indexados.

fatores não antrópicos (HULL e SAMPLE, 2000). A escolha de referência é questão política (CLARKSON, 2000; BREURE, 2004) e a comparação de locais de referência é sempre útil em avaliações detalhadas (ASTM, 1848).

Sem locais de referência apropriados e comparáveis, é extremamente difícil a interpretação sobre os efeitos observados no local e convém escolher alguns locais de referência, para levar em conta a variabilidade natural no ambiente (HULL e SAMPLE, 2000).

No primeiro estágio da Tríade prevê-se a caracterização do local e definição do uso do solo; no segundo estágio a determinação de aspectos ecológicos, receptores relacionados ao uso de solo definido, espécies-chave e funções de suporte à vida e verificação da possibilidade de estabelecimento de conexões entre fonte-caminho-receptor (rotas de exposição); no terceiro estágio é prevista a utilização de instrumentos específicos para o local e o uso do peso de evidências (do inglês WOE<sup>16</sup>).

Assume-se que a adoção do peso de evidências nas três disciplinas independentes leve a respostas mais precisas do que a abordagem baseada apenas na concentração dos poluentes e posterior comparação com valores de referência.

Peso de evidência é um tipo de análise de dados que considera todos os dados disponíveis para obtenção de conclusões baseado na quantidade e qualidade dos dados que suportam cada linha de evidência. Para sua utilização é necessário um processo de integração de dados de múltiplas linhas de evidência. A utilização de vários caminhos para se chegar a uma conclusão fornece uma evidência mais forte sobre os efeitos ecológicos, diminuindo a incerteza da ARE (JENSEN e MESMAN, 2006).

A abordagem de peso de evidências para ecossistemas terrestres e a Tríade ainda estão em estado evolutivo (SUTER et al., 2000; RUTGERS et al., 2001; MESMAN et al., 2003) e serão necessários esforços de pesquisa e desenvolvimento para que seja alcançado um patamar satisfatório de redução de incertezas.

---

<sup>16</sup> *WOE – Weight of Evidences* é um método utilizado para ponderar as LOE segundo a qualidade, quantidade e reprodutibilidade de dados.

### **2.5.2 Avaliação de riscos no Brasil e sua normatização**

Após a publicação da Resolução CONAMA 420/2009 houve crescente demanda dos Órgãos Ambientais Estaduais e Federal para realização de Avaliação de Riscos à Saúde Humana oriundos de áreas impactadas. Alguns destes órgãos também começaram a se estruturar para solicitar Avaliação de Riscos Ecológicos.

Esta demanda suscitou a elaboração e revisão de Normas Técnicas que norteassem a execução destas avaliações.

No Brasil o Foro Nacional de Normatização é a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). A Comissão de Estudo Especial de Avaliação da Qualidade do Solo e Água para Levantamento de Passivo Ambiental e Análise de Risco à Saúde Humana da ABNT (ABNT/CEE-68) - que desde 2008 conta com a participação do autor desta Tese - elaborou e publicou uma série de normas nacionais para o gerenciamento de áreas contaminadas. A sequência usual de etapas de investigação de uma área supostamente contaminada é Avaliação Preliminar e elaboração de Modelo Conceitual, Investigação Confirmatória, Investigação Detalhada e Avaliação de Riscos à Saúde Humana. Em alguns casos pode ser adicionada uma etapa de Investigação Complementar cujo objetivo é prover dados que preencham lacunas, reforcem ou esclareçam suposições identificadas nas investigações anteriores.

O Quadro 5 apresenta as principais normas técnicas brasileiras relacionadas à avaliação de passivos ambientais e de riscos à saúde humana e as datas de publicação

Quadro 5 – Normas ABNT sobre avaliação de passivos ambientais.

Código	Título	Data
ABNT NBR 15515-1:2021	Passivo ambiental em solo e água subterrânea Parte 1: Avaliação preliminar	08/10/2021
ABNT NBR 15515-2:2011	Passivo ambiental em solo e água subterrânea Parte 2: Investigação confirmatória	22/03/2011
ABNT NBR 15515-3:2013	Avaliação de passivo ambiental em solo e água subterrânea Parte 3: Investigação detalhada	02/09/2013
ABNT NBR 16209:2013	Avaliação de risco a saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas	02/09/2013
ABNT NBR 16210:2022	Modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas — Procedimento	11/01/2022

Fonte: elaboração própria a partir de ABNT, 2022.

Desde 2013 existe grupo de estudo da ABNT/CEE-68 dedicado à elaboração de norma brasileira de ARE, mas até a presente data os resultados não propiciaram a emissão de documento normativo orientador para este assunto (SOUZA FILHO, 2022<sup>17</sup>).

No Brasil não existem cursos ou professores especializados que ministrem treinamentos em Risco Ecológico. Espera-se que a demanda do mercado possa direcionar o desenvolvimento de programas integrados de análise de riscos pelas instituições acadêmicas.

A etapa inicial de avaliação de passivo ambiental em solo e água subterrânea consiste numa avaliação preliminar, a qual identifica a possível existência de contaminação na área. Nesta etapa são realizados levantamento de dados históricos, visitas à área potencialmente contaminada e entrevistas com atuais ou antigos conhecedores da área.

<sup>17</sup> O autor é membro deste comitê da ABNT.

A etapa de avaliação preliminar é pré-requisito para a realização das etapas subsequentes da avaliação de passivo ambiental (ABNT, 2021). No caso de já evidenciada a contaminação na etapa inicial, direciona-se para a etapa de investigação detalhada, sem necessidade de investigação confirmatória.

Havendo indícios na avaliação preliminar, realiza-se a etapa de investigação confirmatória que busca confirmar ou descartar a suposição de contaminação aventada na etapa de avaliação preliminar, para verificar a necessidade de realizar a etapa de investigação detalhada e, quando necessário, a avaliação de risco à saúde humana. Nesta etapa são executadas amostragens, análises e ensaios para confirmação da existência e localização da contaminação. Os resultados da investigação confirmatória podem indicar não ser necessário prosseguir com a investigação, seja pela inexistência de contaminação, seja pela possibilidade de adoção de medidas remediação imediata.

A Figura 4 apresenta o fluxograma das etapas da avaliação de passivo ambiental.

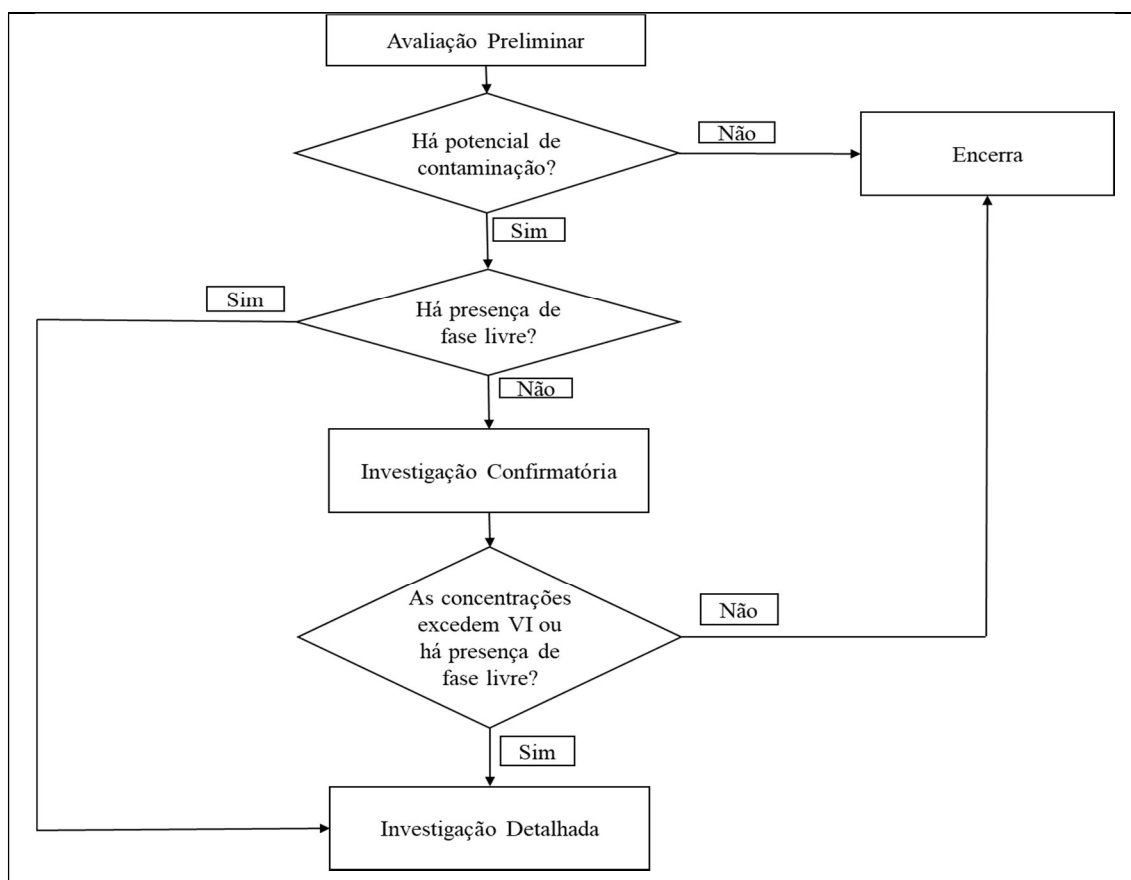


Figura 4: Fluxograma das etapas de avaliação de passivo ambiental.

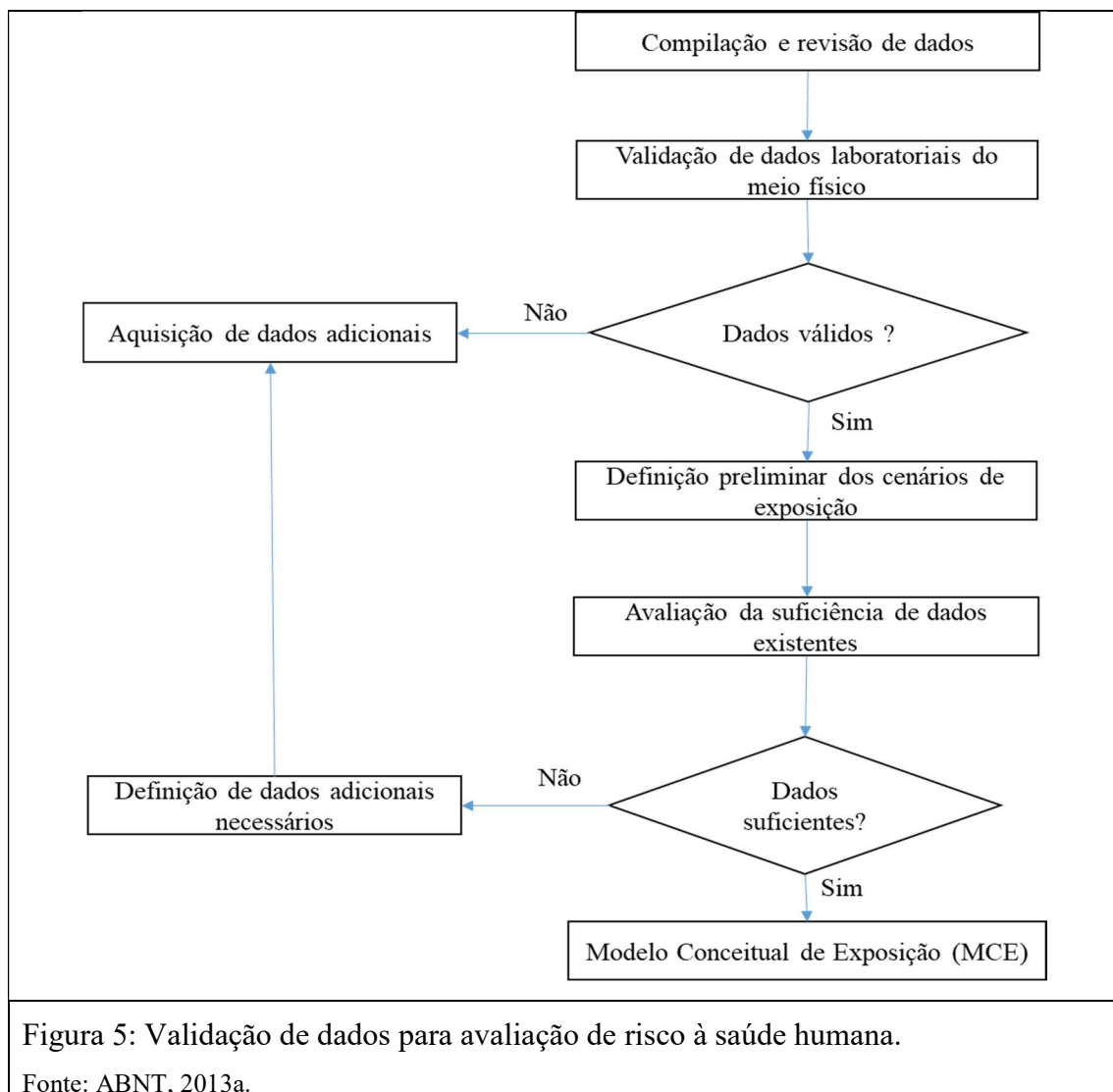
Fonte: ABNT, 2011a.



Um modelo conceitual é a representação escrita ou gráfica de um sistema ambiental e os processos biológicos, químicos e físicos, que determinam o transporte dos contaminantes a partir das fontes, através dos meios, até os receptores envolvidos (ABNT, 2022). Este modelo conceitual deve ser atualizado – incorporando, eliminando e alterando informações - ao final de cada etapa do gerenciamento da área contaminada.

É importante ressaltar que no caso de ARE, pode haver exigência de monitoramento quando a concentração de alguma SQI se situar entre os valores de prevenção e investigação.

Para a realização de avaliação de risco à saúde humana é dada especial atenção à etapa de coleta, avaliação e validação dos dados e o fluxograma que a ilustra é apresentado na Figura 5.



## **2.6 Análise de normativas de ARE e critérios de exclusão em países de referência.**

O guia para avaliação de riscos ecológicos, publicado pela agência ambiental norte americana (USEPA, 1998) indica como essenciais as fases de: 1) planejamento da avaliação de risco, onde são descritos os objetivos do estudo; 2) formulação do problema, onde são escolhidos os receptores, elaborados os modelos conceituais, estabelecidas as hipóteses do risco e elaborado um plano de amostragem; 3) análise técnica dos dados de caracterização da exposição e de efeitos; 4) caracterização do risco; onde os resultados das etapas anteriores são integrados para possibilitar a estimativa do risco; e 5) comunicação de resultados para os gerenciadores de risco. Nesta última fase é indicado que, depois da caracterização de riscos e preparação do relatório da avaliação de riscos, os avaliadores devem discutir os resultados com os responsáveis pelo gerenciamento do risco.

O guia canadense para avaliação de risco ecológico (GC, 2012) apresenta quatro etapas básicas: (1) A formulação do problema, onde devem ser definidos o problema a ser estudado e o escopo da ARE. (2) A avaliação da exposição, cuja finalidade é a caracterização dos mecanismos pelos quais os receptores são expostos aos contaminantes identificados, e quantificação e categorização da magnitude destas exposições. (3) A avaliação de efeitos, que caracteriza a natureza dos efeitos produzidos por cada contaminante, relevantes para cada recurso (receptor). E (4), a etapa de caracterização do risco que deve, baseado nas informações obtidas nas fases anteriores, estimar a probabilidade, magnitude e extensão dos impactos ecológicos adversos. Esta última etapa também deve incluir comentários sobre pontos fortes, limitações e incertezas provenientes dos dados e modelos usados para a obtenção da conclusão.

Há ainda uma importante ressalva, ao afirmar que os locais com contaminação limitada, onde o custo de remediação é baixo relativamente ao aprofundamento da avaliação, e os impactos da remediação podem ser desprezíveis, não são indicados para ARE, pelo menos não as ARE detalhadas.

A Tabela 5 mostra um exemplo de alvo de avaliação, linhas de evidência e medidas de efeitos considerando um grupo receptor composto de pássaros, mamíferos e anfíbios presentes em um local.

Tabela 5 – Alvos de avaliação, medidas de efeito e linhas de evidência (LOE).

Grupo Receptor	Alvo de Avaliação	Linhas de Evidência (LOE)	
		Grupo da LOE	Medidas de efeito para a LOE específica:
Pássaros, mamíferos, anfíbios	Abundância e viabilidade de populações locais de pássaros, mamíferos e anfíbios	LOE 1 – Modelo de cadeia trófica	Comparação da concentração de exposição estimada com valor de referência relevante para efeitos de crescimento, sobrevivência e reprodução
		LOE 2 – Armadilhas para pequenos mamíferos	Comparação de número de capturas (como indicativo de abundância) comparado com capturas no local de referência
		LOE 3 – Inspeção de vida selvagem	Observação qualitativa da presença ou ausência de receptores selvagens

Fonte: adaptado de GC, 2012.

No Reino Unido as ARE são desenvolvidas em quatro estágios, sendo que o modelo considera como anterior à avaliação de risco ecológico a etapa de trabalhos de escritório para revisão de informações sobre o local, a natureza dos contaminantes e verificação da possibilidade de exposição. Nesta primeira etapa denominada Tier 0, onde as tarefas são executadas no escritório ou em campo, mas sem a coleta de amostras, são verificados o enquadramento dentro da seção IIA da Lei de Proteção Ambiental (UK EA, 1990) e a existência simultânea de fonte-caminho-receptor. Os estágios seguintes são referenciados como 1, 2 e 3. No primeiro estágio são comparados os resultados de análises químicas de solo com os valores de referência de solo (*soil screening values*) para os contaminantes verificados como preocupantes. No segundo estágio são escolhidas ferramentas, como testes biológicos e levantamentos ecológicos de campo, para fornecer evidências de dano aos receptores. O terceiro estágio busca relacionar o dano à contaminação química (ASHTON et al., 2008).

SUTER et al. (2000) afirma que as avaliações de escopo determinam se uma avaliação formal do risco ecológico é necessária, verificando se há um potencial de exposição atual ou futura de receptores ecológicos, e indica uma série de perguntas que podem ajudar na análise desta necessidade:

(1) Existe uma fonte de contaminantes? Os resíduos aparentes podem ser inócuos, pode realmente não haver resíduos ou os resíduos podem ter sido removidos por ações anteriores.

(2) Existem, ou poderão existir no futuro, receptores ecológicos no local contaminado? Em alguns casos, não há um caminho completo dos contaminantes para um receptor ecológico, porque a contaminação é limitada a uma instalação industrial ou a um local industrial inativo que será devolvido ao uso industrial ou convertido para uso comercial (ou seja, um *brownfield*). Nesses casos, o sítio tem pouco valor ecológico e não se espera que tenha um valor ecológico significativo sob futuros usos da terra. Não há via completa no local porque não há receptores significativos.

(3) O movimento dos contaminantes pode resultar em exposição significativa de receptores ecológicos fora do local? A principal preocupação é com a contaminação de águas superficiais e de áreas úmidas através do escoamento superficial ou da migração em águas subterrâneas. A contaminação das águas subterrâneas não é normalmente uma base para a realização de uma ARE, a menos que as águas subterrâneas aflorem ou possam ser alcançadas pelas raízes próximas da superfície.

A avaliação de escopo pode ser definida como uma avaliação qualitativa que determina se existe um perigo que seja indicativo para a execução de uma avaliação de risco. E em locais contaminados, deve averiguar se há presença de contaminantes e se existem potenciais vias de exposição e receptores; ou seja, as avaliações de escopo só precisam determinar qualitativamente que uma exposição pode ocorrer por uma determinada via (SUTER, 2007).

Na Holanda, diversas diretrizes estabelecem valores orientadores para identificação e classificação de locais contaminados. Um dos critérios práticos relaciona o tamanho da superfície de solo contaminado, o grau de contaminação e a sensibilidade ecológica da área em análise, conforme anteriormente mostrado no Quadro 6.

Quadro 6 – Relação entre área superficial da contaminação, concentração de contaminante e sensibilidade ecológica do local.

Sensibilidade Ecológica	Concentração no solo < (10 x HC <sub>50</sub> )	Concentração no solo > (10 x HC <sub>50</sub> )
Alta: Reservas naturais; Rede Ecológica Nacional (EHS) <sup>18</sup>	50 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>
Moderada: Pastagens; Área residencial, incluindo jardim; Área de recreação	5.000 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>
Baixa: Áreas urbanas sem jardim; Terras aráveis; Cultivo de flores; Horticultura; Indústria; Terras inativas; Infraestrutura	500.000 m <sup>2</sup>	5.000 m <sup>2</sup>

Fonte: adaptado de SWARTJES, 1999.

Para os fins de proposição de protocolo de avaliação de pertinência para estudos de caso brasileiros, o primeiro nível da política holandesa que considera graves 25 m<sup>3</sup> de solo ou 100 m<sup>3</sup> de solo saturado de poros com concentrações acima de Valores de Intervenção - calculados com base na saúde humana e riscos ecotoxicológicos - parece ser muito restritivo para países com maior extensão territorial (e.g. Brasil, EUA, Canadá). Além disso, os níveis 2 e 3 do procedimento holandês parecem ser inadequados para uso nesta etapa inicial, pois precisam realizar uma avaliação específica do local e o cálculo da Pressão Tóxica (TP) para a mistura de contaminantes no segundo nível e do Valor do Efeito da Tríade (TE) nas linhas de evidência da árvore para o terceiro nível.

É importante notar que os valores de áreas superficiais estão em discussão pelo Grupo de Padrões de Solo e Água - NOBOWA (em holandês, *Normstelling Bodem en Water*) para indicar uma modificação dos números apresentados no Quadro 6 (MESMAN, 2011).

<sup>18</sup>EHS é uma rede de áreas naturais ou com planos de recuperação até o estado natural, projetada para promover a conexão efetiva entre áreas naturais e estas com as áreas agriculturáveis do entorno.

RUTGERS et al. (2008) discutiram as superfícies de 50 m<sup>2</sup>, 5.000 m<sup>2</sup> e 0,5 km<sup>2</sup> constantes nas tabelas e descobriram que elas têm uma base científica, sobre uma relação empírica entre o número de espécies em uma área (natural) e a superfície, proposta por ARRHENIUS (1921). Esta função de Arrhenius, que foi estabelecida para plantas, é válida para áreas que sejam totalmente acessíveis e habitáveis para todos os tipos de espécies, como reservas naturais, e pode ser traduzida na Equação (1),

$$S = c \cdot A^z \quad (1);$$

Onde: S é o número de espécies, c é uma constante de proporcionalidade, A é a superfície da área considerada (km<sup>2</sup>) e z é um expoente da curva espécie/área. Um valor z de 0,15 é usado para casos de contaminação do solo e, portanto, uma duplicação do número de espécies pode ser esperada à medida que a superfície aumenta por um fator de 100. O valor z é um parâmetro muito sensível e para o intervalo de valores entre 0,12 e 0,17 as superfícies calculadas diferem por um fator de 10.000.

O Quadro 7 compara os valores obtidos com o cálculo baseado nas superfícies da Holanda (37.279 km<sup>2</sup>) e do Brasil (8.516.000 km<sup>2</sup>):

Quadro 7 - Percentual de espécies em superfícies da Holanda e do Brasil.

% espécies	Holanda		Brasil	
	Km <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	Km <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>
100,0%	37.000		8.500.000	
50,0%	370		85.000	
25,0%	3,7		850	
12,5%	0,037		8,5	
6,3%	0,00037	370	0,085	85.000
3,1%	3,7 E-06	3.7	0,00085	850

Fonte: elaboração própria.

Com base neste cálculo, em uma área de 50 m<sup>2</sup> cerca de 5% das espécies holandesas podem ser esperadas.

Os outros dois valores de superfície do Quadro 7 (5.000 m<sup>2</sup> e 50.000 m<sup>2</sup>) consideram o grau de acessibilidade (fator K). Para locais onde apenas metade da área possa ser considerada "acessível", a superfície onde 5% da espécie estará exposta, com base na relação acima mencionada, é 10 vezes maior, portanto, 5.000 m<sup>2</sup>. Para um local onde um quarto da área possa ser considerada acessível, esta área superficial é de 500.000 m<sup>2</sup>.

Usando a mesma lógica, cerca de 5% das espécies brasileiras seriam encontradas em uma área de 11.500 m<sup>2</sup> e, em números redondos, 10.000 m<sup>2</sup> (1 ha).

É interessante notar que para a superfície brasileira, seguindo o mesmo raciocínio, os outros dois valores de superfície do Quadro 6 (5.000 m<sup>2</sup> e 50.000 m<sup>2</sup>) áreas seriam de 1 km<sup>2</sup> (100 ha) e 10 km<sup>2</sup> (1.000 ha). Apenas para pensar na validade das relações superficiais, o Quadro 8 apresenta quais seriam os valores de áreas para decisão ecológica considerando as dimensões brasileiras.

Quadro 8 - Áreas superficiais para decisão ecológica sobre a remediação no Brasil.

Sensibilidade Ecológica	Concentração no solo < (10 x HC <sub>50</sub> )	Concentração no solo > (10 x HC <sub>50</sub> )
Alta: Reservas naturais; Rede Ecológica Nacional	1 ha	1 ha
Moderada: Pastagens; Área residencial, incluindo jardim; Área de recreação	100 ha (1 km <sup>2</sup> )	10 ha
Baixa: Áreas urbanas sem jardim; Terras aráveis; Cultivo de flores; Horticultura; Indústria; Terras inativas; Infraestrutura	1.000 ha (10 km <sup>2</sup> )	100 ha (1 km <sup>2</sup> )

Fonte: elaboração própria.

## **2.6.1 Exemplos de critérios de exclusão dos protocolos mais representativos**

Nesta seção são apresentados os critérios de exclusão que foram selecionados de instrumentos representativos das normativas federais ou estaduais dos EUA e do Canadá.

### **2.6.1.1 CALIFÓRNIA**

A Parte B: Avaliação de Escopo do Guia para ARE em locais com resíduos perigosos (CALEPA, 1996) considera que havendo presença de contaminante orgânico acima de concentração de referência é necessário realizar uma avaliação de escopo para identificar habitats e comunidades potencialmente afetadas. É adotado um raio de 1 milha (1,6 km) para investigação de habitats no local e nos locais adjacentes que possam ser afetados pela contaminação da área; espécies e comunidades; áreas de proteção e conservação; e ênfase em “espécies especiais” (que seriam as ameaçadas ou determinadas por requisitos legais e administrativos).

Para os casos em que são encontradas espécies ou habitats, deve ser verificada a existência de caminhos de exposição potenciais e completos. Caso não sejam identificados caminhos potencialmente completos a ARE não deve ser executada, exigindo-se apenas a elaboração de um relatório resumido que deve indicar os caminhos avaliados, potencialmente completos e aparentemente incompletos, apresentar mapas contando habitats, dossel, arbustos, vegetação predominante, uso do solo atual e pretérito e localização de possíveis fontes de contaminação. Uma importante ressalva é que se o uso futuro do local for industrial, comercial ou urbano os mapas não precisam ser detalhados, haja vista a pouca propensão de vida selvagem para estes locais.

O guia também indica que a caracterização biológica do local seja realizada por biólogo de campo qualificado, de forma a identificar biota ocorrendo e de potencial ocorrência no local.

Sobre esta indicação cabe ressaltar que seria de grande utilidade para facilitar a aplicação, que fossem preparadas listas com elementos de biota e habitat para cada bioma - considerando topografia, tipo de solo e condição do solo -, com a integração de informações de bases de dados oficiais, publicações científicas e julgamento de profissionais.



### **2.6.1.2 LOUISIANA**

O Programa de Avaliação de Risco e Ação Corretiva (*Risk Evaluation/Corrective Action Program - RECAP*) (LDEQ, 2003) apresenta uma lista de verificação de itens ecológicos que deve ser utilizada para determinar se uma ARE de triagem é necessária, e é composta por questões relativas aos usos da terra no local e fora do local, características do meio ambiente, a extensão da migração e os impactos reais e potenciais, atuais e futuros, para os receptores ecológicos ou seus habitats. Se a análise dos dados da lista de verificação determinar que não ocorrem ou poderão ocorrer impactos ecológicos significativos, não será necessária qualquer avaliação adicional. Se for prevista a possibilidade de ocorrência impactos ecológicos atuais ou futuros, deve ser realizada uma ARE de triagem.

Os principais critérios de exclusão da lista de verificação são:

1. superfície de solo impactado menor que 5 acres (~2 ha), sem potencial migração possa aumentar esta superfície
2. inexistência de migração atual ou ameaça de migração de longo prazo para corpo d'água superficial
3. não exposição ou expectativa de exposição a contaminante, presente no local ou oriundo de migração da área sob investigação, de espécies - quer sejam recreativas (pesca e caça), comerciais, ameaçadas ou em perigo -, e seus habitats
4. não existência de impactos observáveis a receptores ecológicos e seus habitats.

Uma importante observação é que o relatório contendo a decisão inicial de não realização da ARE de triagem, é considerada como uma indicação que será avaliada pelo órgão ambiental.

### **2.6.1.3 OREGON**

O Guia para ARE (ODEQ, 1998) é dividido em 4 níveis, sendo o primeiro nível o de definição de escopo, que é uma determinação qualitativa conservadora de se há alguma razão para acreditar que os receptores ecológicos ou os caminhos de exposição estão presentes ou potencialmente presentes no local ou na vizinhança da instalação. A avaliação de escopo busca identificar locais que são obviamente desprovidos de espécies ou habitats ecológicos importantes ou onde os caminhos de exposição são obviamente incompletos.

Como pré-requisito é necessária a suspeita ou confirmação de uma liberação de contaminante na área sob investigação. O documento relaciona uma série de informações úteis para embasar a análise do local (e.g. área superficial, uso do solo, ambientes sensíveis, espécies ameaçadas ou em perigo e seus habitats, tipos de contaminantes, magnitude e extensão da migração de contaminantes etc.) e indica como obrigatória a realização de visita ao local e suas redondezas, realizada de preferência por ecologista ou biólogo com experiência em avaliação de risco.

A identificação de potenciais contaminantes de preocupação é baseada no histórico de uso e de liberações de substâncias perigosas.

A determinação de escopo se baseia fortemente na avaliação da relação entre estressor - caminho - receptor nos diversos meios possivelmente presentes no local (águas superficiais, água subterrânea, sedimentos, presa e alimento, solo superficial e subsuperficial. Para possibilitar esta análise é exigido o preenchimento de formulários que solicitam informações sobre os contaminantes de interesse, os impactos observados no local e vizinhança, avaliação de receptores e habitats.

Ao final desta etapa de escopo, há um ponto de decisão técnica e gerencial que se baseia nas informações apresentadas nos formulários e documentos a ele anexados para decidir sobre a existência ou não de caminhos de exposição potencialmente completos no local e arredores.

Vale ressaltar que em outra diretriz do Departamento de Qualidade Ambiental do Oregon (ODEQ, 1997) há definição bastante elucidativa para liberação insignificante (*de minimis release*) como a liberação de uma substância perigosa que, devido à quantidade ou características da substância perigosa liberada e ao potencial de migração e exposição de receptores humanos ou ecológicos, pode ser esperado que não provoque ameaça significativa para a saúde pública, a segurança, o bem-estar ou o meio ambiente.

#### **2.6.1.4 PENSILVÂNIA**

O processo de triagem usado pelo Departamento de Proteção Ambiental da Pensilvânia (PDEP, 2001) tem o objetivo de reduzir o número de locais que precisem de avaliação detalhada de riscos ecológicos. Seus principais itens são relacionados à verificação de: apenas a presença de hidrocarbonetos leves; o tamanho da área; a presença de

contaminantes de interesse ecológico; presença de espécies ou habitats de interesse e a presença de caminhos de exposição completos para o uso atual e pretendido.

Uma sequência de 9 itens, sendo os itens 8 e 9 relacionados a relatórios do processo, analisa:

1. se só há hidrocarbonetos leves (LNAPL), área de solo superficial exposto e contaminado menor ou igual a 2 acres (~ 1 ha) e área de sedimentos contaminados menor ou igual a 1.000 pés quadrados (~ 100 m<sup>2</sup>)
2. não há caminho de exposição completo
3. existência de contaminante de interesse ecológico
4. impacto ecológico substancial não evidente ou não provável
5. existência de espécies ou habitats de interesse na área contaminada; e existência de espécies ameaçadas ou em perigo em raio de 760 m em torno da área contaminada
6. contaminantes sob piso pavimentado ou impermeabilizado ou abaixo de 60 cm, são considerados não disponíveis para receptores ecológicos

#### **2.6.1.5 TEXAS**

A lista de verificação de critérios de exclusão do Tier 1 (TCEQ, 2003), estabelece critérios sob os quais algumas propriedades podem ser desobrigadas de executar avaliação adicional, baseado na ausência de caminhos de exposição completos ou significativos. As três principais partes da lista são: 1) identificação e informação gerais da propriedade; 2) critérios de exclusão e informação de apoio; e 3) declaração qualitativa resumida e uma certificação das informações fornecidas. As informações devem indicar as condições vigentes, sem considerar as futuras ações de remediação.

Deve-se conduzir uma avaliação da propriedade afetada para definir a natureza e extensão do meio ambiental afetado (solo, sedimento, água subterrânea, água superficial). Esta avaliação deve cobrir toda a área interna e o entorno incluindo todos os meios ambientais que contenham lançamentos das substâncias de interesse com concentração maior do que os valores de referência para uso residencial e classificação de água subterrânea (TCEQ, 2018).

Se as recomendações da ARSH vão proteger os componentes ecológicos, ou os níveis de proteção estabelecidos para saúde humana forem mais restritivos, a ARE pode ser interrompida. Se houve vazamento para água superficial ou sedimento, é recomendada a realização de avaliação expedita do curso d'água ou a continuação da avaliação no nível de triagem (TCEQ, 2018).

A lista é formulário padrão com questões predominantemente não técnicas que facilitam o preenchimento por quase todos os respondentes que tenham familiaridade com a propriedade afetada.

No item Exposição a Águas de Superfície/Sedimentos é questionado se os contaminantes migraram ou tem potencial para migrar para as águas superficiais ou para seus sedimentos associados?

Não devem ser consideradas instalações de tratamento de efluentes, meios de transporte, lagoas decorativas e as partes das instalações de processo que não estejam em contato com as águas de superficiais; e não sejam utilizados de forma consistente ou rotineira como hábitat para comunidades naturais, incluindo aves, mamíferos, répteis etc.

No item “Cenário da propriedade afetada” é questionado se a propriedade está totalmente contida em terrenos contíguos caracterizados por: pavimento, edifícios, área ajardinada, tampa de funcionamento, estradas, área de armazenamento de equipamentos, área de fabricação ou processo, outra cobertura de superfície ou estrutura, ou solo perturbado de outra forma?

É feita a ressalva de que uma resposta positiva considera que a propriedade afetada não é atraente para a vida selvagem, incluindo espécies em perigo ou ameaçadas de extinção e, portanto, não serve como hábitat, área de forrageamento ou refúgio para comunidades ecológicas.

TCEQ (2018) explica a natureza deste questionamento ao afirmar que uma área contida em terra contígua com pavimento, prédios, áreas ajardinadas, rodovias e outros solos perturbados não é atrativa para receptor ecológico. Solo perturbado é predominantemente urbano, comercial ou industrial, caracterizados pela presença de atividades humanas, onde o hábitat ecológico que porventura existiu foi alterado, impactado ou reduzido em um grau que não seja mais propício para utilização por receptores ecológicos.

No item Exposição do solo é questionado se os contaminantes presentes no solo da área contaminada localizados em profundidade superior a 1,5 m (5 pés) ou existe uma barreira física que evite a exposição de receptores ao contaminante no solo superficial?

A justificativa para esta pergunta é que no trecho entre a superfície e a profundidade de 1,5 m situa-se a zona primária de crescimento de raízes da maioria das plantas encontradas no Texas e, portanto, a profundidade máxima que a maioria dos animais escavadores cavarão. Há ressalva de que as barreiras podem ser naturais (formação geológica) ou criadas pelo homem (piso impermeabilizado) (TCEQ, 2018)

No item “Área mínima de solo” é questionado se, ao usar os níveis de concentração estabelecidos para a proteção à saúde humana como base para determinar a extensão dos contaminantes, a propriedade afetada tem área superficial máxima de um acre?

São feitas as ressalvas de que:

1. A propriedade não pode servir como hábitat, área de forrageamento ou refúgio para espécies ameaçadas ou protegidas por critérios legais ou administrativos
2. Existe hábitat semelhante e não impactado, dentro de um raio de 800 m (meia milha).
3. Não há áreas ambientais sensíveis (e.g. áreas de proteção e conservação) localizadas em um raio de 400 m (um quarto de milha).
4. Não há razão para suspeitar que os contaminantes migrarão expandindo a área afetada de tal forma que ela se torne maior que um acre.

A definição fornecida para “*de minimus*” é a de uma área contaminada de um acre ou menos, onde o risco ecológico é considerado insignificante devido à pequena extensão da contaminação, à ausência de espécies protegidas, à disponibilidade de hábitat semelhante não impactado nas proximidades e à falta de áreas ambientais sensíveis adjacentes.

#### **2.6.1.6 WASHINGTON**

Para usos do solo que não sejam industriais ou comerciais, a proteção é direcionada às plantas terrestres, à vida selvagem e às funções ecologicamente importantes da biota do solo que afetam as plantas ou a vida selvagem. Para propriedades industriais ou comerciais, o potencial atual ou futuro de exposição à contaminação do solo só precisa ser avaliado para a proteção da vida selvagem terrestre. A biota das plantas e do solo não precisa ser considerada, a menos que determinado em legislação específica (WSL, 2022).

Para locais com controles institucionais que evitem a escavação de solo mais profundo, um ponto condicional de conformidade pode ser estabelecido na zona de solo biologicamente ativa, que supostamente se estende a uma profundidade de seis pés (1,8 m). Outra profundidade específica do local pode ser aprovada se for demonstrado ser mais apropriada para o local. Esta demonstração deve considerar as profundidades de ocorrência de: macroinvertebrados do solo; revolvimento do solo provocado por invertebrados do solo; animais se enterrem no local; e raízes das plantas (WSL, 2022).

Não é necessária a adoção de controle institucional quando a contaminação do solo estiver a uma profundidade mínima de 4,5 metros (15 pés). Esta profundidade só pode ser atingida por escavação resultantes de atividades de desenvolvimento do local, e o solo escavado teria que ser disposto na superfície do solo para que fosse possibilitada a exposição der receptores ecológicos (WSL, 2022).

Os critérios de exclusão são baseados na localização espacial dos contaminantes; na existência de barreiras físicas; na existência de concentrações superiores aos valores de referência de qualidade (WSL, 2021).

Não é exigida a realização de ARE se:

1. Os contaminantes do solo estão localizados em profundidade mínima de 4,5 m (15 pés) abaixo da superfície.
2. Os contaminantes do solo estão localizados em profundidade mínima de 1,8 m (6 pés) abaixo da superfície. Para esta profundidade são exigidos controles institucionais que acompanhem a mobilidade da contaminação.
3. O solo contaminado está coberto por barreiras físicas (e.g. edifícios ou estradas pavimentadas) que impedem a exposição de plantas e animais selvagens. Esta possibilidade de exclusão exige que controles institucionais acompanhem a mobilidade da contaminação.
4. Para locais cuja contaminação seja de hidrocarbonetos de petróleo, e há menos de 6.000 m<sup>2</sup> (1,5 acres) de terra contígua não desenvolvida em um raio de 150 m (500 pés) da propriedade.
5. As concentrações de contaminantes no solo não excedem os valores de referência de qualidade dos solos naturais do local.

Como definição, uma terra contígua é considerada não desenvolvida quando não é coberta por edifícios, estradas, áreas pavimentadas ou outras barreiras que impeçam os receptores selvagens de se alimentar de plantas, minhocas, insetos ou outros alimentos presentes no solo, e não é dividida em áreas menores por rodovias, pavimentação ou estruturas semelhantes que reduzem o uso potencial da área pela vida selvagem (WSL, 2021).

#### **2.6.1.7 BRITISH COLUMBIA**

O estado canadense de British Columbia tem algumas normativas bastante úteis para delimitação de escopo de avaliação de áreas contaminadas. O Protocolo 13 (BC, 2019) para avaliação de risco de triagem (*Screening Level Risk Assessment*) indica a avaliação da estabilidade da pluma de contaminantes e avaliação dos locais como hábitat para espécies.

O hábitat terrestre potencialmente existente para ser usado por grupos de receptores específicos no local é avaliado em três etapas: (1) determinação de receptores potenciais; (2) seleção de receptores específicos do local; e, (3) avaliação da adequação do hábitat. O procedimento é paralelo às seções de formulação do problema e às seções de “avaliação de efeitos-observação do local” descritas no protocolo de avaliação de risco ecológico de Nível 1.

O protocolo 13 adota classificação de uso de solo com Industrial, Comercial, Residencial de baixa e alta densidade, Agrícola e Parques urbanos e Terra selvagem e indica relevância para as áreas contíguas mínimas de 50 m<sup>2</sup> para uso residencial de baixa densidade; 200 m<sup>2</sup> para solo residencial de alta densidade; ou 1.000 m<sup>2</sup> para uso comercial ou industrial.

A verificação de parcelas não ocupadas do terreno quanto à sua adequação como hábitat considera tamanho da parcela, faixa de deslocamento dos receptores, grau de fragmentação e qualidade de ambiente não ocupado. Uma ressalva importante é a indicação de que a avaliação seja efetuada por biólogo registrado e que o avaliador deve indicar se é provável que o receptor em questão utilize como hábitat as parcelas não ocupadas.

O Guia para execução de Avaliações em Tier 1 (LANDIS et al, 1998) indica que seja realizada uma avaliação qualitativa do que realmente está acontecendo no local para

apoiar ou refutar a avaliação mais aprofundada do local. Observações do local são usadas para determinar se as plantas e os animais realmente ocorrem no local e se estas plantas e animais apresentam ou não sinais óbvios de impacto.

As informações compiladas durante a visita ao local sobre plantas (manchas marrons, áreas mortas de grama etc.), peixes e uso por animais selvagens devem ser revisadas de acordo com os receptores de preocupação ou os alvos de avaliação considerados no modelo conceitual. Uma breve descrição das observações deve ser fornecida, usando as seguintes perguntas como guia:

- a) Há vegetação no local?
- b) Existe alguma evidência de fitotoxicidade? (por exemplo, lugares onde a grama não cresce, folhas marrons nas árvores durante a época do ano em que deveriam estar verdes etc.).
- c) Existe alguma evidência de que minhocas ou outros invertebrados do solo estão presentes? Em toda a área ou apenas em parte?
- d) Existem invertebrados nos corpos d'água? Os mesmos números e tipos estão presentes a montante e a jusante da fonte potencial de contaminação?
- e) Que evidências existem de que animais (peixes esperados ou receptores de vida selvagem) estão presentes no local? (por exemplo, observações de animais, trilhas, tocas, pistas etc.).
- f) A área tem hábitat adequado para uso atual ou projetado para as plantas, animais e invertebrados típicos da zona biogeoclimática?
- g) O hábitat é marginal, mas pode suportar populações em reprodução?
- h) O hábitat é tão marginal que os organismos podem estar presentes, mas é improvável que formem uma população reprodutora?
- i) Que tipo e diversidade de hábitats estão presentes no local? (grandes manchas de hábitat, muitas pequenas manchas de hábitat inadequado, pequenas ou grandes piscinas no riacho, borda da lagoa coberta de macrófitas, plantas com flores isoladas nas bordas do terreno etc.).



O Protocolo 12 (BC, 2013) que trata sobre Classificação, Reclassificação e Comunicação de Risco de Locais Contaminados, considera alto risco quando há presença de substância em fase livre (LNAPL) móvel ou concentração acima de referência com caminho de exposição completo, e indica que não é obrigatória a informações de classificação de risco do local se a quantidade de solo a remediar não exceder o volume de 5 m<sup>3</sup>.

A exposição de receptores terrestres é considerada se as substâncias presentes no solo apresentarem concentração maiores do que as consideradas tóxicas para invertebrados e plantas considerando o uso do solo atual; a contaminação ocorrer no 1 m superior do solo; o solo localizado acima da contaminação for uma área não usada; a área for considerada um habitat terrestre, e a área superficial for maior que 100 m<sup>2</sup> para uso como parque, agrícola, residencial; maior que 250 m<sup>2</sup> para uso comercial ou industrial; ou maior que 500 m<sup>2</sup> para áreas naturais selvagens.

A Ferramenta de Classificação de Locais (BCOG, 2018) deve ser usada para identificar os locais classificados como prioritários, que são considerados locais de alto risco, e, por isso, exigem supervisão do Ministério do Meio Ambiente.

Se qualquer das seguintes condições ocorrer em um local, ele é considerado um local prioritário de alto risco:

1. Líquidos de Fase Não Aquosa Móvel (LNAPL ou DNAPL) estão presentes no local;
2. As substâncias dentro do 1 m superior do solo excedem as concentrações de referência para a ingestão humana do solo para a utilização do solo aplicável;
3. Os padrões relativos à água potável sejam aplicáveis às águas subterrâneas no local e as substâncias nas águas subterrâneas: a) Excedam 10 vezes as concentrações máximas de água potável dentro de 10 metros de um poço de água potável; ou b) Excedam as concentrações de referência para a água potável dentro do poço;
4. Substâncias presentes nas águas superficiais: a) Excedam 10 vezes as concentrações máximas de água potável a menos de 100 metros a montante de um ponto de captação de água potável; ou b) Excedam as concentrações máximas de água potável no ponto de captação;

5. As substâncias presentes nas águas subterrâneas a menos de 10 metros da marca de água elevada de um habitat aquático excedem as concentrações máximas para a utilização da água aquática ao longo da vida;

#### ***2.6.1.8 Quadro Federal Canadense***

No Guia para ARE (CCME, 1996) alguns fatos indicados como possíveis motivadores de ARE são relacionados como preocupações ecológicas significativas; ausência significativa de dados; ou características especiais do local.

Algumas preocupações ecológicas consideradas significativas são:

- habitat sensível ou crítico para vida selvagem, pássaros migratórios ou peixes
- espécies raras, ameaçadas ou em perigo; populações; ecossistemas
- terras designadas como área natural, parque ou reserva ecológica
- terras importantes para pesca, caça ou captura por armadilha

É considerado haver ausência significativa de dados quando:

- há pouco conhecimento dos químicos presentes
- caminhos e particionamento do contaminante não são conhecidos
- há alto grau de incerteza sobre os níveis de perigo
- faltam dados sobre os receptores ecológicos

Algumas características especiais do local são:

- altos os custos de remediação até padrões existentes
- não existirem padrões de qualidade
- a área contaminada for tão grande que uma ARE seja necessária para direcionar a investigação do local e estabelecer prioridades de remediação

O guia ressalta que o avaliador de risco é encorajado a considerar quando uma ARE seja inapropriada, devido ao conhecimento aprofundado do local, ou aos efeitos e partições do contaminantes possam ser facilmente previstos. É enfatizado que a ARE não é necessariamente superior a outras abordagens para o desenvolvimento de estratégias de remediação (CCME, 1996).

Áreas contaminadas de pequenas dimensões podem conter apenas uns poucos indivíduos, especialmente de espécies grandes, ou pode ser menor do que a faixa de deslocamento de pássaros ou mamíferos. Nestas áreas pequenas, os números das populações são mais influenciados por imigração e emigração do que por sobrevivência e reprodução (CCME, 1996).

#### **2.6.1.9 ASTM – E2385 – 11**

O Guia Padrão para Estimar a Exposição da Vida Selvagem Usando Medidas de Qualidade do Hábitat (ASTM, 2016) condiciona a avaliação de exposição de receptores a contaminantes à existência de habitats de qualidade suficiente para manter populações destes receptores.

A probabilidade de exposição, nas áreas que contêm concentrações significativas do contaminante, é muito influenciada pelo comportamento de forrageamento e tempo de residência dos animais de interesse, que estão relacionados às características da paisagem (vegetação e fisionomia) do habitat adequado para as espécies. O guia sugere a incorporação da qualidade do habitat no cálculo dos níveis de exposição para utilização em ARE.

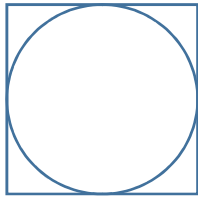
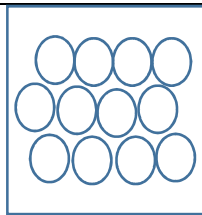
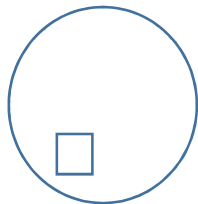
A importância do habitat é crítica para as várias fases da história de vida (e. g. locais de nidificação, área de hibernação etc.). Os animais – respeitadas as diferentes preferências de habitat que refletem a evolução e adaptação de espécies - são atraídos por uma estrutura física adequada e disponibilidade de alimentos, evitando áreas de menor qualidade.

As avaliações de risco ecológico devem ser realizadas apenas nos casos em que os receptores ecológicos ocorrem ou provavelmente ocorreriam, mas que não ocorrem por influência de um ou mais estressores. Uma inspeção de reconhecimento da área sob investigação por profissionais qualificados deve ser realizada nas fases iniciais da avaliação, a fim de determinar a ocorrência real ou potencial de receptores ecológicos. Se os receptores não estiverem presentes ou provavelmente não ocorreriam (e.g. uma área de estacionamento pavimentado em uma zona urbana ou industrial), então seria injustificável prosseguir com uma ARE.

Esta norma apresenta uma tabela que indica as relações entre o tamanho da área da propriedade, as condições de habitat homogêneo ou heterogêneo e de contaminação

homogênea e heterogênea. A Tabela 6 mostra uma versão da tabela de KAPUSTKA et al. (2001), que serviu de base para a tabela da norma, onde são apresentados casos em que a verificação de adequação de hábitat (HSI) pode reduzir incertezas.

Tabela 6 – Relação entre faixa de deslocamento (círculos), tamanho da propriedade (quadrados) e homogeneidade da contaminação.

Relação espacial	Hábitat homogêneo	Hábitat heterogêneo	Hábitat homogêneo	Hábitat heterogêneo
	Contaminação homogênea	Contaminação heterogênea	Contaminação heterogênea	Contaminação homogênea
	1) Exposição dos organismos é função do nível médio de contaminação.  Ponderação de Hábitat não necessária	2) Exposição dos organismos não é função do nível médio de contaminação.  Ponderação de Hábitat necessária	3) Exposição dos organismos é função do nível médio de contaminação.  Ponderação de Hábitat não necessária	4) Exposição dos organismos é função do nível médio de contaminação.  Ponderação de Hábitat não necessária
	5) Todos os indivíduos igualmente expostos.  Ponderação de Hábitat não necessária	6) Indivíduos não igualmente expostos.  Ponderação de Hábitat necessária para estimar frequência de exposição na população	7) Indivíduos não igualmente expostos.  Ponderação de Hábitat necessária para estimar frequência de exposição na população	8) Todos os indivíduos igualmente expostos.  Ponderação de Hábitat não necessária
	9) Exposição dos organismos é função da contaminação do local e da qualidade relativa do hábitat.  Ponderação de Hábitat necessária para estimar frequência de exposição de indivíduos	10) Exposição dos organismos é função da contaminação do local e da qualidade relativa do hábitat.  Ponderação de Hábitat necessária para estimar frequência de exposição de indivíduos	11) Exposição dos organismos é função da contaminação.  Ponderação de Hábitat não necessária	12) Exposição dos organismos é função da contaminação.  Ponderação de Hábitat não necessária

Fonte: elaboração própria, baseado em KAPUSTKA et al., 2001.

#### **2.6.1.10 ASTM D6008**

A Prática Padrão para a Realização de Pesquisas Ambientais de Referência (ASTM, 2014) afirma que nenhuma avaliação ambiental pode eliminar toda a incerteza; sendo que a adoção de melhores práticas ajuda a reduzi-la a níveis mínimos, considerando os limites de prazo e custo das informações. É necessário equilíbrio entre os objetivos conflitantes de limitar as demandas de custo e tempo da execução da avaliação e a redução da incerteza sobre condições desconhecidas da informação adicional porque existe um ponto em que o custo e o tempo necessários para a obtenção de informações superam a utilidade da informação. Ressalte-se que Avaliação de significância é uma questão de julgamento profissional de meio ambiente e por isso deve ser documentada.

Uma distância mínima de investigação deve ser estabelecida para cada área com base nas condições físicas do local e uso do solo adjacente à área sob investigação. Para locais da Lista Nacional de Prioridades (NPL) e para locais de deposição de resíduos perigosos é indicada uma distância de 1,6 km e para aterros de resíduos sólidos urbanos e tanques enterrados a distância sugerida é de 0,8 km, sendo que estas distâncias podem ser reduzidas a critério do profissional ambiental, quando considerados:

- densidade do local da propriedade (rural, urbana e suburbana);
- a distância possível de migração dos contaminantes, segundo as condições hidrológicas e hidrogeológicas.
- Outros fatores razoáveis e deve ser explicado no relatório; e deve ser explicada no relatório

São relacionadas como características a serem observadas em visitas de investigação: condições gerais do local, uso atual, uso pretérito, condições geológicas e hidrogeológicas, hidrologia e topografia; estruturas, vias públicas e estradas, ruas, ferrovias; estacionamento dentro da propriedade, fonte de água potável adjacente; sistema de disposição de esgoto, drenos pluviais, tanques de estocagem, odores, poças de líquidos, tambores; contêineres; aquecimento e resfriamento, corrosão e manchas, drenos e valos, poças, barragens, lagoas, lagos; vegetação estressada ou impactada, resíduos sólidos, efluentes líquidos, poços, sistema séptico.

#### **2.6.1.11 ASTM E2205/E2205M**

O Guia padrão para ação corretiva baseada no risco para proteção de recursos ecológicos (ASTM, 2014a) indica no item 7.2, do segundo passo do fluxograma de execução da norma, um ponto de decisão no qual, com base nos resultados da avaliação inicial do local, deve ser tomada uma decisão sobre se as condições do local justificam ou não uma avaliação adicional. A necessidade de avanço para o próximo nível de avaliação baseia-se na existência de vias de exposição potencialmente completas para os receptores ecológicos relevantes e seus habitats e de concentrações de substâncias químicas de interesse em pontos de exposição excedendo os critérios de triagem da Decisão de Política Técnica.

O item 7.10, localizado no 10º passo do fluxograma de execução da norma, indica outro ponto de decisão, no qual deve-se determinar se o monitoramento e a manutenção do local são necessários antes de formalizar a decisão de não realizar qualquer ação adicional. O monitoramento pode não ser necessário se o risco ecológico for aceitável, e não houver expectativa de mudança.

#### **2.6.1.12 ASTM E2081**

O Guia padrão para ação corretiva baseada no risco (ASTM, 2022), apresenta, no item 6.2, a avaliação inicial do local como uma atividade de planejamento e definição de escopo para desenvolver o modelo conceitual da área sob investigação com base na compreensão inicial do local (e.g. identificando possíveis meios de transporte e receptores potenciais). A atividade de planejamento e definição de escopo é uma parte crítica da implementação das decisões de política técnica devido à complexidade potencial das vias de exposição humana e ecológica.

Isto é especialmente importante para questões ecológicas devido à variedade de receptores ecológicos e habitats relevantes. As informações recolhidas durante a avaliação inicial do local podem identificar caminhos de exposição incompletos que podem eliminar a necessidade de qualquer avaliação adicional de uma ou mais vias de exposição ou do local.

Um ponto de decisão que ocorre após a avaliação inicial do local é definido pelo questionamento: Estão disponíveis critérios para exclusão oriundos da análise RBCA e

as condições do local satisfazem estes critérios? Se a resposta for afirmativa, não é necessária qualquer ação adicional.

Não havendo critérios de exclusão, ou se estes critérios não forem atendidos pelo local, é necessário avaliar se há informação suficiente para demonstrar a inexistência de caminhos de exposição completos ou potencialmente completos. Em caso positivo, não é necessária qualquer ação adicional.

A norma ressalta que algumas agências reguladoras especificam processos para definir vias de exposição incompletas ou definir critérios mínimos, quantidades limiares ou concentrações de uma liberação química como uma exclusão ou exigência de análise adicional de avaliação de risco para um local. Se as informações forem suficientes para demonstrar que não existem vias de exposição completas ou potencialmente completas, não se justifica qualquer outra ação. Se estiverem disponíveis critérios mínimos, quantidades-limite ou concentrações que definam a exclusão de uma análise de risco adicional e as condições do local atenderem a esses critérios, limiares ou concentrações, conforme aplicável, não se justificará nenhuma ação adicional para o local.

### **3. Metodologia.**

A análise da implementação e uso da ARE em todo o mundo mostra que a investigação de componentes ecológicos e a aplicação da ARE são processos complexos que apresentam alta demanda de pessoal qualificado, tempo e recursos financeiros. Como esses recursos são limitados, o registro histórico é que os processos de remediação na gestão de áreas contaminadas - mesmo os relacionados ao risco à saúde humana -, foram revistos para encerrar os casos de baixo risco. Essa prática permite priorizar as áreas de maior risco, onde uma atuação rápida e intensa, e, portanto, demandando mais recursos, pode ser decisiva para mitigar os efeitos causados pela contaminação (FARHAT et al., 2012).

É fundamental evitar o desperdício de recursos humanos e financeiros, já escassos nos países em desenvolvimento, com avaliações desnecessárias devido à pouca significância ecológica de um local contaminado. Este caso pode ocorrer devido à ausência de componentes naturais, ao pequeno tamanho da área impactada, à perspectiva de rápida recuperação natural ou ao uso menos restritivo permitido para o local (e. g. industrial).



Não parece razoável realizar ARE e, em última análise, promover a remediação (recomendada pelos resultados deste estudo) de áreas oficialmente, ou de fato, designadas para uso menos restritivo, onde os componentes naturais podem ser removidos pelos proprietários para adequar o terreno para usos comerciais.

Antes de definir se é apropriado avaliar os riscos ecológicos em um local contaminado por produtos químicos, é importante reunir o máximo possível de informações sobre a área, o que inclui o tipo de contaminante e efeitos correlatos, condições de exposição, características bióticas e abióticas dos sistemas naturais potencialmente expostos e requisitos legais. Estas informações devem fornecer um cenário geral do ecossistema *in situ*.

Com o intuito de possibilitar a análise de pertinência da realização de ARE e também de priorizar estes estudos em áreas contaminadas com maior significância ecológica, esta Tese propõe dois métodos cujos critérios consideram as características do contaminante, dos receptores, do ambiente, da legislação aplicável e dos fatores sociais envolvidos, e tiveram como fonte principal os documentos de países com experiência na realização de estudos de avaliação ecológica de áreas contaminadas:

- a) um protocolo para aquisição de dados da área contaminada, agrupamento das informações e para a interpretação destas informações segundo critérios estabelecidos;
- b) uma metodologia multicritério que integra os critérios de aplicação para possibilitar a priorização da execução às áreas de maior significância ecológica.

Uma série de fatores devem ser verificados para que seja possível avaliar a pertinência da realização de uma ARE. Uma listagem não exaustiva - haja vista que cada área contaminada é única, com sua respectiva condição ecológica variando com o tempo -, é apresentada a seguir. Esta listagem é bastante útil para nortear as visitas de inspeção às áreas de estudo.

- Existem de forma simultânea os três fatores necessários para a existência de risco: estressor-caminho-receptor?
- Existe receptor ecológico dentro da área contaminada?

- Existe receptor ameaçado de extinção ou em perigo dentro da área contaminada?
- Há indicação de migração do estressor?
- Há informações disponíveis sobre fluxo hidrológico local? E de fluxo regional?
- Existe receptor ecológico em área contígua ou próxima e atingível pela migração do estressor?
- Existe receptor ameaçado de extinção ou em perigo dentro da área atingível pelo estressor?
- Foram identificadas as possíveis vias de exposição - contato direto, ingestão e inalação - para cada receptor e estressor identificado?
- Extensão (superfície) da unidade onde se encontra a área contaminada é suficiente para suportar população do receptor ameaçado? Identificar estado prévio, estado atual, estado futuro (considerando adoção de medidas de mitigação e opção de não intervenção).
- Extensão (superfície) da área contígua à unidade onde se encontra a área contaminada é suficiente para suportar população do receptor ameaçado? Identificar estado prévio, estado atual, estado futuro (considerando adoção de medidas de mitigação e opção de não intervenção).
- Existe área natural a proteger (unidade de conservação, área de preservação permanente, área de relevante interesse ambiental, reserva privada de patrimônio natural etc.) em distância identificada como factível para a migração do estressor a partir dos pontos contaminados dentro da área de estudo?
- É possível estimar o raio de movimentação (área de deslocamento, área de vida) dos receptores identificados?
- Existem barreiras entre fonte de estressores e o receptor interno?
- Existem barreiras entre fonte de estressores e o receptor externo? (lembrar que barreiras podem ser benéficas para evitar estresse do receptor, mas podem ser prejudiciais por evitarem recolonização).
- Existe sob a área contaminada água subterrânea que pode ser atingida por infiltração e lixiviação de contaminantes?
- Qual estado prévio e atual da água subterrânea local? (Já degradada?)
- Existe água superficial que pode ser atingida por carreamento de contaminantes por fluxo superficial?
- Qual estado prévio e atual do corpo de água superficial? (Já degradada?)

O tipo de uso do solo, a história e as condições reais da área são extremamente importantes para determinar a capacidade do local de sustentar habitats para as comunidades. A proximidade de áreas de conservação e não antropizadas deve ser considerada, pois elas podem ser afetadas, mas também ajudam a fornecer componentes para regenerar o local impactado. Determinar uma distância - do ponto onde há presença de estressor até as áreas escolhidas para serem protegidas - para pesquisar a ocorrência de possível influência mútua não é uma tarefa fácil, mas deve ser tentada. Deve ser estabelecida uma "área *de minimis*" como a menor extensão de área capaz de suportar o habitat e a vida de comunidades.

Explorando metodologias de avaliação de risco, SWARTJES, 2011 apontou a necessidade de encontrar um bom equilíbrio entre a base científica e as possibilidades de aplicação pragmática e na crença de que as metodologias práticas, que cientificamente não são completamente maduras, são muitas vezes melhores do que nenhuma metodologia.

A singularidade dos sistemas ecológicos torna difícil a indicação abrangente e a padronização de procedimentos para avaliação de risco ecológico (BARTELL, 1996).

O Brasil com suas dimensões continentais apresenta seis biomas terrestres: Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga, Pantanal e Pampa; e suas peculiaridades certamente influenciarão as análises de risco que venham a ser realizadas em cada um deles.

Poucos são os compêndios de dados ecológicos e toxicológicos e, para que se avance nas possibilidades de estimativa do risco, devem ser realizados esforços para estruturar e manter bases de dados eletrônicas.

Há prevalência de testes com organismos aquáticos, e também para os de clima temperado (BAIRD e van den BRINK, 2007). Dados sobre toxicidade química para organismos terrestres são particularmente escassos e muito pouco é conhecido sobre os efeitos de contaminantes orgânicos sobre grandes mamíferos, répteis e anfíbios. As exceções mais promissoras são as bases de dados da USEPA e da Environmental Canada (BARTELL, 1996) mas mesmo estas fontes apresentam deficiência (BAIRD e van den BRINK, 2007).

A falta de dados sobre toxicologia em ambientes tropicais prejudica a realização de ARE nestas regiões, pois há importantes diferenças no comportamento e distribuição de

contaminantes, propriedades dos solos, e temperatura que podem influenciar na toxicidade dos contaminantes (BAIRD e van den BRINK, 2007). As temperaturas mais elevadas das áreas tropicais, em relação às zonas temperadas, podem provocar aceleração da intemperização e da biodegradação em várias ordens de grandeza (POWER e McCARTY, 1997).

É importante notar que os efeitos são diferentes para cada espécie e uma atividade que pode ter um efeito negativo sobre uma espécie pode ter um efeito positivo, ou não ter efeito, em outra espécie (ANDERSEN et al., 2004). O desafio de gerar dados de espécies tropicais com respostas em áreas tropicais é um ponto de inflexão importante para possibilitar a realização no país de avaliações de risco ecológico com menores incertezas e ajudar a preservar a imensa biodiversidade presente ao sul do Equador. A criação e utilização destes bancos de dados poderá incentivar, ao servir como piloto, a criação de bancos de dados em outros setores da economia. Ressalte-se que sem estes bancos de dados, a realização de avaliações de risco ecológico de triagem utilizando dados de espécies de clima temperado pode provocar atrasos no gerenciamento eficaz das áreas contaminadas, ao possibilitar a obtenção de resultados mais restritivos devido ao uso de dados relacionados a componentes ecológicos de zonas temperadas.

É notório que as temperaturas mais elevadas dos trópicos provocam intemperização mais acelerada dos contaminantes químicos, mas algumas questões não podem ser facilmente respondidas. Qual o comportamento de receptores com a combinação de SQI com temperaturas mais elevadas? A temperatura superior pode provocar diferenças na absorção, processamento interno e excreção dos contaminantes e metabólitos?

A prática corrente de avaliação de riscos, que usa concentrações totais dos contaminantes, não atribuindo a merecida importância para a redução da biodisponibilidade de poluentes, normalmente verificada em solos contaminados e intemperizados, faz com que os resultados das avaliações de risco sejam frequentemente superestimados. Com isto identifica-se a necessidade de ferramentas para medição da fração disponível dos contaminantes de modo a aumentar a precisão das avaliações de risco ecológico em comparação com o uso das concentrações totais (VAN STRAALLEN, 2003; JENSEN e MESMAN, 2006; CHAPMAN, 2007).

A capacitação para avaliação de riscos ecológicos será plenamente desenvolvida e aplicada - com grande benefício para a sociedade - quando a ARE se tornar parte integrante de um planejamento para gerenciamento ambiental sustentável (BARTELL, 1996; SUTER, 2000) que atue em conjunto com avaliação ambiental estratégica, redução de gases de efeito estufa e outros desafios da autossustentabilidade do planeta.

### **3.1 Áreas selecionadas para aplicação em estudos de caso**

Neste item são apresentadas breves descrições das doze áreas contaminadas com óleo usadas nos estudos de caso com as aplicações do protocolo de verificação da pertinência e no modelo AHP. São relacionadas informações sobre o tamanho da propriedade, a pluma de contaminação, a localização de áreas protegidas próximas, a existência de potenciais receptores e uso do solo.

As áreas de estudo foram selecionadas por estarem comprovadamente contaminadas com hidrocarbonetos de petróleo, apresentarem diferentes usos do solo e características do local, tipologia econômicas diversas e, também, terem sua situação de contaminação divulgada publicamente pelos órgãos ambientais.

As bases de dados utilizadas para selecionar locais contaminados foram as dos Estados do Rio de Janeiro (INEA, 2019) e São Paulo (CETESB, 2020). Duas áreas do Estado de Santa Catarina completam a lista de estudos de caso.

### Área 1 - Residencial (Vazamento de oleoduto) - Área urbana

Considerando como área contaminada o quarteirão residencial onde ocorreu o derramamento, o "tamanho da propriedade" seria maior que cinco hectares. A área da pluma de contaminação seria superior a 500 m<sup>2</sup>, mas localizada em profundidades superiores a 1 m e com tendência a diminuir de tamanho. Não há migração para águas superficiais e a distância do ponto do vazamento até o rio mais próximo é de 84 m. A UC mais próxima está a uma distância de 9,8 km considerando uma linha reta, e há muitas barreiras de difícil transposição como muros, cercas, edifícios, ruas e estradas impedindo que qualquer habitante da área da UC chegue até o local contaminado. Durante as visitas foram encontrados receptores individuais, sem evidência de população ou habitats. Além disso, o uso residencial – para o qual não há previsão de mudança, impede que a área sirva de habitat para espécies protegidas.

A Figura 6 mostra fotos aéreas, aproximada e ampla, do local.



Figura 6 - Vazamento de oleoduto em área residencial.  
Fonte: Google Earth.

## Área 2 – Indústria (Metalúrgica) - Área urbana

O tamanho da propriedade é maior que cinco hectares, mas a pluma de contaminação de querosene é menor que 500 m<sup>2</sup> e com expectativa de diminuição. Não há migração de contaminante para águas superficiais e a distância até o rio mais próximo é de 320 m. Embora a Unidade de Conservação mais próxima esteja a uma distância de 1,6 km considerando uma linha reta, há muitas barreiras sólidas como muros, cercas, edifícios, ruas e estradas impedindo que qualquer habitante da área da natureza venha ao local contaminado. Além disso, pelo uso de solo industrial a área não serve de hábitat para espécies protegidas.

A Figura 7 mostra fotos aéreas, aproximada e ampla, do local.



Figura 7 - Indústria com contaminação por querosene.

Fonte: Google Earth.

### Área 3 - Industrial (Refinaria) - Área urbana

O tamanho da propriedade é maior que cinco hectares, mas a pluma de contaminação é menor que 500 m<sup>2</sup> com tendência a diminuição. A contaminação está localizada em solo pavimentado com profundidade superior a 1 m. Não há migração para águas superficiais e a distância para o rio mais próximo é de 750 m. A UC mais próxima está a uma distância de 19 km considerando uma linha reta. A distância até a área de manguezal é de 1,8 km e há muitas barreiras sólidas como muros, cercas, edifícios, ruas e estradas impedindo qualquer receptor habitante da área natural de chegar ao local contaminado. Além disso, como industrial a área não serve de hábitat para espécies protegidas.

A Figura 8 mostra fotos aéreas, aproximada e ampla, do local.





#### Área 4 - Indústria (vazamento de oleoduto) - Unidade de Conservação

O tamanho da propriedade é maior que cinco hectares e a área contaminada foi superior a 500 m<sup>2</sup>, mas com tendência de diminuição. A contaminação está localizada dentro da Unidade de Conservação em solo nu. Houve migração para água superficial que atingiu a praia mais próxima. Receptores selvagens terrestres e aquáticos foram afetados. Não havia barreiras sólidas ou suaves que impedissem o contato dos receptores com o ponto contaminado. Além disso, como Unidade de Conservação não havia perspectiva de reaproveitamento da área para uso de solo menos nobre.

A Figura 9 mostra fotos aéreas, aproximada e ampla, do local.



Figura 9 - Unidade de Conservação - vazamento de oleoduto.

Fonte: Google Earth.

## Área 5 - Comercial/Industrial (Distribuição de derivados de petróleo) - Área urbana

O tamanho da propriedade é menor que cinco hectares e a pluma de contaminação é superior a 500 m<sup>2</sup>, mas espera-se que diminua devido à degradação. A contaminação está localizada em solo pavimentado com profundidade inferior a 1 m. Não há migração para águas superficiais e a distância até o riacho mais próximo é de 290 metros considerando uma linha reta, e há muitas barreiras sólidas como muros, cercas, edifícios e ruas ao redor da área. Além disso, devido ao uso industrial a área não serve de habitat para espécies protegidas.

A Figura 10 mostra fotos aéreas, aproximada e ampla, do local.



Figura 10 - Centro de distribuição de derivados de petróleo - área urbana.

Fonte: Google Earth.

## Área 6 - Área experimental agrícola (Contaminação solo) - Área agrícola/urbana

O tamanho da propriedade é maior que cinco hectares e a pluma de contaminação é menor que 500 m<sup>2</sup>, localizada em profundidades superiores a 1 m e com previsão de diminuição. Não há migração para águas superficiais e a distância da área experimental para o rio mais próximo é de 730 m. A UC mais próxima está a uma distância de 3,8 km considerando uma linha reta, e há muitas barreiras sólidas como muros, cercas, edifícios, ruas e estradas impedindo qualquer organismo habitante da UC de chegar ao local contaminado, mas as cercas não funcionam como barreira sólida para a movimentação de receptores oriundos das áreas verdes próximas. Durante as visitas ao local foram encontrados receptores individuais, sem evidência de população ou habitats. Além disso, o uso agrícola - que não se espera que mude, impede que a área sirva de habitat para espécies protegidas.

A Figura 11 mostra fotos aéreas, aproximada e ampla, do local.



Figura 11 - Área experimental agrícola.

Fonte: Google Earth.

### Área 7 - Indústria (Química) - Área urbana

O tamanho da propriedade é maior que cinco hectares, mas a pluma de contaminação é menor que 500 m<sup>2</sup> e com tendência a diminuição. A contaminação está localizada em solo pavimentado e em profundidade superior a 1 m. Não há migração para águas superficiais e a distância até a praia mais próxima é de 700 metros considerando uma linha reta, e há muitas barreiras sólidas como muros, cercas, edifícios, ruas e estradas impedindo qualquer habitante da área protegida chegue ao local contaminado. Além disso, como industrial a área não serve de hábitat para espécies protegidas.

A Figura 12 mostra fotos aéreas, aproximada e ampla, do local.



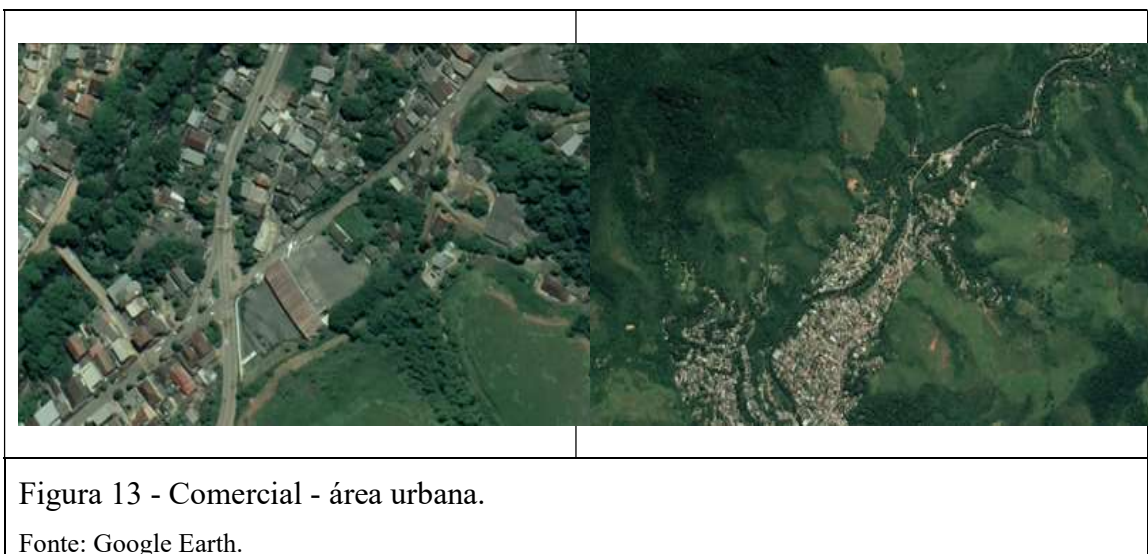
Figura 12 - Indústria - área urbana.

Fonte: Google Earth.

### Área 8 - Comercial (Viação) - Área urbana

O tamanho da propriedade é menor que cinco hectares (6.000 m<sup>2</sup>), e a pluma de contaminação é menor que 500 m<sup>2</sup>, com tendência a diminuição. A contaminação está localizada em solo pavimentado, e em profundidade superior a 1 m. Não há informação sobre migração para águas superficiais e a distância até o rio mais próximo (Rio Macacu) é de 115 metros considerando uma linha reta, e há algumas barreiras sólidas como muros, cercas, construções, ruas e estradas impedindo que habitantes da mata ciliar cheguem ao local contaminado. A distância até área considerada de importância ecológica (INEA), localizada a oeste da propriedade, é de 390 m. Além disso, como comercial a área não serve de hábitat para espécies protegidas.

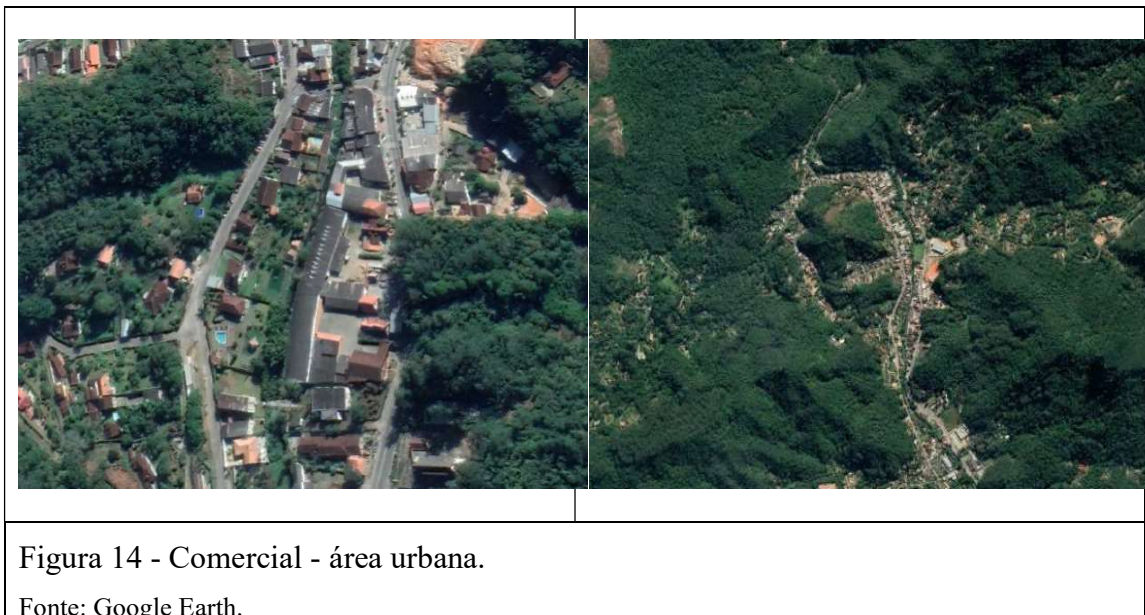
A Figura 13 mostra fotos aéreas, aproximada e ampla, do local.



### Área 9 - Comercial (Posto de Serviços) - Área urbana

O tamanho da propriedade é menor que cinco hectares (1.600 m<sup>2</sup>), e a pluma de contaminação é menor que 500 m<sup>2</sup>, com tendência a diminuição. A contaminação está localizada em solo pavimentado e em profundidade superior a 1 m. Não há informação sobre migração para águas superficiais e a distância até o rio mais próximo é de 77 metros considerando uma linha reta. Há um prédio em toda a extensão do fundo do terreno, a oeste, que atua como barreira sólida, impedindo que habitantes da mata ciliar cheguem ao local contaminado. A leste, há uma rodovia com duas pistas, mas as cercas e muros existentes não oferecem uma barreira sólida para a movimentação de receptores oriundos das áreas verdes próximas localizadas em frente ao estabelecimento (30 m). A distância até área considerada de importância ecológica (INEA), localizada a sudoeste da propriedade, é de 2.400 m. Com o uso de solo definido como comercial, a área não serve de hábitat para espécies protegidas.

A Figura 14 mostra fotos aéreas, aproximada e ampla, do local.



### Área 10 - Industrial (Fundição) - Área urbana/rural

O tamanho da propriedade é maior que cinco hectares (12 ha), e a pluma de contaminação é maior que 500 m<sup>2</sup>, mas com tendência a diminuição. A contaminação está localizada em solo pavimentado e em profundidade superior a 1 m. Não há informação sobre migração para águas superficiais e a distância até o rio mais próximo (Rio Paraíba do Sul) é de 155 metros considerando uma linha reta. Há uma linha férrea em toda a extensão do fundo do terreno, a nordeste, que atua como barreira sólida, dificultando que habitantes da mata ciliar cheguem ao local contaminado. A sudoeste, há uma rua com duas pistas, nas demais direções só existem cercas que não funcionam como barreira sólida para a movimentação de receptores oriundos das áreas verdes próximas. A distância até área considerada de importância ecológica (INEA), localizada a sudoeste da propriedade, é de 4.200 m. Com o uso de solo definido como industrial, a área não serve de hábitat para espécies protegidas.

A Figura 15 mostra fotos aéreas, aproximada e ampla, do local.



### Área 11 - Industrial (Papel) - Área urbana

O tamanho da propriedade é maior que cinco hectares (100 ha), e a pluma de contaminação é menor que 500 m<sup>2</sup>, com tendência a diminuição. A contaminação está localizada em solo não pavimentado e em profundidade rasa até 3 m de profundidade. Não há informação sobre migração para águas superficiais e a distância até o rio mais próximo (Rio Pirai) é de 90 metros considerando uma linha reta. Há uma rua de terra em toda a extensão da lateral leste do terreno, que atua como barreira frágil, dificultando que habitantes da mata ciliar cheguem ao local contaminado. A sul, há uma rua com duas pistas, e em grande parte do perímetro da propriedade só existem cercas que não funcionam como barreira sólida para a movimentação de receptores oriundos das áreas verdes próximas. A distância até área considerada de importância ecológica (INEA), localizada a sudoeste da propriedade, é de 5.200 m. Com o uso de solo definido como industrial, a área não serve de hábitat para espécies protegidas.

A Figura 16 mostra fotos aéreas, aproximada e ampla, do local.

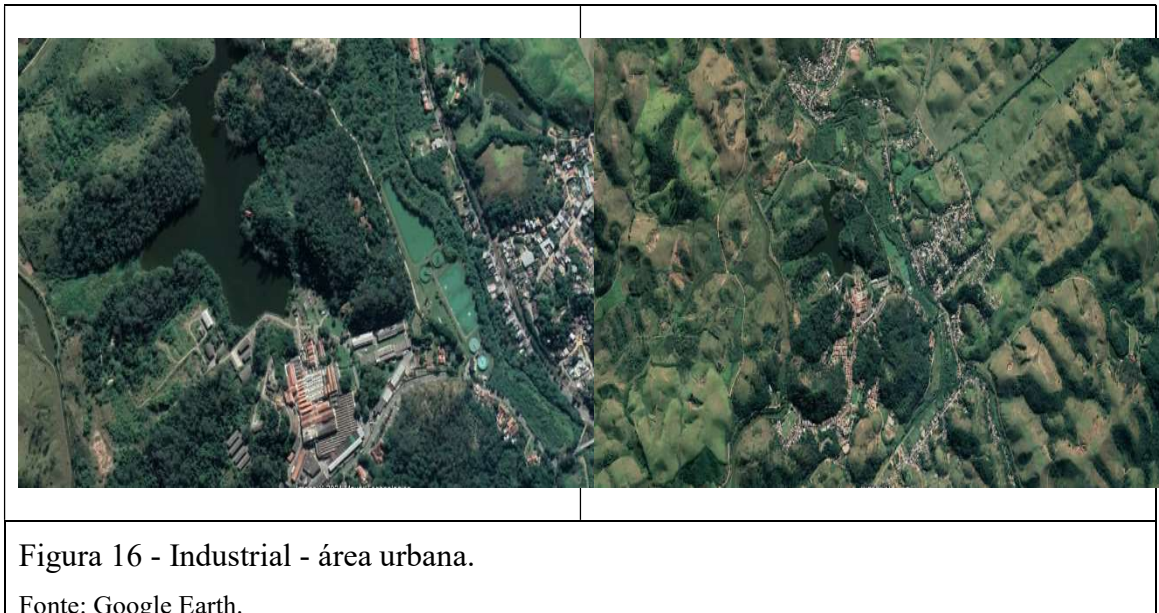


Figura 16 - Industrial - área urbana.

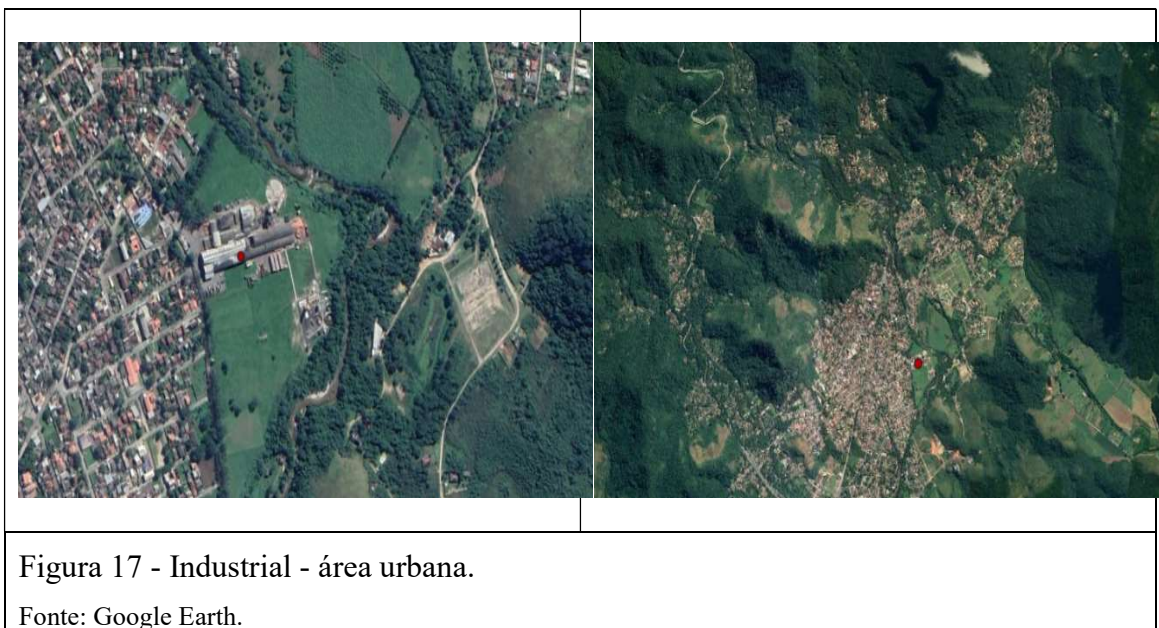
Fonte: Google Earth.



## Área 12 - Industrial (Papel) - Área urbana

O tamanho da propriedade é maior que cinco hectares (16,5 ha). A pluma de contaminação é maior que 500 m<sup>2</sup>, sem tendência de diminuição comprovada, e está localizada em solo não pavimentado em profundidade desde rasa até 80 m de profundidade. Não há informação sobre migração para águas superficiais, mas a distância até o rio mais próximo é de 62 metros. Nas direções norte, leste e sul, o limite da propriedade margeia o rio contando com uma cerca de tela que atua como barreira frágil, não impedindo que receptores da mata ciliar cheguem ao local contaminado. A uma distância de 890 m a oeste situa-se uma área considerada de importância ecológica com barreiras frágeis. Em parte do perímetro da propriedade só existem cercas que não funcionam como barreira sólida para a movimentação de receptores oriundos das áreas verdes próximas. A oeste, há uma rua com duas pistas, e nesta direção, a distância até área considerada de importância ecológica (UC PARNASO) é de 1.280 m. Ruas, casas e outras construções atuam como barreiras que dificultam a movimentação de receptores oriundos da UC. Com o uso de solo definido como industrial, a área não serve de hábitat para espécies protegidas, mas em boa parte da propriedade há vegetação que propicia hábitat para algumas espécies.

A Figura 17 mostra fotos aéreas, aproximada e ampla, do local.



### 3.2 Protocolo para verificação da pertinência de avaliação de riscos ecológicos

Foi necessária a criação de um protocolo específico para o Brasil porque os diversos protocolos de exclusão estudados (e.g. CalEPA, 1996; ODEQ, 2001; LDEQ, 2003; ASTM, 2014; TCEQ, 2018; WSDE, 2018) não podem ser diretamente aplicados em outros países devido às muitas diferenças entre biomas, condições climáticas e particularidades de legislação e de gestão de áreas contaminadas. Os critérios indicados para exclusão devido a tamanho da propriedade, tamanho da área contaminada, distância do local contaminado até o limite de áreas protegidas, e devido à possibilidade de reutilização da área para uso de solo não restritivo (*brownfield redevelopment*) devem ser baseados nas peculiaridades de cada país e respeitar os requisitos legais relevantes. Assim, para utilização em outros países ou em regiões de características muito específicas estes critérios devem ser ajustados para as condições do local.

Embora a abordagem baseada em risco para a remediação de áreas contaminadas seja um paradigma amplamente difundido, devem ser definidos critérios para a limpeza, que incluam a relevância do custo, a aceitação social e a sustentabilidade das intervenções. Para países de baixa e média renda que enfrentam restrições de recursos, inicialmente vincular a remediação de áreas contaminadas a locais com graves impactos na saúde humana e também a reutilização e o redensolvimento de terras contaminadas (reaproveitamento de *brownfields*) pode ser um caminho promissor (KOVALICK e MONTGOMERY, 2014; KAPUSTKA, 2005)

O protocolo sugerido buscou reunir as melhores características dos modelos adotados pelos países que foram alvo de aprofundamento da revisão bibliográfica do estado da arte: Canadá, EUA, Grã-Bretanha, Holanda.

Com a aplicação do protocolo em áreas de interesse dos órgãos ambientais – visto que se encontram registradas em seus bancos de dados de áreas contaminadas – buscou-se identificar as necessidades práticas para identificação de áreas que apresentem potencial significativo de apresentar riscos ecológicos que possam impactar a continuidade da qualidade ambiental do ambiente afetado.

O protocolo deve ser utilizado com toda a informação disponível e, se esta não for suficiente, pode obrigar o avaliador a pesquisar outros bancos de dados, além dos já utilizados durante as etapas de investigação da área contaminada. Não há intenção de

padronizar o processo de triagem inicial, mas buscar garantir que os julgamentos de especialistas sejam aplicados de maneira consistente e transparente e também sejam documentados.

Parece claro que o protocolo deve ser testado, discutido e melhorado. A intenção de criá-lo baseia-se na escassez de conhecimentos práticos para determinar a necessidade de uma ARE complexa e intensiva em recursos (humanos, logísticos e monetários).

As informações identificadas como necessárias para o preenchimento do protocolo sugerido podem vir a constituir banco de dados a serem adquiridos para as principais áreas de operação da indústria de óleo e gás.

Para gerar experiência, deve-se primeiro usar o protocolo para analisar problemas claros, por exemplo, áreas de preocupação ecológica real e clara, em vez de áreas com possível influência ecológica, e somente depois de se sentir confortável, proceder a casos mais intrincados.

Os avaliadores podem aplicar o protocolo proposto em qualquer nível e reaplicar em níveis subsequentes.

A construção do protocolo proposto seguiu o processo de ARE sugerido pela USEPA (1997). Inclui uma primeira etapa, com a formulação do problema, e está baseado em três grandes critérios (WSDE, 2018; JENSEN e MESMAN, 2006): a) caracterização do local e descrição do uso do solo e seus possíveis desenvolvimentos, b) determinação de características ecológicas e receptores específicos para os locais – adaptados às características e políticas brasileiras, e c) características dos contaminantes.

É importante estabelecer objetos específicos a serem protegidos e a coleta de informações científicas disponíveis para a área é importante para fornecer informações sobre o que proteger, onde proteger e por quanto tempo proteger após um evento de contaminação, haja vista que é impossível proteger tudo, em toda parte e indefinidamente (BURGER, 1997; EFROYMSON, 2004; SNELL e COWELL, 2006; EC, 2009; EFSA, 2010; ADAMS, 2014; MALTBY, 2018). Como cada caso de contaminação é diferente, esta fase de triagem deve ser a mais detalhada possível para determinar se a ARE deve ser executada.

Para atingir este objetivo, sugere-se aplicar o protocolo proposto desde o início do processo de gerenciamento de áreas contaminadas e repeti-lo em todos os níveis, exceto nos casos em que os critérios de exclusão da ARE forem atendidos. O mesmo protocolo deve ser aplicado em cada etapa adicional eventual, uma vez que novas evidências podem surgir com o avanço da investigação. Mesmo nos casos em que o dano ecológico é aparente, este protocolo poderia ser aplicado para ajudar na identificação de aspectos (e.g. receptores, estressores, biomas, habitats etc.) que serão úteis em outros níveis de investigação e em qualquer possível remediação final.

### **3.2.1 Apresentação do protocolo**

Aqui são descritas brevemente as partes do protocolo, que também está disponível no Anexo 1. Destaca-se que mapas, fotos aéreas, imagens de satélite, informações de GPS e fotos de evidências de habitats, receptores e configurações de área são essenciais para desenvolver um modelo conceitual do local que pode ser reproduzido por outros avaliadores.

#### ***3.2.1.1 Seção 1 - Informações do local***

Esta seção reúne informações sobre o local contaminado conforme indicado pelo órgão ambiental responsável pelo caso e as informações do imóvel sobre localização, tamanho, uso e proprietário para possibilitar a identificação do local contaminado. Além disso, é importante registrar o uso do solo definido por lei para a área da propriedade e arredores, e também registrar o uso real do solo verificado no local e no entorno do local. A natureza do proprietário do imóvel (se público ou privado) influencia a forma como os processos de investigação e remediação serão realizados e, portanto, também devem ser registrados.

Quatro tipos de uso do solo foram incluídos no protocolo: industrial/comercial, urbano/residencial, agrícola e área natural. Outra questão importante a ser considerada é o uso futuro pretendido para o solo. Os resíduos químicos podem atuar e apresentar diferentes restrições de acordo com o uso futuro que se pretenda para a área (e.g. fins agrícolas ou industriais). Na agricultura, os produtos químicos podem ser absorvidos pelas raízes das plantas e se acumular nos tecidos, estando potencialmente disponíveis para os receptores que consumam estes vegetais; enquanto na indústria, o solo é frequentemente coberto com superfícies sólidas que isolam o resíduo químico de qualquer receptor. Normalmente, em locais industriais e urbanos, quando nenhuma mudança no

uso do solo é prevista e nenhuma ameaça às águas subterrâneas e/ou a um corpo de água superficial adjacente pode ser identificada, não há necessidade de conduzir uma ERA (JENSEN e MESMAN, 2006).

### ***3.2.1.2 Seção 2 – Motivador da investigação***

Esta parte apresenta os motivos da investigação, os objetivos para a realização de uma ARE, o estado atual das investigações e ações de remediação e as condições futuras, esperadas de serem alcançadas, após a implementação das ações de remediação. Essas informações são úteis para identificar o que desencadeou a investigação (e.g. uma suspeita de presença de estressor, um efeito percebido, um programa regular de licenciamento, pesquisa etc.), para fornecer uma visão geral da investigação e do cronograma de conclusão da remediação.

Historicamente, as avaliações de risco seriam iniciadas apenas quando as concentrações de contaminantes no solo excedessem os níveis de triagem do solo previamente estabelecidos. No entanto, essa comparação com os níveis de triagem pode não ser um critério suficiente para exigir a passagem por todo o procedimento da ARE. O significado ecológico de uma contaminação química muda de acordo com o tipo de uso do solo, histórico de uso do solo e condições reais do local. Áreas antropizadas, com atividades industriais, comerciais ou fortemente urbanas já passaram por profundas alterações ecológicas, estando longe de condições ambientais primitivas. No outro extremo, em uma área natural intocada, com espécies-chave de importância relevante para os serviços ecológicos, seria inconcebível não realizar uma ARE, ao menos para avaliar os efeitos das ações de remediação propostas, visando escolher o meio mais ambientalmente adequado. Existem muitas possibilidades de casos intermediários entre esses dois extremos e é necessário um instrumento que oriente a tomada de decisão. A avaliação especializada é fortemente recomendada para esse fim (JENSEN e MESMAN, 2006). No entanto, às vezes esse julgamento não é bem aplicado ou registrado e não pode ser reproduzido por outra equipe de avaliadores.

A seção 2.2, objetivos da ARE, é crucial para obter do decisor a declaração dos objetivos a atingir, e as restrições de tempo e orçamento de um possível estudo de ARE. Essas informações são necessárias para orientar a investigação e tornar os resultados úteis para melhorar a decisão. Cabe ressaltar que esta seção 2.2 foi introduzida após as primeiras

aplicações do protocolo pelo grupo de avaliadores que a consideraram indispensável para alcançar um benefício real dos resultados da ARE para o tomador de decisão.

A seção 2.3 visa a registrar os resultados já obtidos das investigações anteriormente realizadas e das ações de gestão adotadas. A seção 2.4 apresenta questões que permitem estimar as condições futuras após a conclusão da remediação e potencial recuperação da área, e estimula a investigação sobre atividades industriais e comerciais que poderiam utilizar a terra sem necessidade de remediação invasiva (reúso de *brownfield*).

### **3.2.1.3 Seção 3 - Características naturais e ambiente do local**

Como a viabilidade de populações e de serviços ecossistêmicos depende do tamanho, das condições e do contexto da paisagem, essas características devem ser avaliadas para verificar se os locais estudados têm alta probabilidade de manter o valor ambiental a ser protegido. Além disso, a paisagem onde a área está localizada, bioma, tipo de solo, sistemas terrestres e aquáticos, evidências de animais, ocorrências de intervenção humana em terra e vegetação, usos de água e outros recursos devem ser registrados neste formulário da seção 3 para permitir o desenvolvimento de um modelo conceitual do local.

Os seis biomas brasileiros têm diferenças significativas nos tipos de vegetação e fauna, portanto, biodiversidade e serviços ecossistêmicos diferentes. Qualquer eventual intervenção humana nestes ecossistemas pode causar reações e impactos distintos; conseqüentemente, a verificação do tipo de bioma é útil para estimar as condições futuras do imóvel e do bairro.

As condições atuais e desejadas das águas superficiais e subterrâneas permitem avaliar a capacidade de suporte das populações receptoras identificadas no local, e conseqüentemente a necessidade de intervenção imediata ou avaliação de risco. Além disso, devem ser registradas as evidências de incêndio, inundação e movimentação de solo, bem como a captação de água superficial ou subterrânea e a extração e colheita de produtos vegetais, pois essas informações aprimoram o modelo conceitual do local.

### **3.2.1.4 Seção 4 - Contaminantes - Caminho - Receptores - Efeitos**

Esta parte do protocolo é usada para registrar a presença, o tipo e a localização física do estressor em solos internos e externos à propriedade; posições e condições das águas superficiais e subterrâneas; e indicadores de migração de contaminantes. Enfatiza-se a

distinção entre caminho de exposição potencialmente completo e realmente completo, bem como a presença de receptores (indivíduos, populações ou serviços ecossistêmicos) e os efeitos percebidos sobre eles. Além disso, é importante observar que locais com barreiras naturais ou artificiais que bloqueiam ou dificultam o movimento de organismos e estressores tendem a se tornar parcelas isoladas, não influenciando áreas próximas (EFROYMSON et al., 2004) e nem sendo influenciadas por essas áreas. Portanto, nesses casos a contaminação normalmente fica restrita ao local isolado, não propagando efeitos adversos para áreas próximas não contaminadas. Uma preocupação com a recuperação de áreas contaminadas isoladas é que elas não contam com contribuições positivas de áreas não contaminadas (e.g. sementes, matéria orgânica, novos indivíduos).

Provavelmente, a etapa mais importante da fase de triagem é determinar a probabilidade de que o contaminante possa causar danos a um receptor. Isso só pode ocorrer devido à existência e reconhecimento de caminhos (para conectar ambos). No entanto, como as redes ecológicas são extremamente complexas, identificar caminhos e receptores individualmente pode ser inviável a princípio. Diferentes níveis de organização refletem de forma distinta o efeito do produto químico (ROHR et al., 2016). Portanto, é importante definir uma lista prioritária de receptores de interesse para avaliar a necessidade de aplicação da ARE. Recentemente, muitos estudos (RUTGERS et al., 2008; DAILY, 2000; NOSS, 2000; SLACK, 2010; CHAPMAN, 2012; LORRAINE et al., 2018) listaram os serviços ecossistêmicos - como alimentos, madeira, ciclagem de nutrientes e filtragem de água, formação do solo, produção primária e regulação do clima - como características prioritárias para realizar a ARE. Para este protocolo, essas características são relevantes uma vez que o sistema do solo está envolvido com a ciclagem de nutrientes, regulação do clima e degradação de contaminantes orgânicos.

Para medir o impacto da presença de um contaminante no meio ambiente, é importante levar em consideração alguns aspectos como a natureza do contaminante (orgânico ou inorgânico); concentração e volume; localização (solo, águas subterrâneas, águas superficiais); biodisponibilidade; lixiviação e escoamento. Também são essenciais os efeitos dos produtos químicos nos organismos (e.g. narcóticos, mudança de comportamento, problemas reprodutivos, cancerígenos), condições de exposição e bioacumulação.

A seção 4.1 relaciona as informações sobre a presença de estressores dentro e fora da área de estudo, a profundidade da contaminação do solo, se o contaminante atinge o sedimento das águas superficiais, a provável direção do fluxo superficial e a posição do ponto de drenagem em relação à área contaminada são fundamentais para identificar possíveis caminhos de migração. A indicação da migração do estressor até o ponto de potencial exposição do receptor e a eventual observação de efeitos em indivíduos, populações ou ecossistemas completam as informações necessárias para compor a condição essencial de risco potencial que é contaminante-caminho-receptor.

A seção 4.2 destina-se a obter informação sobre os habitats identificados, análise da suficiência da área do sítio ou área vizinha para suportar a população protegida, e registrar a área de vida dos componentes da fauna, bem como a existência de barreiras que possam impedir o movimento desses animais.

A seção 4.3 é necessária para registrar a existência de monumentos e locais (e. g. monumentos arqueológicos e históricos) que, pela sua importância cultural, impeçam a adoção de medidas de remediação invasivas.

#### ***3.2.1.5 Seção 5 - Interpretação dos dados***

Uma vez obtidas as informações e preenchidas todas as partes anteriores do protocolo, esta etapa possibilita a comparação e interpretação dos dados coletados para chegar a uma conclusão que, embora enviesada pela percepção do avaliador, trará muitas informações importantes e registrará adequadamente a o método de avaliação utilizado em cada item.

Em relação ao tamanho da área contaminada e à migração de contaminantes, foi considerado que uma propriedade menor que 5 ha ou uma área contaminada menor que 500 m<sup>2</sup>, onde não há expectativa de propagação e onde não há migração para águas superficiais, não deve justificar um estudo de ARE. Além disso, se não houver espécies sensíveis expostas a estressores nem sinais de impactos sobre elas ou sobre seus habitats, os critérios de exclusão de tamanho e migração de contaminantes também são atendidos.

A análise da legislação brasileira permite considerar um alcance adicional de 3.000 metros como limite para proteção de possível contaminação a uma unidade de conservação. Para as áreas de preservação permanente localizadas nos limites de cursos d'água não efêmeros e outros corpos d'água (lagos, lagoas e nascentes), a distância de



proteção estabelecida por lei varia de 30 m a 500 m. Então, como a distância de proteção para unidades de conservação é maior que as distâncias para os demais casos, no protocolo foi adotada uma distância de 3 km para a execução de uma primeira análise. Se necessário, esta distância de referência pode ser alterada para distâncias específicas quando a área analisada se referir a um tipo de área protegida que não seja uma unidade de conservação. Outras áreas protegidas são restingas, manguezais, bordas de tabuleiros e planaltos, topos de morros, morros, montanhas e serras, e áreas em altitude superior a 1.800 m, qualquer que seja o tipo de vegetação presente.

Este estudo assumiu uma clara prioridade de preservação de sistemas naturais minimamente antropizados, portanto, se o local for usado para fins industriais, comerciais, urbanísticos ou agrícolas, uma ARE não será indicada se o local estiver a uma distância superior a 3 km de uma área de conservação da natureza ou outra distância específica necessária para outros tipos de área protegida (e. g. mata ciliar, manguezais). Além disso, a existência de barreiras que impeçam o contato da fauna da área protegida com o local contaminado é outro indicativo para a não realização de uma ARE.

Não foram adotados pesos para cada critério porque acredita-se que seria enganoso transmitir uma sensação ilusória de eliminação da subjetividade. O Quadro 9 mostra o formulário de Interpretação do Protocolo, com comentários explicativos adicionais inseridos na coluna que será efetivamente utilizada para registrar eventuais observações feitas pelo avaliador para explicar a justificativa da escolha das opções sim ou não. As células verdes indicam que a condição encontrada no local atende aos critérios de exclusão e as vermelhas sinalizam que novas investigações devem ser realizadas. Todas as observações e ressalvas devem ser registradas na quarta coluna, permitindo replicar o modelo conceitual desenvolvido para o local e auditar as premissas adotadas.

É essencial salientar que o preenchimento deste formulário é baseado nas informações obtidas nas seções anteriores que são muito importantes para desenvolver um amplo modelo conceitual do local. Assim, para a interpretação, os critérios de exclusão para indicação de não execução uma ARE são possivelmente atendidos se:

1. O tamanho da área contaminada é menor que 5 hectares OU a porção contaminada do local é menor que 500 m<sup>2</sup> (ou seja, 1% dos 5 ha); E não se espera que o contaminante migre para águas superficiais. OU

2. Não há espécies expostas NEM sinais de impactos nas espécies e seus habitats.
3. O uso do solo não é restritivo (e.g. industrial, comercial, urbano, agrícola).  
E
4. A distância do local às áreas protegidas é maior do que os requisitos regulamentares; OU existem barreiras que impedem o contato da fauna da área protegida com o local contaminado.
5. A liberação é considerada “*de minimis*” porque o contaminante em questão não representa uma ameaça significativa; há baixo potencial de exposição de receptores ou de migração de contaminantes, ou alto potencial de dissipação de contaminação.
6. A área é considerada uma “*área de minimis*” porque o tamanho da área não é considerado suficiente para sustentar uma população viável e, assim, fornecer um serviço ecossistêmico.
7. Se as condições acima não indicarem exclusão, uma última análise deve ser feita para identificar se uma oportunidade real de redensolvimento do local (*brownfield redevelopment*) ou da vizinhança indica que esse método pode ser mais econômico do que outras opções. Nestes casos de redensolvimento, as condições dos locais devem ser monitoradas para garantir que as partes contaminadas se mantenham isoladas e nenhum receptor seja exposto.

A Figura 18 apresenta um fluxograma que indica como as respostas aos critérios propostos podem levar ou não à exclusão de uma avaliação de risco ecológico.

Deve ficar claro que nos casos em que a informação atualmente disponível não seja suficiente para a exclusão, a avaliação da pertinência de uma ARE deve ser retomada numa fase posterior do processo de investigação do gerenciamento de áreas contaminadas, quando novos dados possam vir a preencher as lacunas da tomada de decisão.

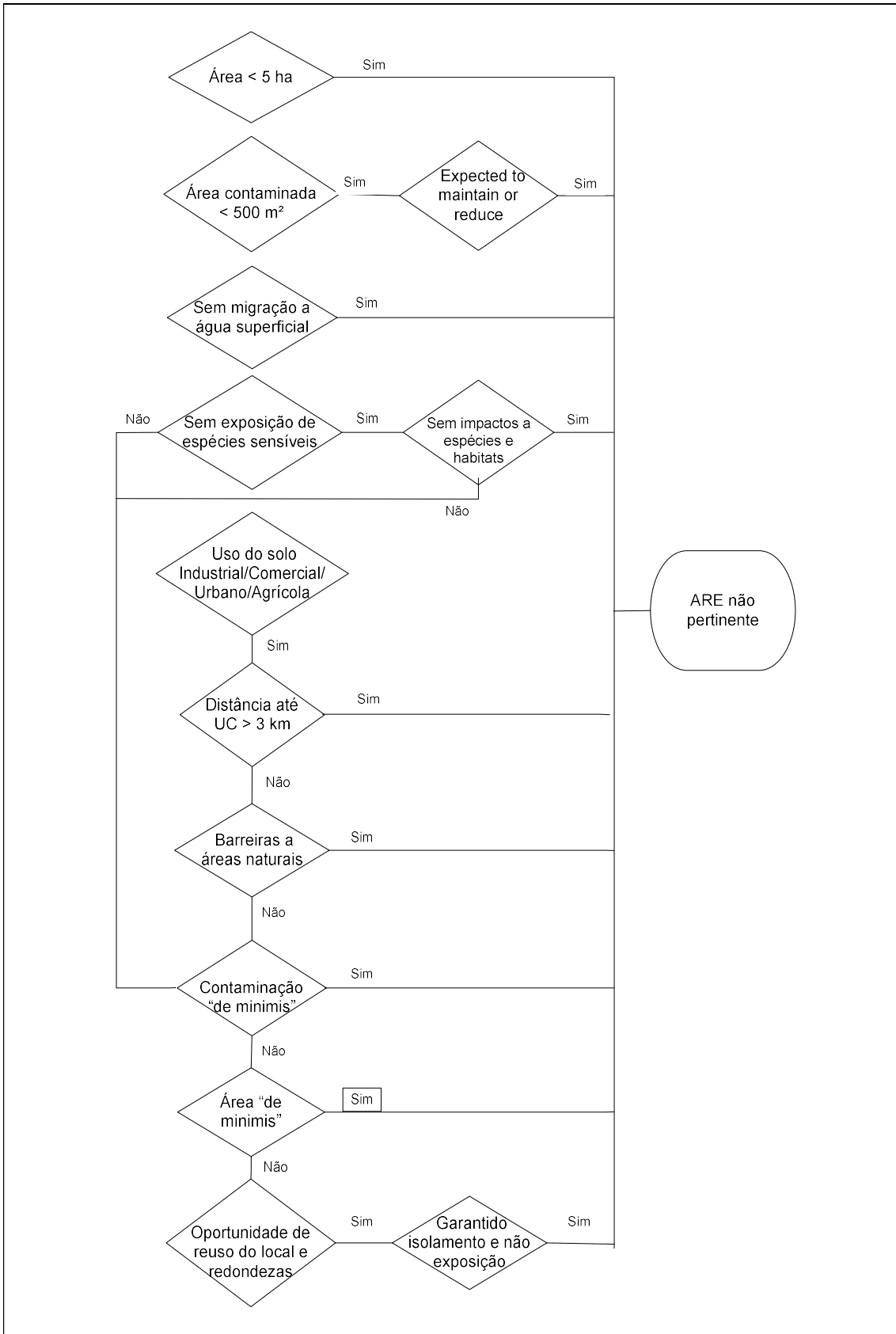


Figura 18 – Fluxograma indicativo de interpretação de pertinência.

Fonte: elaboração própria.

### Quadro 9 – Interpretação dos dados do Protocolo

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	<b>Observações</b>
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares			Menor Módulo Fiscal = 5 ha.
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>			1% de 5 ha
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir			Contaminação estável ou diminuindo
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)			Contaminantes não alcançam receptores
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)			Não há receptor
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats			Sem impactos em receptores ou habitats
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial			Serviços ecossistêmicos mínimos
Urbano			Serviços ecossistêmicos mínimos
Agrícola			Serviços ecossistêmicos mínimos
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.			Distância razoável atua como uma zona tampão entre a área protegida e o local contaminado
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida			Receptores não conseguem visitar o local contaminado
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.			Ameaça mínima
Baixo potencial de migração			Contaminante não se espalha
Alto potencial de dissipação			Contaminante se dissipa
Baixo potencial de exposição de receptores			Receptores não expostos a contaminantes
<b>A área é considerada “de minimis”</b>			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.			Tamanho da área não sustentaria população viável
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade para reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?			O reaproveitamento de <i>brownfield</i> impede o uso de uma área limpa e pode ser mais econômico

### **3.2.2 Aplicação do Protocolo**

O protocolo de avaliação da pertinência de execução de ARE proposto na presente tese foi aplicado em 12 estudos de caso de áreas com contaminação real por óleo - apresentadas no item 3.1 - por diferentes equipes de avaliadores compostas por pesquisadores, estudantes e especialistas ambientais.

Dada a exigência de visões diferenciadas sobre o estado e as características das áreas contaminadas sob avaliação, as equipes foram compostas por membros com conhecimentos específicos de avaliação de riscos, biologia, ecologia, engenharias, física, geologia, química e toxicologia.

As listas dos protocolos foram preenchidas pelas diferentes equipes e a interpretação dos dados foi discutida entre os membros de cada equipe e entre as equipes até a obtenção de uma visão congruente.

### **3.3 Método AHP para priorização de áreas**

O método AHP tem sido bem-sucedido em diversos campos do conhecimento, por isso acredita-se que o processo de sistematização e hierarquização dos critérios para execução da ARE minimizará a subjetividade e tornará a tomada de decisão mais objetiva e consistente, fornecendo maior segurança na classificação e priorização de áreas de maior relevância ecológica.

A metodologia de elaboração incluiu uma revisão dos documentos que orientam a execução da ARE em diversos países, com atenção aos pré-requisitos de aplicação da ARE, visando estabelecer a base dos critérios de priorização.

Com base na revisão dos documentos, foi realizada a seleção e aplicação do método multicritério.

O processo de tomada de decisão para identificar, avaliar, selecionar e implementar ações para prevenir, reduzir ou controlar os riscos à saúde humana e ao meio ambiente é normalmente executado informalmente e subjetivamente pelo tomador de decisão, mas pode ser baseado em avaliação gerencial formal empregando análise custo-benefício, análise de benefício líquido, análise decisória ou outras técnicas (CRITTO e SUTER, 2009).

O Processo Analítico Hierárquico - AHP (SAATY, 1990) foi selecionado por ser um método robusto, amplamente conhecido e aplicado nas mais diversas áreas do conhecimento (ISHIZAKA e LABIB, 2011; LI et al., 2018; WERNERS et al., 2018; ZHOU e ZHANG, 2019; YANG et al., 2020), permitindo analisar o julgamento do especialista no processo de decisão.

### 3.3.1 Critérios para Priorização da ARE

A definição de critérios para priorização da ARE é a base para estruturar e aplicar o método AHP e foi realizada considerando as variáveis mais importantes envolvidas no gerenciamento de áreas contaminadas potencialmente sujeitas a riscos ecológicos citadas nas normativas do Canadá (BC, 2013; GC, 2012), EUA (ASTM, 2014; CalEPA, 1996; LDEQ, 2003; ODEQ, 2001; TCEQ, 2018; USEPA, 1997; WSDE, 2018), Holanda (VROM, 2013) e Reino Unido (DEFRA, 2006). O tamanho da propriedade (**Sprop**) foi escolhido devido ao fato de uma propriedade mais extensa apresentar mais possibilidades de ocorrência de áreas contaminadas e de receptores ecológicos. Quanto maior o tamanho da superfície de solo contaminado (**Sac**), maior será a possibilidade de haver contato entre os receptores ecológicos e o contaminante. A migração de contaminante para águas superficiais (**MIGasup**) é determinante na possibilidade de expansão da mancha de contaminação. A potencial existência de receptores sensíveis (**RECSen**) é condição essencial para que a ARE seja aventada. A verificação de impactos a espécies sensíveis (**IMPsen**) evidencia a ocorrência de riscos, mesmo que estes não sejam apontados pelas outras variáveis avaliadas. O uso do solo (**USO**) do local é determinante, pois quanto menos antropizado mais propícias serão as condições para a existência de componentes ecológicos. A distância até áreas protegidas (**Dap**) tem correlação direta com a possibilidade de o local contaminado estar localizado na área de vida de receptores ecológicos. A existência de barreiras entre a área protegida (**Bar**) e o local contaminado podem impedir que receptores acessem o local contaminado. A existência de condições para hábitat (**Hab**) favoráveis a espécies sensíveis é determinante para que a o local sob avaliação possa suportar uma população viável. Condições favoráveis para o reaproveitamento econômico da área contaminada (**Reap**) indicam que a reabilitação do local para uso menos restritivo pode evitar a expansão de fronteira de ocupação antrópica, além de ser mais econômica.

A Tabela 7 mostra a descrição dos dez critérios adotados para a classificação de áreas contaminadas quanto à relevância ecológica, e na coluna de observações são apresentadas explicações para as condições limitantes dos critérios.

Tabela 7 – Critérios para classificação de áreas com explicações.

<b>Critério</b>	<b>Descrição</b>	<b>Observação</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade	Tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares (menor Módulo Fiscal)
<b>Sac</b>	Superfície de área contaminada	Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup> (1% de 5 ha)
<b>MIGasup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	Migração de contaminante não atinge águas superficiais e receptores
<b>Recsen</b>	Receptores sensíveis	Não há exposição de receptores sensíveis
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies e habitats sensíveis	Não há sinais de impacto a espécies e habitats sensíveis
<b>USO</b>	Uso do solo (Industrial/Comercial; Urbano; Rural; Natural)	Uso antrópico limita serviços ecossistêmicos
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida	Distância (e.g., 3 km até Unidade de Conservação) atua como zona tampão entre área protegida e o local contaminado
<b>Bar</b>	Barreiras – suaves ou sólidas – até Área Protegida	Barreiras impedem que receptores da área protegida visitem o local contaminado
<b>Hab</b>	Condições para habitat de espécies protegidas	Condições para habitat de espécies protegidas não suportam população viável
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área e arredores	Reaproveitamento da área evita o uso de área limpa e pode ser mais econômico

Fonte: elaboração própria.

Foi possível estabelecer valores quantitativos para três critérios (**Sprop, Sac, Dap**), sendo os demais critérios qualitativos. Foi adotada a superfície de 5 hectares (ha) como o menor valor nominal para o critério tamanho da propriedade (**Sprop**) por ser esta a área do menor módulo fiscal - extensão mínima de propriedade rural considerada economicamente viável, variando de 5 ha a 110 ha, sendo estabelecidas para cada município (LANDAU et al., 2012) - que é utilizado pelo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012) para estabelecer a obrigação de restaurar a vegetação das margens de rios e áreas de reserva florestal legal eventualmente danificadas. Em relação ao tamanho da área contaminada e migração de contaminantes, foi considerado que uma propriedade com área menor que cinco hectares, ou uma área contaminada (**Sac**) menor que 500 m<sup>2</sup>, sem tendência de propagação de contaminantes, onde não ocorra migração para águas superficiais (**MIGasup**), não requeira a aplicação de ARE. Além disso, se não houver espécies sensíveis expostas a estressores nem sinais de impactos sobre eles ou em seus habitats, os critérios de exclusão por tamanho e migração de contaminantes também são atendidos.

A análise da legislação brasileira (CONAMA, 2010; BRASIL, 2012) permitiu considerar uma faixa adicional de 3.000 metros como a distância até a área protegida (**Dap**) que provê proteção de possível contaminação a uma unidade de conservação. Para áreas de preservação permanente, localizadas dentro dos limites de cursos de água não efêmeros e outros corpos hídricos (lagos, lagoas e nascentes), a distância de proteção estabelecida por lei varia de 30 m a 500 m. Portanto, como a distância protetora das unidades de conservação é maior do que as distâncias para os outros casos, a faixa de 3 km adotada como distância de proteção até a área protegida pretende garantir que contaminações eventuais não interfiram na preservação de áreas protegidas.

### 3.3.2 Aplicação do Método AHP

O método AHP (SAATY, 1990) é um procedimento amplamente utilizado no modelamento de problemas de tomada de decisão no qual as variáveis envolvidas são representadas e quantificadas em uma hierarquia de critérios ponderados por preferências (pesos). As magnitudes relativas de cada critério são definidas por meio de comparações par a par, de forma sistematizada. Neste procedimento as várias alternativas são analisadas com base na experiência do analista. A Figura 19 apresenta as etapas para aplicação do método AHP, onde RC é a razão de consistência, que é utilizada para verificar o grau de consistência das comparações entre pares de critérios.



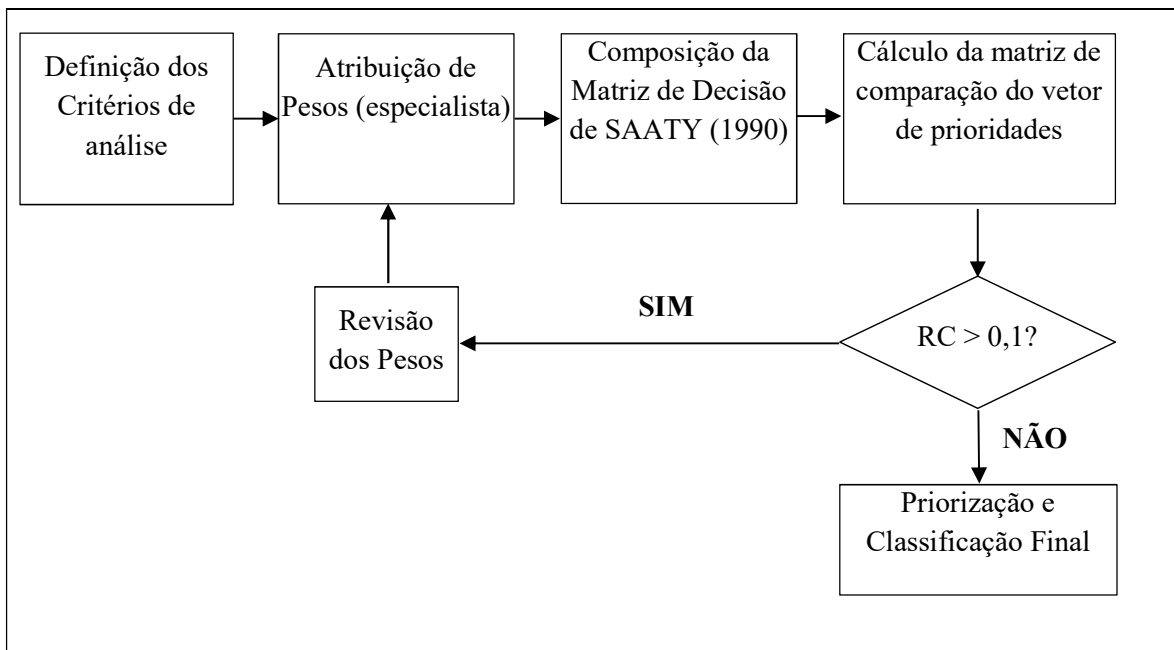


Figura 19 - Etapas do método AHP

Fonte: elaboração própria.

A partir da revisão da literatura, foram definidos dez critérios com quatro níveis para um diagnóstico qualitativo e quantitativo das áreas alvo, de acordo com o julgamento de um especialista. Por exemplo, o critério de tamanho da propriedade (**Sprop**) pode receber o enquadramento 5, 15, 50 ou >200 ha, dependendo do tamanho da área avaliada. Os valores das classificações foram normalizados em faixas de 0,25; 0,50; 0,75 e 1,00, respectivamente. A Tabela 8 ilustra a definição dos critérios, seus valores nominais por faixa e a normalização atribuída, onde  $V_n$  é o valor normalizado.

Tabela 8 - Definição de critérios e normalização atribuída.

Critérios	Parâmetros Escolhidos para os Critérios							
	1		2		3		4	
	Valor	Vn	Valor	Vn	Valor	Vn	Valor	Vn
<b>Sprop</b>	5	0,25	15	0,5	50	0,75	200	1
<b>Sac</b>	500	0,25	1.000	0,5	5.000	0,75	10.000	1
<b>MIGasup</b>	Muito difícil	0,25	Difícil	0,5	Pouco provável	0,75	Provável	1
<b>RECSen</b>	Ausentes	0,25	Possível	0,5	Relatos	0,75	Presentes	1
<b>IMPsen</b>	Ausente	0,25	Improvável	0,5	Relatos	0,75	Verificado	1
<b>USO</b>	Industrial / Comercial	0,25	Urbano	0,5	Rural	0,75	Natural	1
<b>Dap</b>	3.000	0,25	1.000	0,5	100	0,75	30	1
<b>Bar</b>	Muros / Estradas	0,25	Ruas	0,5	Estruturas	0,75	Relevo	1
<b>Hab</b>	Adversas	0,25	Muito restritas	0,5	Pouco prováveis	0,75	Favoráveis	1
<b>Reap</b>	Evidente	0,25	Possível	0,5	Negociável	0,75	Impedido	1

Fonte: elaboração própria

O próximo passo compreendeu a comparação paritária, para cada um dos critérios utilizando julgamentos (pesos) realizados por um especialista, com conhecimento relativamente preciso do problema. Com base na escala de SAATY (1990), foi elaborada a matriz de comparação recíproca, apresentada na Figura 20, na qual A e B são os critérios,  $x$  é o valor atribuído à comparação de A com B, a diagonal principal da matriz é representada pela unidade e o critério A tem preferência sobre o critério B.

Critério	A	B
A	1	$x$
B	$1/x$	1

Figura 20 - Matriz de comparação de critérios.

Fonte: adaptado de SAATY (1990).

Os critérios foram comparados segundo a escala de julgamentos, também denominada de escala fundamental de SAATY (1990), onde a quantificação dos julgamentos foi realizada por meio de uma escala de valores que varia de 1 a 9 (Tabela 9).

Tabela 9 - Escala de valores de comparação

<b>Escala numérica</b>	<b>Escala de importância</b>	<b>Descrição</b>
1	Igual	Os dois elementos comparados contribuem igualmente para o objetivo
3	Moderada	O elemento comparado é ligeiramente mais importante que o outro
5	Forte	A experiência e o julgamento favorecem fortemente o elemento em relação ao outro
7	Muito Forte	O elemento comparado é muito mais forte que o outro, e tal importância é observada na prática
9	Absoluta	O elemento comparado apresenta o mais alto nível de evidência possível a seu favor
2,4,6,8	Valores intermediários entre dois julgamentos, utilizados quando o avaliador sentir dificuldade em escolher entre dois graus de importância adjacentes	

Fonte: adaptado de SAATY e VARGAS (2012).

A partir da matriz de comparação de Saaty (Matriz S) é calculado o “autovetor de prioridades”. O autovetor é utilizado para a determinação do peso relativo de cada critério conforme descrito a seguir:

$$\text{Dada a Matriz } S = \begin{bmatrix} 1 & a_{12} & a_{1n} \\ a_{21} & 1 & a_{2n} \\ a_{n1} & a_{n2} & a_{nn}=1 \end{bmatrix}$$

Onde  $a_{ij}$  são os elementos da matriz S,  $n \times n$ . Os valores da matriz normalizada ( $S'$ ) por coluna são representados pela Equação (2):

$$S'_{ij} = \frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^n a_{ij}} \quad (2)$$

O vetor prioridade ( $w_i$ ), que indica os pesos dos critérios, é calculado por meio da Equação (3):

$$w_i = \sum_{j=1}^n w_j a_{ij} \quad (3)$$

Onde  $w_j$  é representado pela Equação (4):

$$w_j = \frac{\sum_{i=1}^n S'_{ij}}{n} \quad (4)$$

A análise de consistência dos julgamentos foi realizada por meio do cálculo do autovalor da matriz avaliada. Inicialmente, foi determinado o autovalor máximo ( $\lambda_{\max}$ ), a partir da Equação (5):

$$\lambda_{\max} = T \cdot w \quad (5)$$

Onde T é o vetor normalizado e w é a soma das colunas da matriz de comparações para cada critério. A consistência de uma matriz requer que o autovalor máximo ( $\lambda_{\max}$ ) seja igual ao número de linhas (ou colunas) da matriz de comparações paritárias n (ordem da matriz). Quanto mais próximo  $\lambda_{\max}$  for de n, maior a consistência do resultado. A determinação do índice de consistência (IC) dos resultados foi realizada por meio da Equação (6):

$$IC = (\lambda_{\max} - n) / (n - 1) \quad (6)$$

Para a determinação do grau de violação da proporcionalidade dos julgamentos no processo analítico com o método AHP, foi calculada a razão de consistência (RC), por meio da Equação (7):

$$RC = IC / CA \quad (7)$$

Onde CA é o índice de consistência aleatória, cujos valores foram obtidos por SAATY e TRAN (2007), para matrizes de ordem 15 por 15. A possibilidade de determinação do nível de consistência dos julgamentos é um dos pontos positivos do método AHP. Valores de RC de até 10% são indicadores de boa qualidade da análise. Valores superiores podem ser indicativos de inconsistências nos julgamentos, indicando a fragilidade dos resultados da aplicação do método AHP. No caso de valores de RC maiores que 10% recomenda-se a revisão da matriz de comparações dos julgamentos, buscando torná-los mais consistentes (SAATY, 1990, 2008).

#### **4. Resultados e discussão**

Os resultados da aplicação do protocolo e do método AHP são apresentados em itens separados, 4.1 e 4.2, respectivamente.

#### **4.1 Resultados da aplicação do protocolo proposto**

Tomando como base as informações coletadas pelas diversas seções do protocolo, as equipes de avaliadores preencheram as 12 fichas de Interpretação dos dados apresentadas nos Quadros 10 a 21.

Entre as equipes que aplicaram o protocolo nos estudos de caso, houve um entendimento comum de que o protocolo facilitou a aquisição de dados relevantes para a elaboração e atualização do modelo conceitual da área investigada, e também possibilitou que a interpretação dos dados fosse direcionada para a interpretação sobre a eventual utilidade do uso da ARE.

**Quadro 10 - Área 1 – Interpretação dos dados - Vazamento de oleoduto em área residencial**

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares		x	
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>		x	
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir	x		
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)	x		
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)		x	Só indivíduos; sem evidência de populações ou habitats
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats	x		
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial			
Urbano	x		
Agrícola			
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.		x	Distância até Unidade de Conservação é de 9.8 km Distância até córrego é de 85 m.
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida	x		Muros, cercas, ruas e rodovias
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.	x		
Baixo potencial de migração		x	
Alto potencial de dissipação	x		
Baixo potencial de exposição de receptores			Profundidade da contaminação > 1 m
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.	x		
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade de reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?		x	Esperado manter uso residencial urbano

**Quadro 11 - Área 2 – Interpretação de dados - Indústria com contaminação por querosene**

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares		x	
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>	x		
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir	x		
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)	x		
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)	x		
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats	x		
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial	x		
Urbano			
Agrícola			
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.		x	Distância até Unidade de Conservação é de 1.6 km; distância até o rio é de 370 m
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida	x		Muros, cercas, ruas e rodovias
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.			
Baixo potencial de migração	x		
Alto potencial de dissipação	x		
Baixo potencial de exposição de receptores	x		
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.	x		
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade de reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?	x		Esperado que seja mantido uso industrial

**Quadro 12 - Área 3 – Interpretação de dados – Área urbana – Refinaria**

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares		x	
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>	x		
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir	x		
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)	x		
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)	x		
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats	x		
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial	x		
Urbano			
Agrícola			
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.	x		Distância até manguezal é de 1.8 km Distância até rio é de 739 m
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida	x		Cercas, ruas e rodovias
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.	x		
Baixo potencial de migração	x		
Alto potencial de dissipação	x		
Baixo potencial de exposição de receptores	x		
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.	x		
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade de reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?	x		Esperado que seja mantido uso industrial



**Quadro 13 - Área 4 – Interpretação de dados – Unidade de Conservação – Vazamento em duto**

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares		x	
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>		x	
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir	x		Solo com alto teor de matéria orgânica, água e micro-organismos
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)		x	
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)		x	
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats		x	
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial			
Urbano			
Agrícola			
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.		x	Vazamento ocorreu dentro da Unidade de Conservação
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida		x	
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.		x	
Baixo potencial de migração		x	
Alto potencial de dissipação	x		Alto potencial de degradação
Baixo potencial de exposição de receptores		x	
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.		x	
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade de reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?		x	Unidade de Conservação sem expectativa de mudança de uso

**Quadro 14 - Área 5 – Interpretação de dados – Área urbana - Centro de distribuição de derivados de petróleo**

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares	x		
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>		x	
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir	x		
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)	x		
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)	x		
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats	x		
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial	x		
Urbano	x		
Agrícola			
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.	x		Distância até o córrego é de 290 m
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida	x		
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.			
Baixo potencial de migração			
Alto potencial de dissipação	x		
Baixo potencial de exposição de receptores	x		
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.	x		
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade de reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?	x		Esperado que o uso do solo permaneça como industrial para a área contaminada e arredores.

**Quadro 15 - Área 6 – Interpretação de dados - Área experimental agrícola – Estudos de contaminação**

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares		x	
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>	x		
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir	x		
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)	x		
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)		x	Só indivíduos; sem evidência de população ou habitats
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats		x	
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial			
Urbano			
Agrícola	x		
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.	x		Distância até córrego é de 730 m
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida		x	Ruas e rodovias isolam de UC, mas cercas permitem acesso de receptores das áreas verdes próximas
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.			
Baixo potencial de migração		x	
Alto potencial de dissipação			
Baixo potencial de exposição de receptores	x		Profundidade da contaminação > 1 m
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.	x		
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade de reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?	x		Agrícola

**Quadro 16 - Área 7 – Interpretação de dados – Área urbana - Indústria química**

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares		x	
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>	x		
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir	x		
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)	x		
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)	x		
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats	x		
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial	x		
Urbano			
Agrícola			
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.		x	Distância até a praia é de 700 m
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida	x		Muros, cercas, ruas e estradas
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.			
Baixo potencial de migração			
Alto potencial de dissipação			
Baixo potencial de exposição de receptores	x		
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.	x		
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade de reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?	x		Esperado que seja mantido uso industrial

**Quadro 17 - Área 8 – Interpretação de dados – Área urbana – Viação**

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares	x		
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>	x		
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir	x		
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)	x		Distância até o rio mais próximo é de 115 metros
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)	x		
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats	x		
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial		x	
Urbano			
Agrícola			
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.		x	A distância até área de importância ecológica (INEA), localizada a oeste da propriedade, é de 390 m
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida	x		
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.	x		
Baixo potencial de migração	x		
Alto potencial de dissipação	x		
Baixo potencial de exposição de receptores	x		
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.	x		
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade de reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?	x		Esperado que seja mantido uso comercial/industrial

**Quadro 18 - Área 9 – Interpretação de dados – Área urbana – Posto de serviços**

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares	x		
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>	x		
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir	x		
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)		x	Distância até o rio mais próximo é de 77 metros
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)	x		
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats	x		
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial	x		
Urbano			
Agrícola			
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.		x	Distância até área de importância ecológica (INEA), localizada a sudoeste da propriedade, é de 2.400 m
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida		x	Possível acesso de receptores de áreas verdes (30 m)
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.	x		
Baixo potencial de migração	x		
Alto potencial de dissipação	x		
Baixo potencial de exposição de receptores	x		
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.	x		
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade de reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?	x		Esperado que seja mantido uso comercial/industrial

**Quadro 19 - Área 10 – Interpretação de dados – Área urbana/rural – Fundição**

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares		x	
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>		x	
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir	x		
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)			Distância até o rio mais próximo é de 155 metros
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)			Contaminação em solo pavimentado e profundidade > 1 m
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats			
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial	x		
Urbano			
Agrícola			
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.		x	Distância até área de importância ecológica (INEA), localizada a sudoeste da propriedade, é de 4.200 m.
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida		x	Cercas acesso de receptores das áreas verdes próximas
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.	x		
Baixo potencial de migração	x		
Alto potencial de dissipação	x		
Baixo potencial de exposição de receptores	x		
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.	x		
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade de reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?	x		Esperado que seja mantido uso industrial

**Quadro 20 - Área 11 – Interpretação de dados – Área urbana – Papel**

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares		x	
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>	x		
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir	x		
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)	x		Distância até o rio mais próximo é de 90 metros
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)	x		Contaminação em solo não pavimentado, de 0 a 3 m.
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats	x		
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial	x		
Urbano			
Agrícola			
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.	x		Distância até área de importância ecológica (INEA), localizada a sudoeste da propriedade, é de 5.200 m.
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida		x	Cercas permitem acesso de receptores de áreas próximas
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.			
Baixo potencial de migração	x		
Alto potencial de dissipação	x		
Baixo potencial de exposição de receptores			
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.	x		
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade de reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?	x		Esperado que seja mantido uso industrial



**Quadro 21 - Área 12 – Interpretação de dados – Área urbana – Papel**

Fonte: elaboração própria

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares		x	
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>		x	
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir		x	
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)	x		Distância até rio mais próximo é de 62 m.
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)	x		
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats	x		
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial			
Urbano			
Agrícola			
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.		x	Distância de área de importância ecológica localizada a oeste é de 890 m.
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida		x	Cerca possibilita acesso de receptores da mata ciliar
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.	x		
Baixo potencial de migração	x		
Alto potencial de dissipação	x		
Baixo potencial de exposição de receptores		x	
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.	x		
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade de reaproveitamento econômico da área? E para os arredores?	x		Esperado que seja mantido uso industrial

## 4.2 Resultados da aplicação do método AHP proposto

A metodologia AHP foi aplicada em doze estudos de casos reais de locais contaminados por hidrocarbonetos de petróleo para os quais havia disponibilidade de informações e facilidade de acesso a visitas. Foram considerados diferentes cenários de uso (natural, rural, urbano, comercial e industrial) para classificar os critérios de aplicação e priorizar a execução de ARE nas áreas mais relevantes. A Tabela 10 apresenta as informações sobre uso do solo, localização e tipologia do empreendimento dos 12 casos estudados.

Tabela 10 - Uso, localização e tipologia dos casos.

<b>Caso</b>	<b>Uso</b>	<b>Localização</b>	<b>Tipologia</b>
1	Residencial	Urbana	Oleoduto
2	Industrial	Urbana	Metalúrgica
3	Industrial	Urbana	Refinaria
4	Natural	Floresta	Oleoduto
5	Comercial	Urbana	Venda de Derivados
6	Agrícola	Rural	Fazenda Experimental
7	Industrial	Urbana	Química
8	Comercial	Urbana	Viação
9	Comercial	Urbana	Posto de Serviços
10	Industrial	Urbana/Rural	Fundição
11	Industrial	Urbana	Papel
12	Industrial	Urbana	Papel

Fonte: elaboração própria

Para definir se a avaliação dos riscos ecológicos é adequada para o gerenciamento de um local contaminado, é importante reunir o maior número possível de informações sobre a área, o que inclui o tipo de contaminante e seus efeitos correlacionados, condições de exposição, características dos sistemas naturais potencialmente expostos e requisitos legais relevantes.

A classificação da área na faixa de critérios é afetada pela existência de possíveis impactos a receptores sensíveis; pelo uso do local para fins industriais, comerciais, urbanos ou rurais; pela distância da área contaminada até a área protegida; pelas condições para hábitat; e pela existência de barreiras que impeçam o contato da fauna da área protegida com o local contaminado. O vetor de prioridades, estabelecido pelas comparações sucessivas entre pares de critérios, indica que a ordem de importância hierárquica dos critérios foi definida pelos especialistas como: **IMPsen** (Impacto a espécies sensíveis); **RECsen** (Receptores sensíveis); **MIGasup** (Migração de contaminante para águas superficiais); **Hab** (Condição para hábitat); **Bar** (Barreiras até Área Protegida); **Sac** (Superfície área contaminada); **Dap** (Distância até Área Protegida); **USO** (Uso do solo); **Sprop** (Tamanho da propriedade); e **Reap** (Reaproveitamento econômico da área). A Tabela 11 mostra os pesos atribuídos a cada um dos critérios, podendo ser notado que o critério **IMPsen** (Impacto a espécies sensíveis) tem a maior importância com peso aproximado de 0,322 e o critério **Reap** (Reaproveitamento econômico da área) foi considerado o de menor importância hierárquica com peso aproximado de 0,0167.

Tabela 11 - Pesos atribuídos aos critérios.

<b>Critério</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945
<b>MIGasup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286
	Somatório	1,00

Fonte: elaboração própria

<b>Tabela 12 - Estudo de caso 1</b>		Oleoduto bairro residencial				
<b>Variável</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos (Wi)</b>	<b>Faixa de Critérios</b>			
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105		0,0013508		
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779			0,0851758	
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084			0,1852651	
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366		0,1609932		
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645		0,0191488		
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702	0,0107222			
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497		0,0300572		
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197		0,0421636		
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286			0,0124735	
	<b>Somatório</b>	<b>1,00</b>		<b>0,5530658</b>		

Fonte: elaboração própria

<b>Tabela 13 - Estudo de caso 2</b>		Metalúrgica				
<b>Variável</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos (Wi)</b>	<b>Faixa de Critérios</b>			
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105		0,0013508		
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945	0,0028578			
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779	0,0283919			
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084	0,0617550			
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366	0,0804966			
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702		0,0214444		
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497	0,0150286			
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197	0,0210818			
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00				0,2461391

Fonte: elaboração própria

<b>Tabela 14 - Estudo de caso 3</b>		Refinaria				
<b>Variável</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos (Wi)</b>	<b>Faixa de Critérios</b>			
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105				0,0180105
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945	0,0028578			
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779	0,0283919			
<b>RECsens</b>	Receptores sensíveis	0,247020084	0,0617550			
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366	0,0804966			
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702		0,0214444		
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497	0,0150286			
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197	0,0210818			
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	<b>Somatório</b>	<b>1,00</b>	<b>0,2627989</b>			

Fonte: elaboração própria

<b>Tabela 15 - Estudo de caso 4</b>		Oleoduto em UC				
<b>Variável</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos (Wi)</b>	<b>Faixa de Critérios</b>			
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105				0,0180105
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945			0,0285780	
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779				0,1135678
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084				0,2470201
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366				0,3219864
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645				0,0382976
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702				0,0428887
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497				0,0601145
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197				0,0843272
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286				0,0166313
	<b>Somatório</b>	<b>1,00</b>	<b>0,9714220</b>			

Fonte: elaboração própria

<b>Tabela 16 - Estudo de caso 5</b>		Distribuição de derivados				
<b>Variável</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos (Wi)</b>	<b>Faixa de Critérios</b>			
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105		0,0013508		
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779		0,0567839		
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084	0,0617550			
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366	0,0804966			
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645		0,0191488		
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702	0,0107222			
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497	0,0150286			
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197	0,0210818			
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00	0,2762411			

Fonte: elaboração própria



<b>Tabela 17 - Estudo de caso 6</b>		Fazenda Experimental				
<b>Variável</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos (Wi)</b>	<b>Faixa de Critérios</b>			
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105			0,0001029	
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779			0,0851758	
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084			0,1852651	
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366		0,1609932		
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645			0,0287232	
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702	0,0107222			
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497		0,0300572		
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197				0,0843272
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286				0,0166313
	<b>Somatório</b>	<b>1,00</b>	<b>0,6077138</b>			

Fonte: elaboração própria

<b>Tabela 18 - Estudo de caso 7</b>		Indústria Química				
<b>Variável</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos (Wi)</b>	<b>Faixa de Critérios</b>			
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105	0,0004503			
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779			0,0851758	
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084		0,1235100		
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366	0,0804966			
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702			0,0321665	
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497		0,0300572		
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197		0,0421636		
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00	0,4134679			

Fonte: elaboração própria

<b>Tabela 19 - Estudo de caso 8</b>		Viação				
<b>Variável</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos (Wi)</b>	<b>Faixa de Critérios</b>			
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105	0,0004503			
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945	0,0028578			
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779	0,0283919			
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084		0,1235100		
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366		0,1609932		
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702			0,0321665	
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497			0,0450859	
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197		0,0421636		
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286		0,0083156		
	Somatório	1,00	0,4535093			

Fonte: elaboração própria

<b>Tabela 20 - Estudo de caso 9</b>		Posto de serviços				
<b>Variável</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos (Wi)</b>	<b>Faixa de Critérios</b>			
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105	0,0004503			
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779			0,0851758	
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084			0,1852651	
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366		0,1609932		
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702			0,0321665	
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497			0,0450859	
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197		0,0421636		
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286		0,0083156		
	<b>Somatório</b>	<b>1,00</b>	<b>0,5749060</b>			

Fonte: elaboração própria

<b>Tabela 21 - Estudo de caso 10</b>		Fundição				
<b>Variável</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos (Wi)</b>	<b>Faixa de Critérios</b>			
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105		0,0013508		
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779			0,0851758	
<b>RECsens</b>	Receptores sensíveis	0,247020084			0,1852651	
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366		0,1609932		
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702	0,0107222			
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497			0,0450859	
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197		0,0421636		
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00				0,5502043

Fonte: elaboração própria

<b>Tabela 22 - Estudo de caso 11</b>		Papel				
<b>Variável</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos (Wi)</b>	<b>Faixa de Critérios</b>			
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105				0,0180105
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779			0,0851758	
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084		0,1235100		
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366	0,0804966			
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702	0,0107222			
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497		0,0300572		
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197		0,0421636		
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00	0,4095838			

Fonte: elaboração própria

<b>Tabela 23 - Estudo de caso 12</b>		Papel				
<b>Variável</b>	<b>Descrição sucinta</b>	<b>Pesos (Wi)</b>	<b>Faixa de Critérios</b>			
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105			0,0045026	
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779				0,1135678
<b>RECsens</b>	Receptores sensíveis	0,247020084				0,2470201
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366			0,2414898	
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702			0,0321665	
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497			0,0450859	
<b>Hab</b>	Condições para Hábital	0,084327197				0,0843272
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00			0,7876077	

Fonte: elaboração própria

Para ilustrar a aplicação da metodologia, a Tabela 24 apresenta as matrizes AHP de resultados dos casos 2 e 4 que obtiveram a menor e a maior pontuação de priorização. Pode-se notar que no caso 2 apenas dois critérios – **Sprop** e **Dap** – tiveram classificação no nível 2 da faixa de critérios e os oito critérios restantes foram avaliados no nível 1 da faixa de classificação de critérios. No caso 4, à exceção do critério **Sac** que foi classificado no nível 3, todos os demais critérios foram classificados na faixa 4.

Na eventual ocorrência de resultados numéricos de valores muito próximos, e havendo necessidade de confirmação da classificação distinta entre estas áreas, deve-se avaliar a diferença entre os critérios que têm valores de escala numérica - **Sprop**, **Sac** e **Dap** -, posto que os tamanhos das propriedades, tamanhos das áreas contaminadas e distâncias até áreas protegidas provavelmente não são iguais, mas podem ter sido alocados nas mesmas faixas dos critérios. o que mascararia a diferença entre as áreas. Outra forma de refinamento da classificação seria a análise dos critérios de maior significância, segundo o vetor de prioridades

Tabela 24 - Matriz AHP dos casos 2 e 4.

Critério	Faixa de Critérios			
	Caso 2		Caso 4	
	1	2	3	4
<b>Sprop</b>		15		200
<b>Sac</b>	500		5000	
<b>MIGasup</b>	Muito difícil			Provável
<b>RECSen</b>	Ausentes			Presentes
<b>IMPsen</b>	Ausente			Verificado
<b>USO</b>	Industrial / Comercial			Natural
<b>Dap</b>		1000		30
<b>Bar</b>	Muros / Estradas			Relevo
<b>Hab</b>	Inapropriadas			Favoráveis
<b>Reap</b>	Evidente			Impedido
<b>Total</b>	0,2461391		0,9714220	

Fonte: elaboração própria



Uma grande vantagem da metodologia AHP é fornecer a possibilidade de comparar critérios, tanto qualitativos quanto quantitativos, e traduzir em números a priorização das opções avaliadas, facilitando a interpretação dos resultados para os tomadores de decisão. Uma possível interpretação dos resultados seria a indicação de prioridade de execução da ARE na sequência de casos 4, 12, 6, 9, 1, 10, 8, 7, 11, 5, 3 e 2. Outra interpretação possível seria a comparação com um limite preestabelecido pelos gestores, avaliadores e partes interessadas, digamos de 0,5, sendo que seis casos apresentariam valores superiores e seis casos valores inferiores a este limite, indicando que os casos 1, 4, 6, 9, 10 e 12 deveriam prosseguir com a ARE.

Uma visualização das seções da planilha Excel elaborada para o modelo e as matrizes AHP dos doze estudos de caso está disponível no Anexo 2.

Os critérios de análise e classificação, incluindo o tamanho da propriedade, tamanho da área contaminada, distância do local contaminado até o limite de áreas protegidas e a possibilidade de reutilização da área para uso de solo menos restritivo (reabilitação para uso pretendido) devem ser baseados nas peculiaridades de cada região e respeitar os requisitos legais específicos do local. A Figura 21 mostra o gráfico com os resultados das avaliações dos doze casos de contaminação real por hidrocarbonetos petrolíferos.

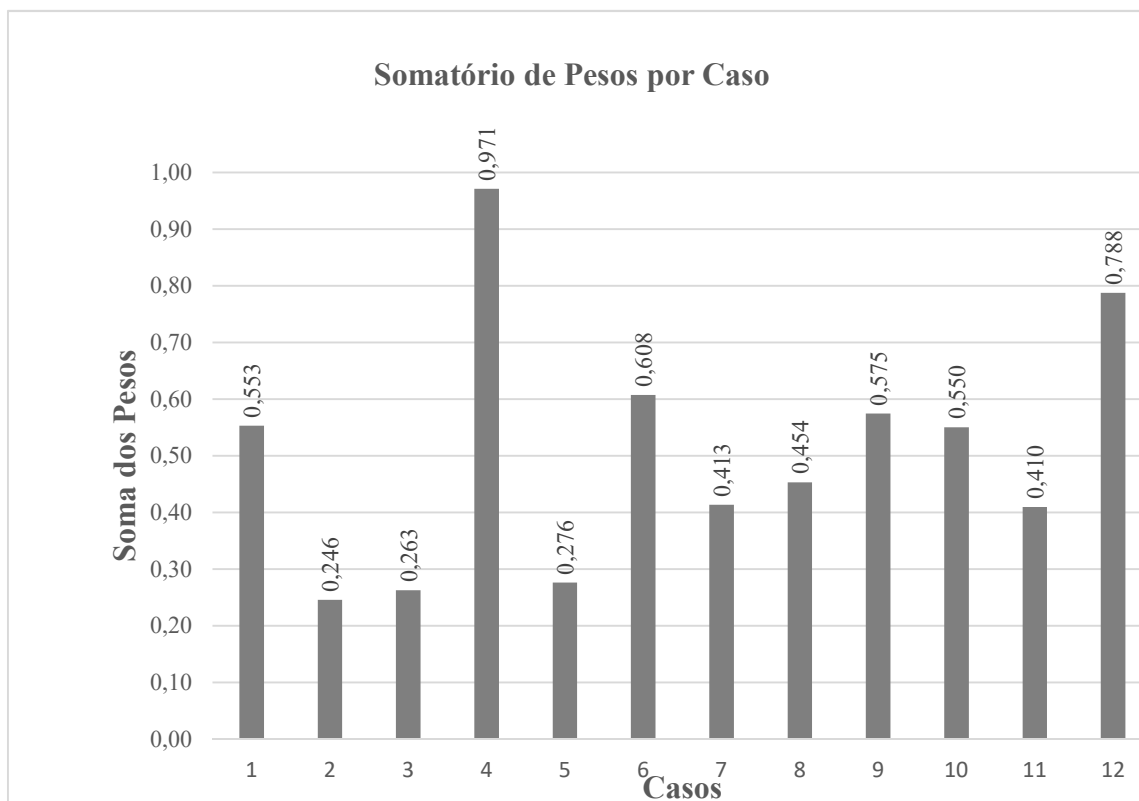


Figura 21 - Gráfico com resultados do somatório dos pesos para cada um dos 12 casos.

Fonte: elaboração própria.

A utilização da metodologia multicritério proposta pode ajudar a identificar locais contaminados onde as ações não devem ser guiadas pelos resultados de ARE e sim pela avaliação de risco à saúde humana (ARSH), haja vista a ocupação destes locais pelo homem. Como as ARE são mais complexas e demandam mais recursos que as ARSH, a priorização de ARE para locais onde haja recursos ambientais valiosos com alta biodiversidade, que sejam passíveis de restauração e que apresentem maior capacidade de manutenção de populações viáveis (MORAES et al., 2017) pode significar a possibilidade de destinação de recursos vitais para a conservação da sustentabilidade em áreas não antropizadas.

Um dos pontos de maior sensibilidade da metodologia, em relação aos resultados da hierarquização do modelo, é a definição da matriz dos critérios de julgamento aplicados ao método. Para minimizar estes impactos os critérios de avaliação foram selecionados com base em diretrizes de países desenvolvidos com extensa experiência em ARE. Contudo, estes critérios poderão ser alterados com base no julgamento técnico de especialista ou em novas diretrizes estabelecidas pelos órgãos ambientais locais.

Os resultados indicaram que a metodologia proposta possui elevado potencial de aplicação, podendo ser aperfeiçoada, principalmente em relação à definição de critérios ecológicos de avaliação do cenário de contaminação, à medida que houver aplicação em um número substancialmente maior de casos reais. Além disso, os órgãos ambientais poderão revisar os critérios de análise e propor ajustes para validar a metodologia para aplicação em avaliações de locais em processos legais, já que a decisão final de realizar uma ARE é de competência destes órgãos de controle e fiscalização.

## 5. Conclusões

A presente tese contribui para suprir a lacuna existente relacionada à falta de metodologia ou sistematização estabelecida para avaliação da pertinência ou não de realização de ARE em áreas contaminadas, na medida em que:

- Validou a utilização do protocolo proposto para coleta de dados que possibilitam a elaboração e atualização do modelo conceitual da área sob análise e a posterior interpretação dos dados adquiridos, visando a uma primeira avaliação quanto à pertinência de uso da ARE para o caso investigado;
- Forneceu um Protocolo que permite reunir informações do local sob análise, para possibilitar avaliação da utilidade da ferramenta ARE para o gerenciamento da área contaminada, servindo, inclusive, como uma lista de verificação nas visitas e para análises de dados das áreas sob investigação;
- Considerou as especificidades de cada área de estudo nas avaliações realizadas e os resultados serviram de base para a definição de uma escala eletiva, permitindo estabelecer se a avaliação de riscos ecológicos é aplicável ou não à área de interesse, considerando as características do modelo conceitual atualizado do cenário de contaminação;
- Trouxe ineditismo metodológico ao tema de estudo, já que embora o método AHP tenha sido selecionado por ser robusto, amigável e por apresentar evidências de bons resultados em diversas áreas da engenharia, economia e meio ambiente, ainda não se tinha registros de aplicação análoga ao objetivo proposto;
- Validou a utilização do método AHP em doze estudos de casos de vazamentos de hidrocarbonetos de petróleo, como metodologia para classificar os critérios de aplicação e auxiliar no julgamento da pertinência da execução da ARE, reduzindo a subjetividade na tomada de decisão pelos analistas ambientais;
- Possibilitou a priorização de execução das avaliações para as áreas que obtiverem maior índice, considerando a necessidade de preservação e proteção ecológica, em um

contexto de escassez de recursos humanos e financeiros, ponderando a vocação ecológica do local em relação ao desenvolvimento urbano e industrial na qual a área contaminada está inserida;

- O conjunto de ferramentas proposto possibilitou, adicionalmente, o registro de dados e documentação de resultados, garantindo maior transparência e rastreabilidade na interpretação dos mesmos pelos especialistas.

## 6. Recomendações

A partir dos resultados obtidos na presente tese, recomenda-se:

- O desenvolvimento de um software que implemente as funcionalidades da planilha Excel elaborada para o modelo AHP e sua disponibilização na internet facilitará o uso por todas as partes interessadas;
- Para gerar experiência, deve-se primeiro usar o protocolo e o modelo AHP para analisar problemas claros, por exemplo, áreas de preocupação ecológica real e clara, em vez de áreas com possível influência ecológica, e somente depois de se sentir confortável, proceder a casos de mais difícil análise.
- A aplicação das ferramentas apresentadas por esta Tese a uma lista selecionada de casos para os quais os dados estão disponíveis ou facilmente observáveis (e.g. presentes nos cadastros de áreas contaminadas de órgãos ambientais dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo), de forma a convergir a interpretação dos especialistas técnicos e funcionários das agências ambientais a uma visão convergente;
- Buscar a realização, sempre que possível, de testes de ecotoxicidade com solos e espécies de teste que representem as condições tropicais ou mesmo in situ, de modo a obter valores um pouco mais representativos das condições brasileiras;
- A elaboração, manutenção e propagação do uso de bancos de dados com informações sobre espécies ecológicas prioritárias, definidas por tipo de bioma. A efetiva atualização e utilização de bancos de dados de áreas contaminadas, como o banco de dados previsto em legislação nacional, permitirá a realização de análise e priorização de ações para as áreas contaminadas críticas;
- A criação e manutenção de sistemas de informações que forneçam o mapeamento de recursos naturais, possibilitando a identificação de áreas de importância biológica e de áreas prioritárias para conservação, se possível com as prioridades definidas mesmo que qualitativamente (e.g. alta, média, baixa) e listas de componentes ecológicos considerados importantes em cada bioma, para facilitar o gerenciamento de áreas – contaminadas ou não - a serem preservadas;
- A realização de ampla discussão sobre o papel da ARE no gerenciamento de áreas contaminadas, envolvendo os potenciais poluidores, a academia, os órgãos ambientais e representantes da sociedade civil;
- Fomentar o desenvolvimento de programas de capacitação integrados de análise de riscos ambientais pelas instituições acadêmicas.

- Fomentar a ampla aplicação das metodologias como as aqui propostas por empresas de consultoria e órgãos ambientais, contribuindo para a utilização adequada da ARE como ferramenta para tomada de decisão em diferentes países em desenvolvimento com lacunas normativas, como é o caso do Brasil, de forma aderente às políticas de proteção ambiental de cada região.

## 7. Referências Bibliográficas

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. Comissão de Estudo Especial de Avaliação da Qualidade do Solo e Água para Levantamento de Passivo Ambiental e Análise de Risco à Saúde Humana da ABNT (ABNT/CEE-68). – ABNT NBR 15515-2:2011 - Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 2: Investigação confirmatória. Rio de Janeiro, 2011.

\_\_\_\_\_ – ABNT NBR 15515-3:2013 - Avaliação de passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 3: Investigação detalhada. Rio de Janeiro, 2013.

\_\_\_\_\_ – ABNT NBR 16209:2013 - Avaliação de risco a saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas. Rio de Janeiro, 2013a.

\_\_\_\_\_ – ABNT NBR 15515-1:2021 - Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 1: Avaliação preliminar. Rio de Janeiro, 2021.

\_\_\_\_\_ – ABNT NBR 16210:2022 - Modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas — Procedimento. Rio de Janeiro, 2022.

ADAMS, W. The Value of Valuing Nature. *Science*, vol. 346, no. 6209, 2014, pp. 549–51. (2014)

ALCAMO, J. et al - Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Millennium Ecosystem Assessment. World resources Institute, 2003. ISBN 1-55963-403-0 Island Press, London. 2003.

ALEXANDER, M. Aging, Bioavailability, and Overestimation of Risk from Environmental Pollutants. *Environmental Science and Technology*, Vol. 34, 20, 4259–4265, 2000. <https://doi.org/10.1021/es001069+>

ANDERSEN, M., THOMPSON, B., BOYKIN, K. - Spatial Risk Assessment Across Large Landscapes with Varied Land Use: Lessons from Conservation Assessment of Military Lands. *Risk Analysis*, Vol. 24, N° 5, 2004.

ARRHEHNIUS, O. Species and Area. *Journal of Ecology*, Vol. 9, No. 1 (Sep., 1921), pp. 95-99. British Ecological Society, 1921.

ASHTON, D.; RACHEL BENSTED, R.; BRADFORD, P.; WHITEHOUSE, P. - An ecological risk assessment framework for contaminants in soil. Science Report SC070009/SR1 - ISBN: 978-1-84432-939-7. Publicado pela Environment Agency, Bristol, UK, 2008. Disponível em [www.environment-agency.gov.uk](http://www.environment-agency.gov.uk).

ASTM International - ASTM D6008-96 (Reapproved 2014) - Standard Practice for Conducting Environmental Baseline Surveys. USA, 2014.

\_\_\_\_\_ ASTM E2205/E2205M – 02 (Reapproved 2014) - Standard Guide for Risk-Based Corrective Action for Protection of Ecological Resources (2014a)

\_\_\_\_\_ ASTM E1739-95 - (Reapproved 2015) Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites. (2015)

\_\_\_\_\_ ASTM E2081 – 00 (Reapproved 2022) - Standard Guide for Risk-Based Corrective Action (2022)

\_\_\_\_\_ ASTM E2385 – 11 (Reapproved 2016). Standard Guide for Estimating Wildlife Exposure Using Measures of Habitat Quality (2016)

BAIRD, J. e van den BRINK, P. - Using biological traits to predict species sensitivity to toxic substances. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67, 296–301, 2007.

BARNTHOUSE, L. The Strengths of the Ecological Risk Assessment Process: Linking Science to Decision Making. *Integrated Environmental Assessment and Management - Volume 4, Number 3*, pp. 299–305. SETAC 2008.

BARTELL, S. - Ecological/Environmental Risk Assessment. Capítulo 10 de *Risk Assessment and Management Handbook for Environmental, Health and Safety Professionals*, Mc Graw-Hill, New York, 1996.

BARTELL, S. - Ecology, Environmental Impact Statements, and Ecological Risk Assessment: A Brief Historical Perspective, *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 4:4, 843-851 DOI: 10.1080/10807039891284848, 1998.

BECK, E. - The Love Canal Tragedy. *USEPA Journal*, 1979. Artigo disponível em: <https://archive.epa.gov/epa/aboutepa/love-canal-tragedy.html>, acesso em fevereiro de 2018.

BERNSTEIN, P. - *Against the Gods: The remarkable story of risk*. John Wiley & Sons. 1996.



BRASIL - Constituição da República Federativa do Brasil, 1988.

BREURE, A. - Ecological Soil Monitoring and Quality Assessment. In: Doelman, P. and Eijsackers, H. (Eds) - Vital Soil: Function, Value and Properties. Developments in Soil Science Vol 29. Elsevier The Netherlands, 2004.

BRINKMANN, F. - Lekkerkerk: Situation, History, Strategy, Organization. In: Proceedings of an International Symposium, Noordwijkerhout, The Netherlands, 23-27 March 1981, W. van Duijvenbooden, P. Glasbergen and H. van Lelyveld (Eds.), Studies in Environmental Science, Volume 17.

British Columbia - BC. Ministry of Environment and Climate Change Strategy. Protocol 12 for Contaminated Sites. Site Risk Classification, Reclassification and Reporting. Version 2.0. Prepared pursuant to Sections 63 and 64 of the Environmental Management Act. March 12, 2013.

\_\_\_\_\_ Protocol 13 for Contaminated Sites. Screening Level Risk Assessment. Version 3.1. January, 2019

British Columbia Oil and Gas Commission - BCOG, 2018 BC Oil and Gas Commission. Upstream Oil and Gas Site Classification Tool, June 2018.

BUCHINI, L., MAHER, D. e SIMONSON, D. A Framework for the Assessment and management of Risks in Eastern Europe and Developing Countries. In: Linkov, I. e Palma-Oliveira, J. (eds), Assessment and management of Environmental Risks, 239-246. Kluwer Academics, 2001.

CAPRA, F. e LUISI, P. A visão sistêmica da vida: uma concepção unificada e suas implicações filosóficas, políticas, sociais e econômicas. 1ª edição, 616 P, São Paulo: Cultrix, 2014.

CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment - Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil. User Guidance. PN 1398. 2008.

CEMA/SE - Conselho Estadual de Meio Ambiente de Sergipe – Resolução 01/2019 de 27 de fevereiro de 2019. Dispões sobre critérios e valores de referência da qualidade do

solo (VRQ) do Estado de Sergipe. Publicada no Diário Oficial nº 28.177 de 29 de abril de 2019. Disponível em: [segrase.se.gov.br](http://segrase.se.gov.br). Acessado em maio de 2019.

CENPES - CENTRO DE PESQUISAS E DESENVOLVIMENTO LEOPOLDO A. MIGUEZ DE MELLO. Gerência Geral de Pesquisa e Desenvolvimento em Gás, Energia e Desenvolvimento Sustentável, Gerência de Biotecnologia. – Relatório Técnico RT BIO 015/2015 – Rede de Conservação e Recuperação de Ecossistemas e Remediação de Áreas Impactadas. 65 p, Rio de Janeiro, 2015.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - Decisão de Diretoria Nº 038/2017/C de 07 de fevereiro de 2017.

\_\_\_\_\_ - Norma Técnica P4.001. Avaliação de Risco Ecológico (ARE) – Áreas Contaminadas. 1ª Edição, 37 p. Outubro/2022

CHAPMAN, P. - Sediment quality criteria from the sediment quality triad: an example. *Environ Toxicol Chem*; vol. 3:957–64, 1986.

CHAPMAN, P. - Future Ecological Risk Assessment: “Status Humana,” Man as the Measure. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 13:4, p. 702-712, 2007. DOI: 10.1080/10807030701456478

CHAPMAN, P. Adaptive Monitoring based on Ecosystem Services. *Science of The Total Environment*, 415, p 56-60, 2012. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.03.036

CLARKSON, J., GLASER, S., KIERSKI, M., THOMAS, T., GACCETTA, J., CAMPBELL, C., C. ORTON, C., WRIGHT, M., LONGONI, G., KWOK, A. - Application of Risk Assessment in Different Countries. In LINKOV, I. and PALMA-OLIVEIRA, J. (Ed). *Assessment and Management of Environmental Risks*. Kluwer Academic Publishers, 433 p. The Netherlands, 2001.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. – Resolução CONAMA Nº 420 de 28 de dezembro de 2009.

\_\_\_\_\_ – Resolução CONAMA Nº 460 de 30 de dezembro de 2013.

CEPRAM/AL - Conselho Estadual de Proteção Ambiental. Resolução CEPRAM N° 15/2020. Estabelece os Valores Orientadores de Qualidade do Solo do Estado de Alagoas. Publicada no Diário Oficial do Estado de Alagoas em 3 de setembro de 2020.

CRITTO, A. e SUTER, G. Environmental Risk Assessment. In: Marcomini et al. (eds), Decision Support for Risk-Based Management of Contaminated Sites. (2009) DOI 10.1007/978-0387\*09722\_2

DEFRA - DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS - Defra Circular 01/2006 - Environmental Protection Act 1990: Part 2A - Contaminated Land. Nobel House, London. 2006.

DEVOS, Y; ROMEIS, J.; LUTTIK, R.; MAGGIORE, A.; PERRY, J.; SCHOONJAS, R.; STREISSI, F.; TARAZONA, J.; BROCK, T. Optimising Environmental Risk Assessments. EMBO Reports, Vol. 16, N° 9, August 2015. Disponível em:

<https://www.embopress.org/doi/pdf/10.15252/embr.201540874>.

Environmental Protection Agency California - CALEPA, 1996. Guidance for Ecological Risk Assessment at Hazardous Sites and Permitted Facilities. Part B: Scoping Assessment. State of California, July, 1996.

DE MOTT, R., BALAMARAMAN, A., SORENSEN, M. - The Future Direction of Ecological Risk Assessment in the United States: Reflecting on the U.S. Environmental Protection Agency's "Examination of Risk Assessment Practices and Principles". Integrated Environmental Assessment and Management, Vol. 1, Number 1, p. 77–82, (2005).

DORAN, J. e SAFLEY, M. - Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In: Pankhurst, C. et al. (eds.). Biological indicators of soil health. Wallingford, UK: CAB International. p. 1–28. 1997.

EA - Environment Agency. An ecological risk assessment framework for contaminants in soil. Science report SC070009/SR1. ISBN: 978-1-84432-939-7, 48 p. UK, September 2008.

EC, COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. – Impact Assessment of the Thematic Strategy on Soil Protection, 130 p, Brussels, Belgium, 22.9.2006. Disponível na página eletrônica: [http://ec.europa.eu/environment/archives/soil/pdf/SEC\\_2006\\_620.pdf](http://ec.europa.eu/environment/archives/soil/pdf/SEC_2006_620.pdf) Acesso em 18 de janeiro de 2012.

EFROYMSON, R., CARLSEN, T., JAGER, H., KOSTOVA, T., CARR, E., HARGROVE, W., KERCHER, J., e ASHWOOD, T., “Toward a Framework for Assessing Risk to Vertebrate Populations from Brine and Petroleum Spills at Exploration and Production Sites,” In: Landscape Ecology and Wildlife Habitat Evaluation: Critical Information for Ecological Risk Assessment, Land-Use Management Activities, and Biodiversity Enhancement Practices, ASTM STP 1458, L. KAPUSTKA, H. GALBRAITH, M. LUXON, e BIDDINGER, G., Eds., ASTM International, West Conshohocken, PA, 2004.

European Food Safety Authority - EFSA. Technical Report on the PPR Stakeholder Workshop. Protection goals for environmental risk assessment of pesticide: What and where to protect? EFSA Journal 2010;8(7):1672. (2010)

EFSA - European Food Safety Authority Scientific Committee, 2016. Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA, in relation to biodiversity and ecosystem services. EFSA Journal 2016;14(6):4499, 50 pp. doi:10.2903/j.efsa.2016.4499. Acesso em maio, 2017.

FARHAT, S., NEWELL, C., VANDERFORD, M., McHUGH, T., MAHLER, N., GILLESPIE, J., JURENA, P., e BODOUR, A. “Low-Risk Site Closure Guidance Manual to Accelerate Closure of Conventional and Performance Based Contract Sites”, developed for the Air Force Center for Engineering and the Environment by GSI Environmental Inc., Houston, Texas, July 2012.

FERGUSON, C. Assessing Risks from Contaminated Sites: Policy and Practice in 16 European Countries. Land Contamination & Reclamation, 7 (2), p. 87 – 108. EPP Publications, 1999.

FERREIRA, A. – Novo dicionário da língua portuguesa. Editora nova Fronteira, 1985.

GC - Gouvernement du Canada – Environnement Canada - Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) : Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique. ISBN 978-0-660-20897-8. 2012. Disponível em: [www.ec.gc.ca](http://www.ec.gc.ca). Acesso em julho de 2020.

GESAMP - (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IEAE/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environment) and Advisory Committee on the Protection of the Sea. – Impact of Oil and Related Chemicals on the Marine Environment. Reports and Studies – Nº 50, 180 pg. London, United Kingdom, 1993.

HOPE, B. An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International* 32 (2006) 983–995, doi:10.1016/j.envint.2006.06.005

HULL, R. e SAMPLE, B. Ecological Risk Assessment, Chapter 3, p 80-97. In: BENJAMIN, S. e BELLUCK, D. (eds). *A practical guide to understanding, managing, and reviewing environmental risk assessment reports*. CRC Press LLC, Florida, 2000.

HUNTER, P. e FEWTRELL, L. - Acceptable Risk. Chapter 10 in: Lorna Fewtrell, L e Bartram, J. (Eds). 2001 World Health Organization (WHO). *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. Published by IWA Publishing, London, UK. ISBN: 1 900222 28 0

ISO - International Organization for Standardization – ISO 19204:2017(E) - Soil quality — Procedure for site specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach. 34 p. (2017).

ITOPF - International Tanker Owners Pollution Federation Limited. – Fate of Marine Oil Spills. Disponível na página eletrônica <http://www.itopf.com>. Acesso em 22 de julho de 2004.

JENSEN, J. and MESMAN, M. - Ecological risk assessment of Contaminated Land, ISBN 90-6960-138-9, 136 p, Amsterdam, Netherlands, 2006.

KAPUSTKA, L., GALBRAITH, H., LUXON, M., and BIDDINGER, G. (Eds). *Landscape Ecology and Wildlife Habitat Evaluation: Critical Information for Ecological Risk Assessment, Land-Use Management Activities, and Biodiversity Enhancement*. ASTM International: STP1458, New Jersey, 2003.

KAPUSTKA, L. Assessing ecological risks at the landscape scale: Opportunities and technical limitations. *Ecology and Society* 10(2): 11. 2005. Disponível em: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/art11/>

KELLY, K. e CARDON, NC. The Myth of 10<sup>-6</sup> as a Definition of Acceptable Risk (Or, "In Hot Pursuit of Superfund's Holy Grail"). 84th Annual Meeting and Exhibition of the Air and Waste Management Association, Vancouver, BC, pgs 16 – 21, 16/6/1991. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.592.4962&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em janeiro de 2019.

KOLLURU, R., BARTELL, S., PITBLADO, R., STIRCOFF, S. - Risk Assessment and Management Handbook for Environmental, Health and Safety Professionals, Mc Graw-Hill, New York, USA, 1996.

KOLLURU, R. - Risk Assessment and Management. Capítulo 1 de Risk Assessment and Management Handbook for Environmental, Health and Safety Professionals, Mc Graw-Hill, New York, USA, 1996.

KOVALICK, W. e MONTGOMERY, R. Developing a Program for Contaminated Site Management in Low and Middle Income Countries. Latin America and Caribbean region Environment and Water Resources. World Bank Group, Washington, DC, 2014.

LAMÉ e MARING - Into Dutch Soil. A swift overview of how the Dutch manage their soils: a source of inspiration for your own practice. RIVM, 2014. Disponível em: [https://rwsenvironment.eu/publish/pages/126603/into\\_dutch\\_soils.pdf](https://rwsenvironment.eu/publish/pages/126603/into_dutch_soils.pdf).

LANDIS, W., MARKIEWICZ, A., WILSON, V., FAIRBROTHER, A., e MANN, G. - Recommended Guidance and Checklist for Tier 1 Ecological Risk Assessment of Contaminated Sites in British Columbia Prepared for Ministry of Environment, Lands and Parks, January, 1998.

LDEQ, 2003 Louisiana Department of Environmental Quality. Corrective Action Group Risk Evaluation/Corrective Action Program (RECAP). October, 2003.

LERCHE, I. e GLAESSER, W. Environmental Risk Assessment Quantitative Measures, Anthropogenic Influences, Human Impact. Springer, 2006. p 346. ISBN: 978-3-540-26249-7

LERCHE, I. e PALEOLOGOS, E. Environmental Risk Analysis. McGRAW-HILL, p. 457. 2001. ISBN: 9780071700726. DOI: 10.1036/0071418083

LI, W., LI, Y., GUO, J., LI, R., SHEN, L. Application of the analytic hierarchy process (AHP) in environmental impact assessment: A review and analysis of recent trends. Environmental Impact Assessment Review, 68, 1-10. (2018).

MENZIE, C., HENNING, M. CURA, J., FINKELSTEIN, K., GENTILE, J., MAUGHAN, J., PETRON, S., POTOCKI, B., SVIRSKY, S., TYLER, P. - Special report of the Massachusetts weight-of-evidence workgroup A weight-of-evidence approach for evaluating ecological risks. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2:2, 277-304, (1996). DOI: 10.1080/10807039609383609

MESMAN, M., RUTGERS, M., PEIJNENBURG, W., BOGTE, J., DIRVEN-VAN BREEMEN, E., DE ZWART, D., POSTHUMA, L., SCHOUTEN, A. Site-specific Ecological Risk Assessment: The TRIAD Approach in Practice. Consoil Conference, Gent, Belgium, 2003.

MUNNS, W. Axes of Extrapolation in Risk Assessment, Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 8:1, 19-29, (2002) DOI: 10.1080/20028091056692

MUNNS Jr, W., REA, A., SUTER, G., MARTIN, L., BLAKE-HEDGES, L. CRK, T., DAVIS, C., FERREIRA, G., JORDAN, S., MAHONEY, M, and BARRONKK, M. - Ecosystem Services as Assessment Endpoints for Ecological Risk Assessment. Integrated Environmental Assessment and Management - Volume 12, Number 3, pp. 522–528. SETAC 2015.

NRC, National Research Council. - Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. ISBN: 0–309–03349–7, 190 p, National Academy Press, Washington, DC, USA. 1983.

NRC, National Resource Council. - Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects, ISBN: 0-309-50551-8, 280 p, National Academy Press, Washington, DC, USA 2003.

O'NEILL, R.; GARDNER, H.; BARNTHOUSE, W. - Ecosystem Risk Analysis: A New Methodology. Environmental Toxicology and Chemistry, Vo1. pp. 167-177, SETAC, 1982.

OLSTROM, L. e WILHELMSSEN, C. - Risk Assessment: Tools, Techniques, and their Applications. ISBN 978-0-470-89203-9, 410 pg. John Wiley & Sons. USA, 2012.

Oregon Department of Environmental Quality - ODEQ, 1997 - Listing and Delisting Criteria Consistent with the New Environmental Cleanup Requirements. Waste Management & Cleanup Division. Oregon, 1997. Disponível em: <https://www.oregon.gov/deq/FilterDocs/ListingandDelistingCriteria.pdf>

Oregon Department of Environmental Quality - ODEQ, 1998 - Guidance for Ecological Risk Assessment: Levels I, II, III, IV. Waste Management & Cleanup Division. Cleanup Policy & Program Development Section. Portland, Oregon. April 1998

Pennsylvania Department of Environmental Protection - PDEP, 2001. Ecological Screening Process. Pennsylvania. 2001. Disponível em: <https://www.dep.state.pa.us/dep/subject/adv coun/cleanup/2001/022201/SectionVEcoScreenProcess.pdf>. Acesso em: dezembro de 2020.

PERRODIN, Y., BOILLOT, C., ANGERVILLE, R., DONGUY, G., EMMANUEL, E. - Ecological Risk Assessment of Urban and Industrial Systems: A Review. Science of the Total environment, 409, 5162-5176. (2011).

POWER, M. e Mc CARTY, L. - Fallacies in Ecological Risk Assessment Practices. Environmental Science & Technology, 31, 8, p 370-375,1997. DOI: 10.1021/es972418b.

POWER, M. e Mc CARTY, L. - A Comparative Analysis of Environmental Risk Assessment/Risk Management Frameworks. Environmental Science & Technology, 32, 9, p 224-231, DOI: 10.1021/es983521j

ROSS, J. - Where do real dangers lie? Smithsonian Magazine 26(8):43-53, 1995.

RUTGERS, M., FABER, J., POSTMA, J., EIJSACKERS, H. - Site-specific ecological risks: A Basic Approach to the Function-specific Assessment of Soil Pollution. Report 28. The Netherlands Integrated Research Programme. Amsterdam, Netherlands, 2000.



RUTGERS, M., TUINSTRA, J., SPIJKER, J., MESMAN, M., WINTERSEN, A., POSTHUMA, L., - RIVM Rapport 711701072/2008. Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium. RIVM, Bilthoven, 2008. (in Dutch)

SAATY, T. How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process. *European Journal of Operational Research*. n. 48, p. 9-26. 1990.

SAATY, T., TRAN, L. On the invalidity of fuzzifying numerical judgments in the Analytic Hierarchy Process. *Mathematical and Computer Modelling*. n. 46, p. 962–975. 2007. DOI:10.1016/j.mcm.2007.03.022

SAATY, T. Decision making with the analytic hierarchy process *International Journal of Services Sciences*, Vol. 1, No. 1, p 83 – 98, 2008. DOI: 10.1504/IJSSCI.2008.017590.

SAATY, T. e VARGAS, L. *Models, Methods, Concepts & Applications of the Analytic Hierarchy Process*. ISBN 978-1-4614-3596-9. Springer Science, 2012

SEMPLE, K., MORRISS, A. e G. I. PATON, G. Bioavailability of hydrophobic organic contaminants in soils: fundamental concepts and techniques for analysis. *European Journal of Soil Science*, December 2003, 54, 809–818 DOI: 10.1046/j.1365-2389.2003.00564.x # 2003

SNELL, T. e COWELL, R. Scoping in environmental impact assessment: Balancing precaution and efficiency? *Environmental Impact Assessment Review* 26 (2006) 359–376

SORENSEN, M., GALA, W. e MARGOLIN, J. Approaches to Ecological Risk Characterization and Management: Selecting the Right Tools for the Job. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 10:2, 245-269, (2004) DOI: 10.1080/10807030490438193

SOUZA FILHO, A. - Planos Nacionais de Contingência para Atendimento a Derramamentos de Óleo: Análise da Experiência de Países Representativos das Américas para Implantação no Caso do Brasil. Dissertação de Mestrado. PPE/COPPE/UFRJ. 225 p, 2006.

SUTER, G. Generic assessment endpoints are needed for ecological risk assessment. Risk Analysis. Apr; 20(2), p:173-8. 2000 DOI: 10.1111/0272-4332.202018.

SUTER, G., EFROYMSON, R., SAMPLE, B., JONES, D. - Ecological Risk Assessment for Contaminated Sites. CRC Press Releases, Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 2000.

SUTER, G. (ed). Ecological risk assessment, 2nd ed, 654 p. CRC Press, Taylor & Francis Group, 2007

SWARTJES, F. Risk-Based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands: Standards and Remediation Urgency. Risk Analysis, Vol. 19, No. 6, 1999.

SWARTJES, F. (Ed). Dealing with Contaminated Sites - From Theory towards Practical Application. ISBN 978-90-481-9756-9. 1144 p, Springer Heidelberg, 2011.

SWARTJES, F.; CARLONB, C.; de WIT, N. - The possibilities for the EU-wide use of similar ecological risk-based soil contamination assessment tools. Science of the Total Environment v. 406 (523-529), 2008.

TCEQ - Texas Commission on Environmental Quality. TIER 1: Exclusion Criteria Checklist. 2003.

Disponível em: <https://www.tceq.texas.gov/downloads/remediation/trrp/ecochecklist.doc>

TCEQ - Texas Commission on Environmental Quality. Conducting Ecological Risk Assessments at Remediation Sites in Texas. RG-263. August 2018. Disponível em: [www.tceq.texas.gov/assets/public/comm\\_exec/pubs/rg/rg-263.pdf](http://www.tceq.texas.gov/assets/public/comm_exec/pubs/rg/rg-263.pdf)

USEPA - United States Environmental Protection Agency. – Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol. I, Human Health Evaluation Manual, Part A, EPA/540/1- 89/002, USA, 1989.

\_\_\_\_\_ - Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments - Interim Final. EPA 540-R-97-006, OSWER 9285.7-25. PB97-963211. 239 p, June 1997.

\_\_\_\_\_ - Guidelines for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-95/002F. Washington, DC, USA, 1998. Disponível em:

[http://www2.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/eco\\_risk\\_assessment1998.pdf](http://www2.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/eco_risk_assessment1998.pdf).

\_\_\_\_\_ - An Examination of EPA Risk Assessment Principles and Practices. EPA/100/B-04/001 USA, 2004

\_\_\_\_\_ - Framework for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-92/001. Risk Assessment Forum. Washington, DC, 20460. February 1992. Disponível em: <https://semspub.epa.gov/work/10/500006111.pdf>. Acessado em março de 2016.

\_\_\_\_\_ - Ecosystem Services at Contaminated Sites Cleanups. Engineering Forum Issue Paper. EPA 542-R-17-004. August 2017.

\_\_\_\_\_ - Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. Interim Final. EPA 540-R-97-006. Environmental Response Team, Edison, NJ, June 5, 1997. Disponível em: <http://semspub.epa.gov/src/document/HQ/157941>. Acessado em junho de 2018.

\_\_\_\_\_ - Superfund: National Priorities List (NPL). Disponível em: <https://www.epa.gov/superfund/superfund-national-priorities-list-npl>. Acessado em dezembro de 2022.

VAN STRAALLEN, N. Ecotoxicology becomes Stress Ecology. Environmental Science & Technology, September 1, p 324 - 330, 2003, DOI: 10.1021/es0325720

VIGERSTED & McCARTY (2000). The Ecosystem Paradigm and Environmental Risk Management, Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 6:3, 369-381, Taylor & Francis, 2000.

VROM, 1983. Soil Protection Guideline. 1983. Staatsuitgeverij, The Hague (in Dutch).

\_\_\_\_\_ - Premises for Risk Management (annex to the Dutch Environmental Policy Plan). Lower House, session 1988-1989, 21 137, no. 5, 1988.

\_\_\_\_\_ - Ministerial Circular on Intervention Values Second and Third Series. DB0197113605 (in Dutch), 1997.

\_\_\_\_\_ - Dutch Ministry of Housing, Physical Planning and the Environment. – Soil Remediation Circular 2009. “Lista Holandesa”. Disponível em: <http://international.vrom.nl/>. Acessado em setembro de 2011.

\_\_\_\_\_ - Soil Protection Act, 2013. Disponível em: [https://rwsenvironment.eu/publish/pages/126566/soil\\_protection\\_act\\_feb\\_4\\_2013\\_en.pdf](https://rwsenvironment.eu/publish/pages/126566/soil_protection_act_feb_4_2013_en.pdf)

WEED, D. Weight of Evidence: A Review of Concept and Methods. Risk Analysis, Vol. 25, No. 6, 2005. DOI: 10.1111/j.1539-6924.2005.00699.x

WERNERS, S., MUNDA, G., PATRIZI, N. The Analytic Hierarchy Process for environmental impact assessment: A review of applications and literature. Journal of Environmental Management, 206, 1122-1136. (2018).

WSL - Washington State Legislature. WAC 173-340-7491. Exclusions from a terrestrial ecological evaluation. Disponível em:

<https://app.leg.wa.gov/WAC/default.aspx?cite=173-340-7491&pdf=true>

Acesso em: dezembro de 2021

WSL - Washington State Legislature. WAC 173-340-7490 Terrestrial ecological evaluation procedures. Disponível em: <http://app.leg.wa.gov/WAC/default.aspx?cite=173-340-7490&pdf=true>. Acesso em: janeiro de 2022.

YANG, Y., GUO, L., WANG, D. An application of the analytic hierarchy process to assess the environmental impact of wind power generation in China. Journal of Cleaner Production, 257, 120572. (2020).

ZHOU, Y., ZHANG, H. A case study of environmental risk assessment using the analytic hierarchy process (AHP) and fuzzy comprehensive evaluation method (FCE) in a coal mining area. Environmental Science and Pollution Research, 26(17), 17452-17462. (2019).

**Anexo 1 – Protocolo de Verificação da Pertinência de Execução de ARE em locais contaminados por petróleo e derivados.**

Protocolo de verificação da pertinência de ARE em área contaminadas no Brasil.

## 1 – Informação da Área

### 1.1 – Informação do Caso

				Opções
Agência Ambiental responsável:		Nº registro:		Federal/Estadual/Municipal
Contato legal				Proprietário, operador, gerente
Nome:			CPF:	
Endereço:			Telefone:	
Cidade:	Estado:	CEP:	E-mail:	

### 1.2 – Informação da Propriedade

Identificação:				Observações
Nome:			Número de referência:	
Endereço:				
Cidade:	Estado:	CEP:		

Localização Geográfica				
Latitude:		Longitude:	Datum:	UTM (SIRGAS 2000);
Proprietário:		Pública/privada:		
Tamanho da Propriedade (hectares):				
Uso do solo (definido por lei):		Uso do solo verificado:		Agrícola/Rural; Residencial/Urbano; Industrial / Comercial
Uso do solo na vizinhança (definido por lei):		Uso do solo verificado na vizinhança:		

## 2 - Investigação

### 2.1 – Razões para a Investigação (trigger)

<b>Estado da área</b>				
Presença de Estressor	Solo:	Biota:	Água:	Saúde Humana:
Evidência de alteração	Solo:	Biota:	Água:	Saúde Humana:
<b>Legal</b>				
Requisito Legal:				
Licenciamento				

Auditoria Legal				
<b>Atividade</b>				
Atividade potencialmente poluidora	Atual:	Desde:		
	Prévia:	De:	Até:	

## 2.2 – *Objetivos da ARE*

Quais os objetivos de conduzir uma ARE neste local?	
O que é esperado do componente ecológico? Qual serviço?	
Quais são os usos atuais da área investigada?	
Quais são os usos pretendidos para a área investigada?	
Como os resultados da ARE influenciarão as decisões gerenciais?	
Qual o custo estimado para execução da ARE?	
Qual o custo estimado de adoção de ação de remediação sem considerar os resultados da ARE?	



### 2.3 – Estado Atual da Investigação e Decisão de Gerenciamento

	Data	Resultados indicativos	Observações
<b>Investigação</b>			
Avaliação Preliminar			
Investigação Confirmatória			
Investigação Detalhada			
Avaliação de Risco à Saúde Humana (ARSH)			
<b>Ação de Gerenciamento</b>			
Remoção/redução de estressor			
Isolamento do Receptor			
Atenuação Natural Monitorada (ANM)			

#### 2.4 – Condições Futuras Esperadas

<b>Remediação e pós-remediação</b>	Resultados indicativos	Observações
É esperada a completa remoção dos contaminantes?		
As condições após da remoção de contaminantes serão suficientes para recuperação da área?		
Que interações físicas ou bióticas podem dificultar ou promover esta regeneração?		
Há expectativa de expansão das atividades atualmente realizadas na área?		
Há expectativa de atividades industriais/comerciais na região?		
A área contaminada pode ser usada para esta expansão? ( <i>brownfield reuse</i> )		

### 3 – Características e Condições Naturais da Área

Bioma principal:				Amazônia; Mata Atlântica; Cerrado; Pampa; Caatinga; Pantanal
Tipo de solo				Argila; Silte; Areia; Cascalho; Calhau; Matação
<b>Sistema Terrestre</b>				
Florestas/matias:	Tipo:	Área:	% da propriedade:	Ombrófila, Decidual, Semidecidual, Savana, Estepe, Persistente
Intervenção Humana				Natural, Regenerada, Plantada.
Arbusto	Tipo:	Área:	% da propriedade:	Densa, Esparsa, Desigual, Indivíduos isolados
Campo aberto	Tipo:	Área:	% da propriedade:	Prado, campina
<b>Sistemas Aquáticos</b>				
Água superficial	Tipo:	Classificação:		Tipo: Rio, lago, lagoa, brejo, pântano, pantanal; Classe: Especial, 1, 2,
Água subterrânea	Profundidade:			
Fluxo natural				
<b>Evidências</b>				
Queimada:	Inundação:		Movimentação de solo:	Natural/intencional
Insetos:	Pássaros:	Mamíferos:	Anfíbios:	Répteis:
Criação (boi, galinha, porco etc.):		Animais domésticos:		
Usos				
Captação:	Água superficial	Água potável: Outros usos:	Coordenadas geográficas do ponto de captação	
	Água subterrânea	Água potável: Outros usos:	Coordenadas geográficas do ponto de captação	
Colheita:				Frutas, frutos, flores, madeira, sementes, fibras

#### 4 - Contaminantes - Caminho - Receptores - Efeitos

##### 4.1 – Visão geral dentro (On-site) e fora da área (Off-site)

	On-site	Off-site	Observações/opções
Presença de Estressor	Suspeita __ Confirmada __	Suspeita __ Confirmada ____	Atividade, derrame.
Tipo Estressor			Óleo, Biocida, Metal, Clorados
Meio Contaminado			Visual; medida; modelo de transporte
Solo			
solo superficial (0 – 1 m profundidade)			
solo subsuperficial (> 1 m profundidade)			
Água superficial			
sedimento			
Água subterrânea			
Direção aparente do escoamento superficial	Montante	Montante	
	Jusante	Jusante	

Há indicação de migração de estressor?	Para solo subsuperficial:	Para solo subsuperficial:	
	Para água superficial:	Para água superficial:	
	Para água subterrânea:	Para água subterrânea:	
Receptor	Indivíduos; População; Serviço Ecossistêmico	Indivíduos; População; Serviço Ecossistêmico	Lista de espécies ameaçadas (nacional, estadual)
Caminho do Contaminante	Meio Contaminado – ponto de exposição	Meio Contaminado – área contígua – ponto de exposição	
Real ou Potencial			
Efeitos (percebidos em)	Indivíduos; População; Serviço Ecossistêmico	Indivíduos; População; Serviço Ecossistêmico	

#### 4.2 - *Habitats*

Habitats identificados dentro da propriedade	
Habitats identificadas dentro de áreas contíguas à propriedade	
O tamanho da propriedade é suficiente para suportar a população de receptores ameaçada?	
O tamanho da propriedade contígua é suficiente para suportar a população de receptores ameaçada?	
A migração de contaminante pode atingir áreas protegidas próximas?	
É possível estimar a faixa de deslocamento dos receptores identificados?	
Existem barreiras suaves ou rígidas entre a fonte de estressores e receptores identificados interna e externamente à área?	

#### 4.3 - *Outros Valores*

Outros valores a proteger:	Monumentos arqueológicos; monumentos históricos; Locais de cultura indígena; quilombos.
----------------------------	---

## 5 – Interpretação dos dados

<b>Superfície da Área Contaminada e Migração do Contaminante</b>	Sim	Não	<b>Observações</b>
O tamanho da propriedade é inferior a 5 hectares			Menor Módulo Fiscal = 5 ha.
Superfície de área contaminada é inferior a 500 m <sup>2</sup>			1% de 5 ha
A superfície da área contaminada tende a estabilizar ou diminuir			Contaminação estável ou diminuindo
<b>Não</b> há migração de contaminante para águas superficiais (atual ou futura)			Contaminantes não alcançam receptores
<b>Receptores</b>			
<b>Não</b> há exposição de espécies sensíveis (atual ou futura)			Não há receptor
<b>Não</b> há sinais de impacto a espécies sensíveis e seus habitats			Sem impactos em receptores ou habitats
<b>Uso do solo e contato com Áreas Protegidas</b>			
Industrial/Comercial			Serviços ecossistêmicos mínimos
Urbano			Serviços ecossistêmicos mínimos
Agrícola			Serviços ecossistêmicos mínimos
Mais de 3 km até Unidade de Conservação; ou distância específica até outro tipo de Área de Proteção Ambiental.			Distância razoável atua como atua como uma zona tampão entre a área protegida e o local contaminado
Barreiras – suaves ou sólidas – restringem contato com Área Protegida			Receptores não conseguem visitar o local contaminado
<b>Integração SQI + Caminho + Exposição</b>			
A contaminação é considerada “de minimis”			
Quantidade ou características da substância não oferecem ameaça significativa.			Ameaça mínima
Baixo potencial de migração			Contaminante não se espalha
Alto potencial de dissipação			Contaminante se dissipa
Baixo potencial de exposição de receptores			Receptores não expostos a contaminantes
A área é considerada “de minimis”			
<b>Não</b> serve como habitat para espécies protegidas.			Tamanho da área não sustentaria população viável
<b>Reúso da Área</b>			
Existe oportunidade clara para reaproveitamento econômico da área? Também para os arredores?			O reaproveitamento de <i>brownfield</i> impede o uso de uma área limpa e pode ser mais econômico

**Anexo 2 – Método AHP para priorizar a execução de ARE em áreas contaminadas por petróleo e derivados**



Método AHP para priorizar a ARE em áreas contaminadas por petróleo e derivados

Instruções para utilização; matriz de julgamento de critérios, matrizes AHP dos doze estudos de caso; e um exemplo de uso da planilha,

### Matriz de julgamento

	Sprop	Sac	MIG asup	RECsen	IMPsen	USO	Dap	Bar	Hab	Reap
Sprop	1	0,333333	0,2	0,125	0,111111	0,333333	0,2	0,2	0,2	1
Sac	3	1	0,333333	0,142857	0,111111	3	2	2	0,33	5
MIG asup	5	3	1	0,2	0,2	4	4	4	3	6
RECsen	8	7	5	1	0,5	8	6	6	6	9
IMPsen	9	9	5	2	1	8	8	7	8	9
USO	3	0,333333	0,25	0,125	0,125	1	2	0,333333	0,2	4
Dap	5	0,5	0,25	0,166667	0,125	0,5	1	0,333333	0,5	5
Bar	5	0,5	0,25	0,166667	0,142857	3	3	1	0,333333	5
Hab	5	3	0,333333	0,166667	0,125	5	2	3	1	5
Reap	1	0,2	0,166667	0,111111	0,111111	0,25	0,2	0,2	0,2	1

Escala numérica	Escala de importância	Descrição
1	Igual	Os dois elementos comparados contribuem igualmente para o objetivo
3	Moderada	O elemento comparado é ligeiramente mais importante que o outro
5	Forte	A experiência e o julgamento favorecem fortemente o elemento em relação ao outro
7	Muito Forte	O elemento comparado é muito mais forte que o outro, e tal importância é observada na prática
9	Absoluta	O elemento comparado apresenta o mais alto nível de evidência possível a seu favor
2,4,6,8	Valores intermediários entre dois julgamentos, utilizados quando o avaliador sentir dificuldade em escolher entre dois graus de importância adjacentes	

**Matriz de pesos e CR**

Priorização de ARE				n	10			RI	1,49		
	Sprop	Sac	MIG asup	RECsen	IMPsen	USO	Dap	Bar	Hab	Reap	Peso (wi)
<b>Sprop</b>	1	0,333333	0,2	0,125	0,111111	0,333333	0,2	0,2	0,2	1	<b>0,0180</b>
<b>Sac</b>	3	1	0,333333	0,142857	0,111111	3	2	2	0,333333	5	<b>0,0572</b>
<b>MIG asup</b>	5	3	1	0,2	0,2	4	4	4	3	6	<b>0,1136</b>
<b>RECsen</b>	8	7	5	1	0,5	8	6	6	6	9	<b>0,2470</b>
<b>IMPsen</b>	9	9	5	2	1	8	8	7	8	9	<b>0,3220</b>
<b>USO</b>	3	0,333333	0,25	0,125	0,125	1	2	0,333333	0,2	4	<b>0,0383</b>
<b>Dap</b>	5	0,5	0,25	0,166667	0,125	0,5	1	0,333333	0,5	5	<b>0,0429</b>
<b>Bar</b>	5	0,5	0,25	0,166667	0,142857	3	3	1	0,333333	5	<b>0,0601</b>
<b>Hab</b>	5	3	0,333333	0,166667	0,125	5	2	3	1	5	<b>0,0843</b>
<b>Reap</b>	1	0,2	0,166667	0,111111	0,111111	0,25	0,2	0,2	0,2	1	<b>0,0166</b>
										<b>CR</b>	<b>0,099</b>

**Matriz de pesos e prioridades**

Peso * prioridade									
0,01801	0,01905	0,02271	0,03088	0,03578	0,01277	0,00858	0,01202	0,01687	0,01663
0,05403	0,05716	0,03786	0,03529	0,03578	0,11489	0,08578	0,12023	0,02811	0,08316
0,09005	0,17147	0,11357	0,0494	0,0644	0,15319	0,17156	0,24046	0,25298	0,09979
0,14408	0,40009	0,56784	0,24702	0,16099	0,30638	0,25733	0,36069	0,50596	0,14968
0,16209	0,5144	0,56784	0,49404	0,32199	0,30638	0,34311	0,4208	0,67462	0,14968
0,05403	0,01905	0,02839	0,03088	0,04025	0,0383	0,08578	0,02004	0,01687	0,06653
0,09005	0,02858	0,02839	0,04117	0,04025	0,01915	0,04289	0,02004	0,04216	0,08316
0,09005	0,02858	0,02839	0,04117	0,046	0,11489	0,12867	0,06011	0,02811	0,08316
0,09005	0,17147	0,03786	0,04117	0,04025	0,19149	0,08578	0,18034	0,08433	0,08316
0,01801	0,01143	0,01893	0,02745	0,03578	0,00957	0,00858	0,01202	0,01687	0,01663

Σ	Σ/Priori
0,19329	10,7322
0,65227	11,4122
1,40686	12,3879
3,10007	12,5499
3,95496	12,283
0,40011	10,4473
0,43584	10,162
0,64913	10,7982
1,00589	11,9284
0,17526	10,5382
lamb_max	11,3239
<b>CI</b>	<b>0,1471</b>

## Aplicação

**TABELA A - Critérios**

Critérios	Descrição sucinta	Faixa de Critérios			
		1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	5	15	50	200
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	500	1.000	5.000	10.000
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	Muito difícil	Difícil	Pouco provável	Provável
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	Ausentes	Possível	Relatos	Presentes
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	Ausente	Improvável	Relatos	Verificado
<b>USO</b>	Uso do solo	Industrial/Comercial	Urbano	Rural	Natural
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	3.000	1.000	100	30
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	Muros/Estradas	Ruas	Estruturas	Relevo
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	Inapropriadas	Muito restritas	Pouco prováveis	Favoráveis
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	Evidente	Possível	Negociável	Impedido

**TABELA B - Planilha Normalizada**

Critérios	Descrição sucinta	Faixa de Critérios			
		1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,025	0,075	0,250	1,000
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,050	0,100	0,500	1,000
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>USO</b>	Uso do solo	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,250	0,500	0,750	1,000

**TABELA C - Critérios multiplicados pelos pesos**

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105	0,0004503	0,0013508	0,0045026	0,0180105
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945	0,0028578	0,0057156	0,0285780	0,0571559
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779	0,0283919	0,0567839	0,0851758	0,1135678
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084	0,0617550	0,1235100	0,1852651	0,2470201
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366	0,0804966	0,1609932	0,2414898	0,3219864
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744	0,0191488	0,0287232	0,0382976
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702	0,0107222	0,0214444	0,0321665	0,0428887
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497	0,0150286	0,0300572	0,0450859	0,0601145
<b>Hab</b>	Condições para Hábital	0,084327197	0,0210818	0,0421636	0,0632454	0,0843272
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578	0,0083156	0,0124735	0,0166313
	Somatório	1,00				

TABELA 1 - Estudo de caso 1

Oleoduto bairro residencial

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105		0,0013508		
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779			0,0851758	
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084			0,1852651	
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366		0,1609932		
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645		0,0191488		
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702	0,0107222			
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497		0,0300572		
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197		0,0421636		
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286			0,0124735	
	Somatório	1,00	0,5530658			

TABELA 2 - Estudo de caso 2

Metalúrgica

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105		0,0013508		
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945	0,0028578			
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779	0,0283919			
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084	0,0617550			
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366	0,0804966			
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702		0,0214444		
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497	0,0150286			
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197	0,0210818			
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00	0,2461391			



TABELA 3 - Estudo de caso 3

Refinaria

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105				0,0180105
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945	0,0028578			
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779	0,0283919			
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084	0,0617550			
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366	0,0804966			
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702		0,0214444		
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497	0,0150286			
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197	0,0210818			
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00	0,2627989			

TABELA 4 - Estudo de caso 4

Oleoduto em UC

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105				0,0180105
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945			0,0285780	
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779				0,1135678
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084				0,2470201
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366				0,3219864
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645				0,0382976
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702				0,0428887
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497				0,0601145
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197				0,0843272
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286				0,0166313
	Somatório	1,00	0,9714220			

Distribuição de derivados

TABELA 5 - Estudo de caso 5

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105		0,0013508		
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779		0,0567839		
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084	0,0617550			
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366	0,0804966			
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645		0,0191488		
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702	0,0107222			
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497	0,0150286			
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197	0,0210818			
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00	0,2762411			

Fazenda  
Experimental

TABELA 6 - Estudo de caso 6

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105			0,0001029	
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779			0,0851758	
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084			0,1852651	
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366		0,1609932		
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645			0,0287232	
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702	0,0107222			
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497		0,0300572		
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197				0,0843272
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286				0,0166313
	Somatório	1,00	0,6077138			

TABELA 7 - Estudo de caso 7

Indústria Química

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105	0,0004503			
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779			0,0851758	
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084		0,1235100		
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366	0,0804966			
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702			0,0321665	
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497		0,0300572		
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197		0,0421636		
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00	0,4134679			

TABELA 8 - Estudo de caso 8

Viação

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105	0,0004503			
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945	0,0028578			
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779	0,0283919			
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084		0,1235100		
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366		0,1609932		
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702			0,0321665	
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497			0,0450859	
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197		0,0421636		
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286		0,0083156		
	Somatório	1,00	0,4535093			

TABELA 9 - Estudo de caso 9

Posto de serviços

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105	0,0004503			
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779			0,0851758	
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084			0,1852651	
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366		0,1609932		
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702			0,0321665	
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497			0,0450859	
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197		0,0421636		
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286		0,0083156		
	Somatório	1,00	0,5749060			

TABELA 10 - Estudo de caso 10

Fundição

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105		0,0013508		
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779			0,0851758	
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084			0,1852651	
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366		0,1609932		
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702	0,0107222			
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497			0,0450859	
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197		0,0421636		
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00	0,5502043			



TABELA 11 - Estudo de caso 11

Papel

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105				0,0180105
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779			0,0851758	
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084		0,1235100		
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366	0,0804966			
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702	0,0107222			
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497		0,0300572		
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197		0,0421636		
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00	0,4095838			

TABELA 12 - Estudo de caso 12

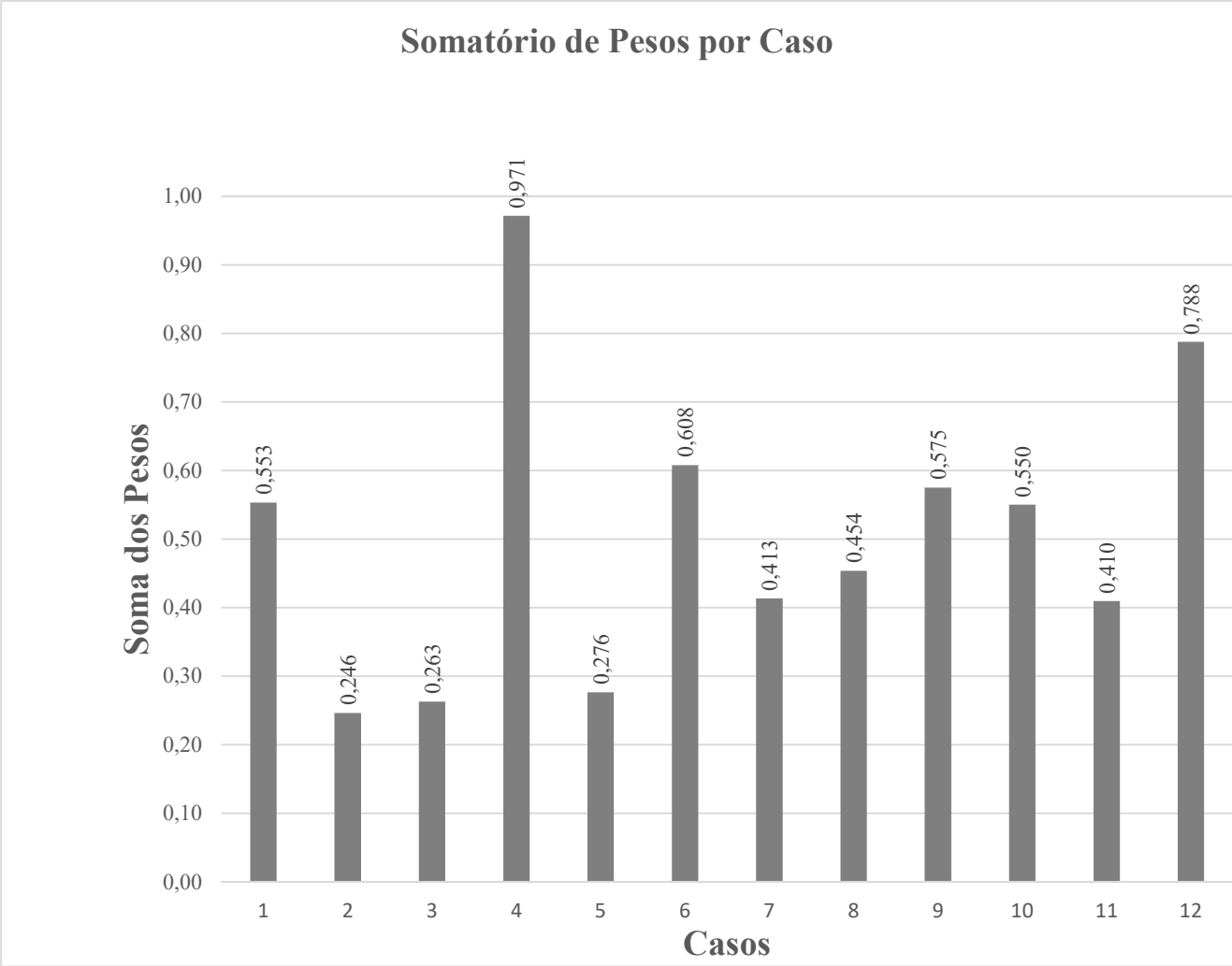
Papel

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105			0,0045026	
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945		0,0057156		
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779				0,1135678
<b>RECsens</b>	Receptores sensíveis	0,247020084				0,2470201
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366			0,2414898	
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744			
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702			0,0321665	
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497			0,0450859	
<b>Hab</b>	Condições para Hábital	0,084327197				0,0843272
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578			
	Somatório	1,00	0,7876077			

**TABELA D - Consolidação dos resultados dos casos 1 a 12**

<b>Caso</b>	<b>Somatório de pesos por caso</b>
1	0,5530658
2	0,2461391
3	0,2627989
4	0,9714220
5	0,2762411
6	0,6077138
7	0,4134679
8	0,4535093
9	0,5749060
10	0,5502043
11	0,4095838
12	0,7876077

Gráfico com somatórios de pesos dos 12 casos



## EXEMPLO DE USO DA PLANILHA

Defina os valores para cada critério, segundo as características da área de interesse, sendo somente 1 valor por critério, como indicado em negrito.

Depois de preenchidos os campos em amarelo, mantenha os valores correspondentes na Tabela 1 e apague os demais. Fazer isso para todas os Estudos de caso na ABA Aplicação.

**TABELA A - Critérios**

Critérios	Descrição sucinta	Faixa de Critérios			
		1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	5	<b>15</b>	50	200
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	<b>500</b>	1.000	5.000	10.000
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	Muito difícil	Difícil	Pouco provável	<b>Provável</b>
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	Ausentes	Possível	<b>Relatos</b>	Presentes
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	Ausente	Improvável	<b>Relatos</b>	Verificado
<b>USO</b>	Uso do solo	Industrial/Comercial	Urbano	<b>Rural</b>	Natural
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	3.000	1.000	100	<b>30</b>
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	Muros/Estradas	<b>Ruas</b>	Estruturas	Relevo
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	Inapropriadas	Muito restritas	Pouco prováveis	<b>Favoráveis</b>
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	Evidente	Possível	<b>Negociável</b>	Impedido

**TABELA B - Planilha Normalizada**

Critérios	Descrição sucinta	Faixa de Critérios			
		1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,025	0,075	0,250	1,000
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,050	0,100	0,500	1,000
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>USO</b>	Uso do solo	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,250	0,500	0,750	1,000
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,250	0,500	0,750	1,000

**TABELA C - Critérios multiplicados pelos pesos**

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105	0,0004503	0,0013508	0,0045026	0,0180105
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945	0,0028578	0,0057156	0,0285780	0,0571559
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779	0,0283919	0,0567839	0,0851758	0,1135678
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084	0,0617550	0,1235100	0,1852651	0,2470201
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366	0,0804966	0,1609932	0,2414898	0,3219864
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645	0,0095744	0,0191488	0,0287232	0,0382976
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702	0,0107222	0,0214444	0,0321665	0,0428887
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497	0,0150286	0,0300572	0,0450859	0,0601145
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197	0,0210818	0,0421636	0,0632454	0,0843272
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286	0,0041578	0,0083156	0,0124735	0,0166313
	Somatório	1,00	2,4307054			

**TABELA EXEMPLO - Estudo de caso EXEMPLO**

Variável	Descrição sucinta	Pesos (Wi)	Faixa de Critérios			
			1	2	3	4
<b>Sprop</b>	Tamanho da propriedade (ha)	0,0180105		0,0013508		
<b>Sac</b>	Superfície área contaminada (m <sup>2</sup> )	0,057155945	0,0028578			
<b>MIG asup</b>	Migração de contaminante para águas superficiais	0,113567779				0,1135678
<b>RECsen</b>	Receptores sensíveis	0,247020084			0,1852651	
<b>IMPsen</b>	Impacto a espécies sensíveis	0,321986366			0,2414898	
<b>USO</b>	Uso do solo	0,038297645			0,0287232	
<b>Dap</b>	Distância até Área Protegida (m)	0,042888702				0,0601145
<b>Bar</b>	Barreiras até Área Protegida	0,060114497		0,0300572		
<b>Hab</b>	Condições para Hábitat	0,084327197				0,0843272
<b>Reap</b>	Reaproveitamento econômico da área	0,016631286			0,0124735	
	Somatório	1,00	0,7602268			