

**Estudo de procedimentos para avaliação dos riscos  
para a saúde humana em áreas contaminadas por  
substâncias perigosas**

**Edilson de Campos Franzini**

Dissertação apresentada ao Programa de  
Pós-Graduação em Saúde Pública da  
Faculdade de Saúde Pública da  
Universidade de São Paulo para obtenção do  
título de Mestre em Saúde Pública.

Área de concentração: Saúde Ambiental  
Orientadora: Profª. Dra. Adelaide Cassia  
Nardocci

**São Paulo**

**2005**



Autorizo, exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, por processos fotocopiadores. Ao usá-lo, cite a fonte.

Assinatura:

06 de Fevereiro de 2005

## **AGRADECIMENTOS**

Os meus sinceros agradecimentos à minha orientadora, Profa. Dra. ADELAIDE CÁSSIA NARDOCCI que se dedicou na orientação e me incentivou até a conclusão deste trabalho acadêmico.

Ao Prof. Dr. CARLOS CELSO DO AMARAL E SILVA pela acolhida primeira na Faculdade de Saúde Pública e pelo incentivo para o prosseguimento dos estudos.

Aos Professores da Faculdade de Saúde Pública pela dedicação com que ministraram as disciplinas buscando sempre fornecer as bases para a condução dos trabalhos científicos.

À Doutoranda NANJI GEROLDO RICHTER pela gentil colaboração na revisão gramatical do texto.

## RESUMO

FRANZINI, E.C. **Estudo de procedimentos para avaliação dos riscos para a saúde humana em áreas contaminadas por substâncias perigosas.** São Paulo; 2004. [Dissertação de Mestrado – Faculdade de Saúde Pública da USP].

**Objetivo.** A contaminação ambiental por resíduos perigosos teve início há várias décadas, sendo que, somente a partir da década de 1970, começou-se a dar mais atenção às suas conseqüências sobre o meio ambiente e sobre a saúde humana. As decisões sobre as providências que devem ser tomadas, ou ainda, se devem ser tomadas algumas providências, têm sido auxiliadas pelas técnicas de avaliação de riscos. Este estudo objetiva o levantamento e análise dos procedimentos, metodologias e critérios principais empregados para estas avaliações de risco, utilizados pelas agências americanas ATSDR (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry*) e USEPA (*United States Environmental Protection Agency*) e também pelo órgão ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Metodologia.** Esta análise comparativa tem como objeto os manuais de avaliação de riscos de áreas contaminadas elaborados pela ATSDR, USEPA e CETESB. Serão investigados os aspectos referentes à metodologia e aos critérios utilizados pelas agências, que têm na análise de risco uma ferramenta auxiliar na tomada de decisões sobre ações em áreas contaminadas por substâncias perigosas, na priorização destas ações e dos investimentos necessários. **Resultados.** A utilização da análise de risco nas avaliações de saúde humana desenvolvidas pelas agências estudadas apresenta aspectos diferentes sem, contudo, serem divergentes, e sim complementares. Fornece informações e permitem conclusões que podem auxiliar os tomadores de decisão. Facilitam a organização das informações para a comunicação ao público sobre os riscos oferecidos por determinada área. Auxiliam no planejamento do uso e ocupação do solo. **Conclusão.** Avaliações de risco conjuntas das áreas de saúde e ambiente podem oferecer conclusões mais completas e uniformes às autoridades e comunidades, auxiliando a tomada de decisões e evitando a comunicação divergente para a comunidade envolvida.

**Descritores:** Área contaminadas; Avaliação de riscos; Saúde humana; gerenciamento de riscos.

## SUMMARY

FRANZINI, E.C. **Estudo de procedimentos para avaliação dos riscos para a saúde humana em áreas contaminadas por substâncias perigosas.** [Study of human health risk assessment procedures on hazardous waste sites] São Paulo (BR); 2004. [Master's Degree Dissertation – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo Brasil].

**Objective.** Hazardous waste environmental contamination started many decades ago. Only after 1970's attention was driven to the environmental and human health consequences of these contaminations. Decisions about what must be done, even if something needs to be done, have been taken based on risk analysis. This study objects to the analysis of main procedures, methodologies and criteria used by two North American agencies, ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry and the USEPA - United States Environmental Protection Agency, and by the São Paulo State environmental organ, CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Methodology.** This descriptive study has its basis of analysis on the hazardous waste site risk evaluation manuals developed by the agencies ATSDR, USEPA and CETESB. Aspects regarding methodology and criteria used by these agencies will be investigated. **Results.** The use of human health risk assessment developed by the agencies under study has different aspects without being divergent, but complementary. They supply information that lead to conclusions which are useful for the decision makers. They allow better information organization and make communication with communities easier and more effective. It is auxiliary tool to planning and land use polices. **Conclusions.** Human risk assessment may offer more complete and uniform conclusions if a task force that comprises professional of health and environmental areas work side by side.

**Descriptors:** Risk assessment; Environmental health; Health risk evaluation

## ÍNDICE

1.	INTRODUÇÃO	1
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	9
2.1	Complexidade técnico metodológica	9
2.2	Riscos e Avaliações de Risco	9
2.3	Procedimentos para Avaliação de Risco	11
3.	OBJETIVOS	20
3.1	Objetivo Geral	20
3.2	Objetivos Específicos	20
4.	METODOLOGIA	21
4.1	Objeto de Estudo	21
4.2	Justificativa	21
4.3	Roteiro Metodológico	22
5.	A ABORDAGEM DAS ÁREAS CONTAMINADAS NO BRASIL	23
5.1	Casos de Áreas Contaminadas no Estado de São Paulo	23
5.2	Setor Saúde	36
5.2.1	Vigilância Ambiental – Legislação	37
5.3	A abordagem das áreas contaminadas nos Estados Unidos da América	39
5.4	Elementos de análise das agências ATSDR, USEPA e CETESB	41
5.4.1	Das características das agências	41
a.	Natureza da Agência	41
b.	Escopo	43
c.	Objeto de atuação – bens a proteger	47
d.	Papel da avaliação de riscos em áreas contaminadas	49
e.	Tomada de decisão	51
5.4.2	Da avaliação de riscos	53
a.	Foco da avaliação de riscos	53
b.	Abordagem	56
c.	Especificidade com relação à área	57

d.	Amostragem	57
e.	Ponderação das evidências	59
f.	Utilização de modelos matemáticos	61
g.	Atenção a grupos mais susceptíveis	63
h.	Comunicação e participação da comunidade afetada	65
i.	Consideração da relação custo x benefício	66
j.	Etapas da avaliação de riscos em áreas contaminadas	68
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS - RECOMENDAÇÕES	89
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93



## ABREVIATURAS

AC – Área Contaminada

ATSDR – *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* – Agência para Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças

CARACAS – *Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites* – Ação Conjunta na Avaliação de Riscos para Áreas Contaminadas

CEC – *Commission of the European Communities* – Comissão das Comunidades Européias

CENEPI – Centro Nacional de Epidemiologia

CERCLA – *Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act*

CERCLIS - *Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability System*

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CLARINET – *Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies in Europe* – Ação Conjunta de Reabilitação de Áreas Contaminadas para Tecnologias Ambientais na Europa

CPSC – *Consumer Product Safety Commission* – Comissão de Segurança de Produtos do Consumidor

EUA – Estados Unidos da América

FDA – *Food and Drug Administration* – Administração de Alimentos e Medicamentos

HRS – *Hazard Ranking System* – Sistema de Pontuação de Perigo

LOAEL – *Lowest observed adverse effect level* – Nível de menor efeito adverso observado

MS – *Margin Safety* – Margem de Segurança

NICOLE – *Network for Industrially Contaminated Land in Europe* – Rede para Áreas Contaminadas na Europa

NPL – *National Priority List* – Lista Nacional de Prioridades

NRC – *National Research Council* – Comitê Nacional de Pesquisa Norte Americano

NOAEL – *No observed adverse effect level* – Nível de efeitos adversos não observados

OSHA – *Occupational Safety and Health Administration* – Administração de Segurança e Saúde Ocupacional

OMS – Organização Mundial da Saúde

ONU – Organização das Nações Unidas

RAGS – *Risk Assessment Guide for Superfund*

RCRA – *Resource Conservation and Recovery Act*

RME – *Reasonable Maximum Exposure* – Exposição Máxima Razoável

RfD – *Reference Dose* – Dose de Referência

RMSP – Região Metropolitana de São Paulo

SCOPE – *Scientific Committee on Problems of the Environment* – Comitê Científico para Problemas do Meio Ambiente

SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente

SNVA – Sistema Nacional de Vigilância Ambiental

SUS – Sistema Único de Saúde

SVS – Secretaria de Vigilância em Saúde

TCL – *Target Compound List* – Lista de Compostos Alvo

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

## 1 INTRODUÇÃO

Uma das dificuldades criadas pela industrialização foi o gerenciamento dos produtos químicos perigosos, especialmente os resíduos resultantes de processos industriais, de distribuição, de armazenagem, entre outros. Isto fez com que estes materiais tivessem como destino final o solo. “O solo foi considerado um receptor ilimitado de material rejeitado pela indústria e sociedade” (CETESB 1999a).

Apenas a partir da década de 1970 a questão dos resíduos industriais começou a receber atenção, motivada particularmente por alguns acontecimentos importantes como o de *Love Canal*, nos Estados Unidos da América (EUA), *Lekkerkirk*, na Holanda e *Ville la Salle*, no Canadá. Estes eventos chamaram a atenção para a importância dos danos causados ao meio ambiente, em especial ao solo e ao homem pela disposição inadequada de resíduos perigosos.

O caso de *Love Canal* (EUA) é um caso clássico da problemática associada à disposição inadequada dos resíduos sólidos. Nos anos de 1890, em *Niagara Falls*, foi iniciado um projeto de desenvolvimento comunitário, cuja idéia central era a construção de um canal trazendo água do rio Niagara para a geração de energia elétrica. Entretanto, apenas parte do canal fora construída e o projeto foi definitivamente interrompido. Entre os anos de 1942 e 1953 este canal foi usado, primeiramente, por uma empresa denominada *Kooker Chemical Company* para disposição de resíduos químicos oriundos da produção de pesticidas, sendo em sua maioria, Lindane (hexaclorociclohexano), clorobenzeno e outros (hidrocarbonetos) compostos clorados (SANCHEZ 2001).

Em 1953, a área já estava esgotada e foi coberta com uma camada de argila. Nos 10 a 15 anos seguintes, construções residenciais e uma escola foram edificadas nas imediações do canal. A construção das ruas e das instalações hidráulicas e de saneamento danificaram a camada de argila, permitindo que as águas de chuva e de derretimento da neve penetrassem no depósito, favorecendo o transporte dos produtos

para o solo superficial e os agravos à saúde. No ano de 1978, as primeiras ações de remediação e remoção da comunidade que habitava a área foram iniciadas (ANDELMAN 1987)

Neste mesmo ano, 1978, houve outro caso, desta vez na Europa, em *Lekkerkirk* (Holanda), envolvendo 268 casas, que foram construídas sobre um aterro industrial desativado. Entre os principais problemas observados estavam a presença de fortes odores causados pela volatilização dos compostos orgânicos presentes no solo e danos às tubulações de água e esgoto com conseqüente penetração destes resíduos nas tubulações. Neste caso, a remediação envolveu a retirada do solo contaminado e consumiu 65 milhões de dólares americanos (SANCHEZ 2001).

Nos Estados Unidos da América, em 1980, foi criado um programa específico para o enfrentamento da problemática das áreas contaminadas, o qual incluiu a criação de um fundo, denominado *Superfund*, com a finalidade de prover a Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (*U.S. Environmental Protection Agency* – USEPA) com recursos financeiros extras para serem aplicados na limpeza e recuperação destas áreas (LONG 1982). Os recursos são arrecadados junto às empresas potencialmente poluidoras e empregados na remediação das áreas, que por algum motivo, não foi possível identificar o responsável pela contaminação (ANDELMAN 1987).

A preocupação e a dimensão dos problemas relacionados às áreas contaminadas não são diferentes em outros países. Na Alemanha, os custos para solucionar os problemas existentes de contaminação do solo chegavam, na data da estimativa, a quase USD 50 bilhões (CETESB 1999a).

Na Holanda, no ano de 1995, cerca de 300.000 áreas eram suspeitas de estarem contaminadas, sendo estimado o valor de 13 bilhões de euros para a remediação destas áreas. Na Suíça, a estimativa era de cerca de 50.000 áreas contaminadas que consumiriam mais de 3 bilhões de euros para sua remediação. Na Suécia, até 1999,

estimava-se em 22.000 o número de áreas contaminadas (FERGUSON 1999). Isto indica que a estimativa de que na Comunidade Européia houvesse cerca de 300.000 áreas contaminadas poderia estar subestimada (CETESB 1999a).

No Brasil, apesar de não existirem, até o momento, dados oficiais da quantidade de áreas contaminadas, estima-se que este número seja muito grande. O Estado de São Paulo é o único a possuir, atualmente, um cadastro de áreas contaminadas identificadas, o qual até outubro de 2003 registrava 727 locais (CETESB 2003).

Dados do cadastro da CETESB até novembro de 2004, indicam a existência de 1.336 áreas contaminadas no Estado de São Paulo (CETESB 2004).

Alguns destes casos ganharam grande repercussão na sociedade e são ainda objetos de grande conflito social, especialmente no que se refere à quantificação dos impactos à saúde da população atingida.

Exemplos destas situações são a contaminação por resíduos de pesticidas, em Cidade dos Meninos, no Estado do Rio de Janeiro; a contaminação por chumbo em Santo Amaro da Purificação, na Bahia; o Conjunto Habitacional Barão de Mauá (Mauá - SP) construído sobre um antigo depósito de resíduos industriais; o Centro Industrial da Shell, em Paulínia -SP e sua base de estocagem de combustíveis na Vila Carioca, na cidade de São Paulo; a contaminação por chumbo em Bauru -SP; e o aterro Mantovani onde resíduos tóxicos que foram despejados em aterro desativado desde 1987.

Além dos casos de contaminação por disposição inadequada de resíduos e/ou substâncias perigosas, há também os locais da desativação de empresas que não empregaram planos de encerramento ou plano de recuperação para as áreas degradadas como forma de anular o passivo ambiental gerado nos locais de disposição de resíduos (SANCHEZ 2001). É o caso da área contaminada no antigo complexo das Indústrias Reunidas Francisco Matarazzo, em São Caetano do Sul - SP, onde a desativação iniciada

em 1975 e concluída em 1986 (CUNHA 1997) não contemplou um plano para esta desativação implementando medidas técnicas que pudessem evitar a contaminação do meio ambiente e a exposição humana a substâncias químicas perigosas.

A Bélgica, por exemplo, procurou prevenir casos como estes com a inclusão em sua legislação da obrigatoriedade da condução de investigação do solo em casos de transferência de propriedade e de encerramento de instalações que fossem potencialmente poluidoras (FERGUSSON 1999).

O estudo e enfrentamento desses problemas, em geral são bastante complexos, envolvendo desde questões de saúde das comunidades expostas, estudos ambientais diversos e recursos técnicos, humanos e financeiros elevados. Entretanto, os aspectos relacionados à saúde da população exposta às substâncias perigosas, em particular, a avaliação dos riscos envolvidos tem demandado grande parte da atenção e dos esforços envolvidos.

A avaliação dos riscos associados às áreas contaminadas por substâncias perigosas é um processo muito amplo e que envolve não apenas a comunidade científica, mas também órgãos governamentais, empresas e a populações expostas. Tal complexidade faz com que sejam necessárias ações articuladas pelas partes envolvidas buscando a criação de um arcabouço jurídico, técnico, político e de informação e participação da sociedade. Esta abordagem consolidada do assunto, embora já existente em outros países, somente agora está sendo objeto de estudos por parte das autoridades brasileiras, bem como por parte das instituições de pesquisa científica e acadêmica.

Na Europa, a abordagem global da problemática de áreas contaminadas por substâncias perigosas e da exposição humana a estas substâncias, a partir da avaliação de riscos, foi recomendada pelo Fórum Comum para Áreas Contaminadas na União Européia, em 1994, e resultou na iniciativa de Ação Conjunta na Avaliação de Riscos

para Áreas Contaminadas (*Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites – CARACAS*).

Esta iniciativa, cujos fundos provém do Programa de Meio Ambiente e Clima da Comissão das Comunidades Europeias (*Commission of the European Communities – CEC*) com apoio dos países participantes, iniciou seus trabalhos em 1996 e tem sido conduzida por mais de 50 cientistas e especialistas em políticas ambientais de 16 países europeus. Tem como foco as áreas de toxicologia humana, avaliação de risco ecológico, destinação e transporte de contaminantes, investigação e análise de áreas, modelos, valores guia e de referência ‘rápida’ e metodologias de avaliação de riscos (FERGUSON 1999).

Teve lugar também na Europa, objetivando o gerenciamento de áreas contaminadas, uma iniciativa internacional denominada CLARINET - *Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies in Europe* - que tinha como objetivos principais a identificação dos meios para o efetivo e sustentável gerenciamento de áreas contaminadas, para garantir o uso ou reuso seguro destas áreas, a redução da poluição da água gerada e a manutenção da funcionalidade do ecossistema do solo e das águas superficiais e subterrâneas. Apresentou como foco os procedimentos atuais de gerenciamento baseado no risco dos países membros procurando avaliar o estado da arte atual e estimular a colaboração científica nas necessidades de pesquisa identificadas na Europa (AFEA 2002). Outras iniciativas também se juntaram a esta: a Rede para Áreas Industrialmente Contaminadas na Europa (*Network for Industrially Contaminated Land in Europe – NICOLE*); o Centro de Redução de Riscos para Áreas Contaminadas nos Países da Europa Oriental e Central (*Risk Abatement Centre for Contaminated Sites in Central and Eastern European Countries*), entre outras. Mas, apesar da recomendação feita pelo Fórum Comum para Áreas Contaminadas na União Européia, os países ainda tratam o assunto de acordo com as leis, as necessidades e as limitações locais.

O Reino Unido, apesar de ter sido um dos pioneiros no uso de concentrações-de-ação como valores de referência para contaminações do solo como ferramenta auxiliar na tomada de decisão nas avaliações de risco, até 1999, ainda não havia aprovado um enquadramento legal específico para gerenciamento de áreas contaminadas. A Dinamarca, por sua vez, tem este enquadramento legal, apesar das deficiências apresentadas, desde 1983 (FERGUSON 1999).

A Alemanha, outra pioneira no estabelecimento de sistemas de abordagens de *áreas contaminadas*, tem uma multiplicidade de requisitos legais e padrões para remediação de solo que se desenvolveram em diferentes partes do país (FERGUSON 1999). O governo federal pode estabelecer valores limite ou de ação, acima dos quais ações de remediação são necessárias. Há também valores de alerta, que são limites acima dos quais a necessidade de ações de remediação será determinada por investigações e avaliações de risco específicas. Estes valores de alerta são baseados em risco à saúde humana. Os riscos à saúde humana e o uso do solo são considerados no contexto de cada tipo de via de exposição (AFEA 2002).

Na Holanda, em 1997, a política de remediação de áreas contaminadas para múltiplos usos foi substituída por uma menos rígida, que busca adequar o nível de remediação ao uso do solo (FERGUSON 1999). A avaliação inicial da contaminação do solo tem como base a utilização de valores genéricos de referência. A urgência ou não de ações de remediação é que envolve avaliações de risco específicas e uma série de valores conservadores (AFEA 2002).

A Áustria, como um dos países cujo abastecimento de água potável depende quase que na sua totalidade de águas subterrâneas, tem no Ato Federal da Água (*Federal Water Act*) sua maior legislação com respeito às áreas contaminadas, sem que haja referência à avaliação de riscos. O ato federal para remediação de áreas contaminadas (*Federal Act on Remediation of Contaminated Sites*) menciona a necessidade de avaliação de riscos para as áreas industriais que apresentem sérios riscos ao meio



ambiente, sem que haja definições legais ou diretrizes esclarecendo tais procedimentos, sendo que os atuais para avaliação de riscos não se referem a cálculos de ingestão humana ou ao uso de modelos de exposição (AFEA 2002).

Valores de referência de qualidade do solo são utilizados pela Bélgica como os limites que obrigam ou não a remediação. Quando estes valores são ultrapassados em casos de contaminações posteriores a outubro de 1995, a remediação é obrigatória. Em contaminações anteriores a obrigatoriedade existe somente se o risco for considerado inaceitável. Esta condição de risco inaceitável é determinada em avaliações de riscos com critérios igualmente restritivos em todos os casos, sendo que, dependendo do uso do solo, diferentes cenários para os receptores são definidos, resultando em diferentes concentrações, as quais são aceitas sem oferecer riscos. Há diferentes e específicas avaliações de risco para os cinco diferentes tipos de uso de solo estabelecidos pela legislação: natural, agrícola, residencial, recreacional e industrial (AFEA 2002).

Para as autoridades dinamarquesas a existência de risco de baseia em valores genéricos, havendo diferentes níveis de restrição a de avaliação de riscos dependendo, por exemplo, dos recursos naturais ou da sensibilidade da área. Valores de qualidade do solo, baseados em critérios toxicológicos e valores de corte que são, normalmente, dez vezes os valores de qualidade de solo, são os dois critérios para remediação. Exceção se faz quando o contaminante apresenta toxicidade aguda. Neste caso, os valores de referência são iguais (AFEA 2002).

Na Finlândia, os processos de remediação de áreas contaminadas são regulados pelo Ato de Proteção Ambiental (*Environmental Protection Act*). Este ato, até meados 2001, não incluía menção específica sobre a avaliação de riscos, sendo que as decisões de gerenciamento de riscos têm sido baseadas em valores genéricos fixos. Em alguns casos onde valores objetivos específicos para uma área devem ser calculados, são utilizados os valores de referência estabelecidos pela USEPA, OMS, etc. (AFEA 2002).

A França utiliza duas etapas sucessivas de avaliação de risco: uma simplificada e outra detalhada. A avaliação simplificada utiliza valores genéricos ou limites para pontuar os níveis de impacto esperados em função do uso futuro do solo. Valores-guia nacionais são calculados para a principal via de exposição e definidos para usos sensíveis como o residencial, e não sensíveis como o industrial. Somente a avaliação de risco à saúde humana e os riscos às fontes de água são considerados na avaliação simplificada. Na segunda etapa, uma avaliação quantitativa é conduzida, considerando outros aspectos, tais como, receptores específicos, abastecimento de água, ecossistemas envolvidos, etc. (AFEA 2002).

Para as autoridades suecas, os valores-guia são valores que não podem ser excedidos sem risco para a saúde humana e ambiental. Existem também os valores de referência para solo, águas e sedimentos marinhos que refletem tanto os níveis naturais de substâncias relevantes quanto os níveis de contaminação e estão vinculados à avaliação de riscos. Há três fases na avaliação de riscos: a classificação do risco, a avaliação simplificada de risco e a avaliação detalhada de risco. As áreas são então classificadas de classe 1 (risco muito alto) a classe 4 (baixo risco) (AFEA 2002).

No Brasil, o Estado de São Paulo foi o primeiro a estabelecer um procedimento para gerenciamento de áreas contaminadas, do qual a análise de riscos é parte integrante, e tem como objetivo proteger bens expostos a agentes perigosos. Desta forma, a avaliação de riscos à saúde humana é hoje uma ferramenta indispensável para o gerenciamento de área contaminadas nos mais diversos países.

## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Complexidade técnico-metodológica**

Nos últimos anos observa-se um rápido crescimento populacional, um acelerado processo de urbanização das sociedades e, paralelamente, um desenvolvimento bastante acentuado de estudos que procuram relacionar a saúde ao ambiente.

A primeira conferência da ONU sobre o meio ambiente, em 1972, colocou a saúde humana no centro das preocupações, articulada ao meio ambiente e ao desenvolvimento, ou seja, associou desenvolvimento, proteção do ambiente, preservação da saúde e promoção do bem estar humano.

Saúde e ambiente estando intimamente vinculados tornam o campo do conhecimento no qual se situa a questão das relações saúde/ambiente multidisciplinar e comportando uma diversidade de abordagens e articulações interdisciplinares e transdisciplinares.

Face ao exposto, pode-se considerar que as situações de risco para a saúde humana só poderão ser tratadas adequadamente, se encaradas como um sistema complexo, não compatível com abordagens reducionistas. O objeto da saúde ambiental, ou seja, as relações entre saúde e ambiente, não podem ser tratadas em uma única disciplina (MS 2002).

### **2.2 Riscos e Avaliações de Riscos**

O ato de correr riscos tem acompanhado o homem desde os primórdios, porém “o estudo sério do risco somente teve início no Renascimento, quando as pessoas se libertaram das restrições do passado e desafiaram abertamente as crenças religiosas” (BERNSTEIN 1997, p.3).

Entre os séculos XIV e XVI todos os países europeus, a oeste da Rússia, sentiram a influência de um movimento denominado “Renascimento”, cujo centro era a Itália e

que fazia florescer as artes e a sabedoria. Foi o “renascimento” da sabedoria clássica (ROBERTS 2001).

Foi nessa época de inovações e explorações que, com o desenvolvimento da compreensão das probabilidades, chegou-se ao núcleo matemático do conceito de risco e “os matemáticos transformaram a teoria das probabilidades em um poderoso instrumento de organização, interpretação e aplicação das informações, surgindo com isto técnicas de administração dos riscos” (BERNSTEIN 1997, p. 5).

O conceito de ‘administração dos riscos’ orienta a tomada de decisões nos mais diversos campos como na alocação de recursos financeiros, na opção pela guerra ou pela paz, na promoção e proteção da saúde e do meio ambiente (BERNSTEIN 1997).

Há várias definições para risco, sendo que todas elas têm em comum a associação entre a probabilidade de ocorrência de evento e a magnitude de suas conseqüências (NARDOCCI 1999). O entendimento de que risco seja uma probabilidade de ocorrência de um evento indesejável, quando levado para o campo da saúde pública, pode ser entendido como a probabilidade de ocorrência de danos à saúde humana.

Tratando-se de substâncias que causem problemas com efeitos sistêmicos, normalmente se assume a existência de um limite de tolerância, abaixo do qual não são esperados efeitos. Para substâncias carcinogênicas assume-se um modelo linear sem limites de tolerância, sendo comum a extrapolação de valores de altas para baixas doses (WHO 2000).

No caso das áreas contaminadas com substâncias perigosas, o risco é probabilidade do desenvolvimento de certos tipos de câncer ou a probabilidade de ocorrência de doenças nos membros de uma população exposta a essas substâncias.

As decisões das autoridades nos campos da saúde pública e da saúde ambiental também são tomadas com base, entre outros fatores, em um processo de avaliação de riscos. Nem sempre a avaliação de riscos na tomada de decisões é um processo sistemático, consistente e consciente, nem mesmo a classificação dos riscos é uma unanimidade entre os atores envolvidos, frente aos diversos interesses destes agentes e às diferentes percepções dos riscos.

As dificuldades tendem a aumentar quando se busca avaliar os riscos que o *desequilíbrio de um ecossistema impõe sobre um outro, ou seja as influências de um ecossistema sobre o outro.*

Por outro lado, conforme CIRONE & DUNCAN (2000) a interconecção entre ecossistemas, saúde e bem estar humanos têm sido uma preocupação crescente entre os acadêmicos, governos e o público. Neste sentido, faz-se necessária a integração entre a saúde humana e os aspectos ecológicos nas avaliações de risco.

A avaliação de riscos, sob este aspecto, visa oferecer aos tomadores de decisões subsídios criteriosamente obtidos para que as políticas de gerenciamento de riscos sejam elaboradas no sentido da preservação da saúde humana do ambiente.

### **2.3 Procedimentos para Avaliação de Risco**

A avaliação de riscos à saúde e ao meio ambiente requer uma abordagem bem definida e estruturada. Algumas organizações têm proposto modelos formais para a avaliação e gerenciamento de riscos que, apesar de se diferenciarem por seus elementos, contribuem para um melhor entendimento dos componentes de tal avaliação.

O Comitê Científico para Problemas do Meio Ambiente [*Scientific Committee on Problems of the Environment – SCOPE*] dos Estados Unidos da América formulou um modelo para a avaliação dos riscos que é constituído de três etapas: a) identificação do

risco que envolve o reconhecimento da existência do risco; b) estimativa do risco: estima quantitativamente a magnitude do risco; e c) avaliação do risco: avalia o significado e aceitabilidade das probabilidades do risco e suas conseqüências (LAVE 1987).

A Real Sociedade [*The Royal Society*], na Inglaterra, divide a avaliação de riscos em duas partes. A primeira denominada ‘estimativa dos riscos’ se refere à identificação e estimativa da probabilidade e magnitude das conseqüências do evento indesejado. A segunda, à ‘avaliação dos riscos’, é um complexo processo de determinar o significado ou valor dos perigos identificados e estimar o risco para aqueles envolvidos ou afetados pela decisão proposta (LAVE 1987).

A Organização Mundial da Saúde – OMS, considerava, até 1987, a avaliação de riscos em três estágios que compreendiam a identificação do perigo, a estimativa do risco e a avaliação do risco. O primeiro estágio requeria a coleta de dados toxicológicos, ecotoxicológicos, clínicos, epidemiológicos e químicos dos agentes envolvidos. A estimativa do risco caracterizava a extensão do dano e a probabilidade de ocorrência do evento. O estágio da avaliação de risco envolvia análise comparativa dos riscos em questão e em riscos aceitáveis, riscos voluntários e outros riscos. Analisava também a aceitabilidade do risco em questão (LAVE 1987).

Atualmente, a OMS divide a avaliação de riscos à saúde humana, originários da exposição a substâncias químicas, em quatro etapas utilizando o mesmo paradigma do Conselho Nacional de Pesquisa dos Estados Unidos da América [*National Research Council – NRC*] – USA (WHO 1999).

Conforme o modelo adotado pelo Conselho Nacional de Pesquisa [*National Research Council - NRC*] dos EUA, a avaliação de riscos à saúde humana usualmente compreende as seguintes etapas: (i) identificação do perigo, (ii) avaliação da relação dose-resposta, (iii) avaliação da exposição e (iv) caracterização do risco (NRC 1983).

**Identificação do perigo:** a fase de identificação do perigo envolve a identificação do agente ou dos agentes em questão, a coleta e avaliação de informações sobre as propriedades físicas, químicas, toxicológicas (NRC 1983) e de acordo com a OMS (1999), busca responder duas questões básicas: (i) se o agente pode causar danos à saúde humana e (ii) sob quais circunstâncias um dano identificado pode ser expresso.

As informações utilizadas para as avaliações dos danos à saúde ou das doenças que possam ter sido produzidos por um produto químico e as condições de exposição sob as quais estes danos ou doenças possam ter ocorrido, podem ser de maneira geral classificadas como: dados epidemiológicos, dados de bioensaios em animais, dados de experimentos *in vitro* e comparações de estruturas moleculares (NRC 1983).

Cada uma das informações têm sua importância e vantagens, assim como também têm suas limitações. A análise de dados epidemiológicos de estudos bem conduzidos e documentados, que demonstrem a existência da relação entre o agente e a doença, são os mais bem aceitos (NRC 1983). No entanto, existem dificuldades que tornam a realização de tais estudos pouco prática, tais como o custo, o tempo prolongado, a difícil detecção de pequenos riscos incrementais, etc. (NARDOCCI 2003). Nestes caso, busca-se então alternativas menos diretas da relação agente-doença (NRC 1983).

Os bioensaios em animais têm grande importância face a falta de informações epidemiológicas para muitas substâncias e podem variar amplamente em propósitos, desenhos e condutas (WHO 1999). Têm a vantagem de dispensar o envolvimento de seres humanos e serem realizados com um melhor controle da exposição, no entanto, requerem a extrapolação dos resultados (NARDOCCI 2003) tanto entre espécies (p. ex.: animais para humanos) quanto em dose e exposição (p. ex.: alta dose e curta exposição para baixa dose longa exposição).

Testes *in vitro* contribuem principalmente na avaliação da genotoxicidade de substâncias, conduzindo à decisão sobre a necessidade ou não de estudos mais profundos. Apresentam a vantagem de não utilizarem animais e sim células, tecidos e órgãos preparados e mantidos em cultura para preservação de suas propriedades e características (WHO 1999).

O Conselho Nacional de Pesquisa Pesquisa [*National Research Council – NRC*] – USA – considera a utilização da comparações de estruturas moleculares de substâncias químicas, admitindo que as propriedades físicas e químicas de substâncias conhecidamente carcinogênicas podem fornecer evidências da potencial carcinogenicidade de outras substâncias (NRC 1983).

A Organização Mundial da Saúde também considera a relação estrutura-atividade, quando não existem dados epidemiológicos nem toxicológicos disponíveis. Esta consideração se baseia na aceitação do fato de substâncias, que atingem e interagem com uma área alvo por um mesmo mecanismo, o fazem como resultado de suas propriedades químicas (WHO 1999).

**Avaliação da exposição:** descreve a natureza e o tamanho da população exposta e o grau e duração da exposição.

Apesar de haver certo consenso no entendimento do significado do termo ‘exposição’ como sendo o contato com o agente, a OMS (WHO 1999) salienta não haver consenso similar sobre se este contato se refere à parte exterior visível do corpo (pele e aberturas como boca, narinas, lesões na pele, etc.) ou às chamadas ‘fronteiras de troca’ ou ‘fronteiras de absorção’ onde ocorre a absorção (pele, pulmão, trato gastrointestinal). A Agência de Proteção Ambiental Norte Americana - EPA - adotou como sendo o contato com limite visível externo do corpo.

Os contaminantes liberados no ambiente e estando fora de controle podem percorrer inúmeros caminhos ambientais até atingirem o ser humano ou qualquer outro



representante de um ecossistema. Podem alcançar um ou mais meios (ar, água, solo, alimentos e poeiras principalmente) antes de atingirem o homem. Esta movimentação denomina-se 'caminhos de exposição'. Além da exposição, o conceito de dose também é fundamental (RODRICKS 1992).

As vias de exposição referem-se às maneiras sob as quais uma pessoa pode entrar em contato com uma substância perigosa, seja química, biológica ou qualquer outra substância capaz de causar danos à saúde.

As três vias de exposição são: inalação, ingestão ou dérmica. A intensidade de exposição ou contato é determinado pela concentração da substância perigosa no ponto de contato, quer seja nos pulmões de alguém que a tenha inalado, no estômago de quem tenha ingerido ou na pele de alguém que tenha sido assim exposta (USEPA 2002a).

A via de exposição é fator de grande importância para a magnitude ou intensidade da exposição.

Em muitos casos de áreas contaminadas, as populações são afetadas por mais de uma via de exposição. Isto ocorre, por exemplo, quando um contaminante disposto no solo é carregado até um corpo d'água superficial ou permeia até encontrar um corpo d'água subterrâneo, e estas águas são usadas para lazer ou consumo humano. O alimento produzido em solo poluído e a poeira contaminada podem caracterizar exposição por ingestão e inalação, respectivamente (USEPA 2002a).

Uma vez que o agente ingressou no organismo, por ingestão, inalação ou contato dérmico, tem-se a descrição de dose. A WHO (2000) conceitua várias medidas de dose:

- dose potencial ou administrada: é a quantidade do agente que efetivamente é ingerida, inalada ou que é aplicada à pele. Neste último, atenta para o fato de que, se o agente está diluído, não é toda a dose potencial que entra em contato com a pele;

- dose aplicada: é a dose que efetivamente entra em contato com as fronteiras de absorção do organismo, tais como pele e tratos respiratório e gastrointestinal, estando disponíveis para a absorção;
- dose interna ou absorvida: é a dose que ultrapassa as fronteiras de absorção, estando disponível para o transporte pelos fluídos do organismo, para ser metabolizada, armazenada ou eliminada;
- dose entregue: é a fração da dose absorvida que atinge os tecidos de interesse;
- dose biologicamente efetiva ou dose objetiva: é a fração da dose entregue que atinge a área ou as áreas de ação tóxica.

A avaliação da exposição humana a agentes ambientais pode ser feita por medição da dose que pode ter sido recebida pela população ou então pode ser estimada pelas taxas de emissão, uma vez que se conheçam os processos de transporte, transformação e dispersão (NARDOCCI 2003).

Os resultados destas avaliações podem ser expressos como uma estimativa da intensidade, da taxa, da duração e freqüência do contato ou da dose, aqui entendida como a quantidade que realmente ultrapassa as “fronteiras de exposição”, entendida como sendo a pele ou as aberturas da anatomia humana (p. ex. boca, narinas), assim como eventuais lesões na pele (WHO 1999).

**Avaliação da relação dose-resposta:** nesta etapa caracteriza-se quantitativamente a relação entre o grau de exposição a uma substância e a extensão dos danos ou doenças produzidos pela ação destas substâncias no organismo sob determinadas condições de exposição (USEPA 2002b).

A caracterização desta relação pode ser feita com base em dados epidemiológicos obtidos pela observação direta da exposição e seus efeitos à saúde que, no entanto, raramente estão disponíveis, sendo em geral necessária a extrapolação dos dados de

estudos experimentais conduzidos em laboratório para exposições a que normalmente estão sujeitas as populações em áreas contaminadas (doses maiores para menores; animais para humanos; etc.), aproximando-se mais os dados de estudos das exposições reais (NRC 1983).

Os efeitos à saúde resultantes da ação das substâncias químicas têm na duração da exposição um dos fatores mais importantes (CROBY 1998), ao que RODRICKS (1992) complementa ser comum a categorização da toxicidade baseada na duração da exposição, podendo ser crônicas (geralmente entendida como exposições por todo o período de vida, ou próximo a este), subcrônicas (exposições repetidas por um período da vida) ou agudas (envolvendo uma única dose).

Deve-se, no entanto, distinguir-se entre exposições crônicas/agudas de efeitos crônicos/agudos. Exposições crônicas normalmente se referem a baixas doses por um período de exposição prolongado e exposições agudas se referem, em geral, a doses altas por períodos curtos de exposição. Efeitos crônicos são aqueles que tendem a aparecer após um tempo relativamente longo do início da exposição e efeitos agudos tendem a aparecer após um período curto do início da exposição (NARDOCCI 2003).

No que se refere às classificações das toxicidades, CROSBY (1998) as classifica como (i) não específica (não reativa), nas quais processos bioquímicos não são afetados, e (ii) específica (reativa) nas quais processos bioquímicos são afetados, salientando que a maioria das substâncias químicas tóxicas são de toxicidade específica.

É também possível a classificação da toxicidade em função do órgão-alvo ou do tipo de efeito causado no organismo (NARDOCCI 2003). De maneira geral, para efeitos tóxicos denominados sistêmicos, considera-se que exista uma dose ou concentração abaixo da qual não se esperam efeitos adversos à saúde. Para outros efeitos, tais como carcinogenicidade e mutagenicidade, assume-se que há uma probabilidade de danos para qualquer nível de exposição (NARDOCCI 2003; WHO 1999).

Outro fator importante nesta etapa da avaliação diz respeito às incertezas científicas dos dados obtidos. Tanto as extrapolações de dose, como as extrapolações inter-espécies, geram incertezas que devem ser consideradas quando se analisa a relação dose-resposta, não sendo contudo as únicas fontes de incerteza nesta fase da avaliação.

A WHO (1999) aponta também a natureza da toxicidade, a conformidade dos dados, as extrapolações de LOAEL – nível de menor efeito adverso observado - (*lowest observed adverse effect level*) para NOAEL – nível de efeitos adversos não observados - (*no observed adverse effect level*) e as extrapolações devidas à variabilidade entre indivíduos humanos como fatores de incertezas das avaliações.

**Caracterização do risco:** é a integração dos dados obtidos nas três etapas anteriores para se determinar o tipo, a magnitude e a probabilidade da população sofrer alguma forma de dano à saúde ou doença associada à substância ou às substâncias a que porventura tenham sido expostas (USEPA 2002b).

Sendo o risco uma probabilidade ele pode ser expresso por um número adimensional cujos valores podem variar de 0 a 1. Risco '0' significa que não há risco, fato que só pode ser considerado se não houver exposição. Risco '1' significa a certeza da ocorrência do dano (RODRICKS 1992).

O risco também pode ser quantificável em termos de comparação de uma dose calculada a valores de referência, como ocorre com os riscos associados à toxicidade sistêmica. Um destes valores de referência é a denominada Dose de Referência (RfD), adotada pela Agência Ambiental Norte Americana – USEPA. Usualmente expressa em mg/kg de peso corpóreo por dia, é definida como a dose diária total de uma substância química à qual o organismo pode estar exposto durante toda a vida sem que esta exposição venha a causar danos à saúde. Outra forma de indicar o risco para substâncias não carcinogênicas é pelo Índice de Risco, que é o quociente da divisão da dose calculada pela dose de referência. Índices menores que 1 representam que a exposição

provavelmente não causará efeitos adversos. Índices maiores que 1 indicam que os efeitos adversos são prováveis de ocorrer (NARDOCCI 2003).

No que se refere à quantificação do risco de substâncias carcinogênicas, este é calculado multiplicando-se a dose estimada por um fator de potência. Este fator de potência é a inclinação da reta obtida quando se faz a extrapolação dos dados obtidos em estudos com doses elevadas para as doses menores, admitindo-se uma função linear entre a dose e os efeitos produzidos (RODRICKS 1992).

A caracterização dos risco auxilia também a tomada de decisão sobre as ações que devem ser adotadas na fase de gerenciamento dos riscos, indicando como varia o risco em função da exposição, permitindo a melhor alocação de recursos, tanto técnicos quanto financeiros.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1 Objetivo Geral**

- Analisar comparativamente os procedimentos, metodologias e critérios empregados para a avaliação de riscos à saúde humana, decorrentes da exposição as substâncias perigosas presentes em áreas contaminadas, utilizados pela Agência para Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças – ATSDR (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry*), pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – USEPA (*United States Environmental Protection Agency*) e pelo órgão ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), de modo a contribuir para o delineamento de estudos de avaliação de riscos no Brasil.
- Contribuir para a atuação integrada do setor saúde e do setor ambiental no que diz respeito aos processos de avaliação de riscos para a saúde humana e critérios de tomada de decisão relativos às áreas contaminadas com substâncias perigosas.

#### **3.2 Objetivos Específicos**

1. Caracterizar as especificidades dos processos de avaliação de riscos utilizadas pela ATSDR, USEPA e CETESB;
2. Identificar os principais critérios e métodos utilizados;
3. Analisar os aspectos e critérios comuns aos processos em questão no que se refere à avaliação de riscos à saúde humana relacionado às áreas contaminadas.

## **4 METODOLOGIA**

### **4.1 Objeto de Estudo**

O presente estudo pode ser classificado como descritivo, avaliando o estado da arte dos procedimentos de avaliação de riscos à saúde humana, empregados para áreas contaminadas.

Com base nos procedimentos técnicos como pesquisa documental e bibliográfica (GIL 1995), tendo como objeto da análise os manuais de avaliação de riscos de áreas contaminadas elaborados pelas agências norte americanas ATSDR e USEPA e também pela CETESB.

Bibliografias relacionadas às áreas contaminadas e avaliação de riscos à saúde humana, assim como periódicos indexados, também fazem parte das publicações pesquisadas.

Os manuais mencionados estão disponíveis nas páginas institucionais disponíveis na rede mundial de computadores – internet - das respectivas entidades, podendo ser acessados eletronicamente.

### **4.2 Justificativa**

Apesar das dificuldades, os sistemas sociais tem que definir critérios permitindo priorizar as ações nas áreas contaminadas que ofereçam maiores riscos à saúde humana e negligenciar aquelas que apresentem menores riscos. As autoridades precisam decidir sobre as ações a serem tomadas em atenção à saúde da população, e esta exigência caminha mais rapidamente do que a expansão do conhecimento científico.

Os critérios para subsidiar possíveis ações envolvendo a saúde humana e o meio ambiente, e as instituições que têm como objetivo zelar por estes bens tendem a se

envolverem nos casos de áreas contaminadas, sem no entanto terem seus papéis bem definidos.

Neste contexto é que a avaliação de risco pode contribuir como ferramenta que permita o estabelecimento dos critérios de priorização.

A avaliação de risco é uma atividade complexa, entre outros motivos, em função dos diferentes entendimentos e percepções sobre os riscos impostos pelos agentes físicos e, principalmente, químicos. Sua base científica ainda não está totalmente definida.

No entanto ela pode preencher a lacuna deixada pela necessidade de se tomar ações e a inexistência de critérios que embasem estas ações.

### **4.3 Roteiro Metodológico**

Os passos da pesquisa foram:

1. pesquisa bibliográfica em bibliotecas, artigos de periódicos, páginas institucionais de organismos nacionais e estrangeiros;
2. estudo e análise da metodologia e critérios utilizados pela CETESB;
3. estudo e análise da metodologia e critérios utilizados pela ATSDR;
4. estudo e análise da metodologia e critérios utilizados pela USEPA;
5. comparação dos resultados das análises;

O estudo e análise observarão, entre outros, os seguintes aspectos de cada metodologia:

- as etapas que as compõem;
- os elementos que fazem parte de cada etapa;
- as informações demandadas por cada elemento.



## **5 A ABORDAGEM DAS ÁREAS CONTAMINADAS NO BRASIL**

No Brasil, de forma geral, é recente a atuação do setor ambiental nas questões que envolvem as áreas contaminadas, apesar de existirem casos há muito tempo conhecidos.

Não há estatísticas precisas do número de casos de áreas contaminadas para o País e cada Estado tem atuado de forma específica. De maneira geral, a maioria dos Estados ainda não têm uma forma consistente de abordagem, um protocolo definido de ações para identificação, cadastramento e acompanhamento das avaliações e gerenciamento, sendo os casos tratados individualmente. Muitos Estados têm, até o momento, poucos recursos, sejam técnicos ou financeiros, e a busca das soluções para os problemas tem sido sistematicamente adiadas.

Além do setor ambiental, o setor saúde também tem investido esforços na busca de ferramentas para responder à demanda existente e a estruturação do Sistema Nacional de Vigilância Ambiental – SNVA tem motivado a ampliação da atuação da área de saúde, especificamente nos casos em que há populações expostas.

### **5.1 Casos de Áreas Contaminadas no Estado de São Paulo**

No Estado de São Paulo, com a finalidade de ampliar sua resposta às demandas, em 1993, a CETESB juntamente com a GTZ, órgão do Governo da Alemanha, desenvolveram um projeto de recuperação do solo e águas subterrâneas visando entre outros objetivos a criação de metodologias, a capacitação do corpo técnico e a capacitação tecnológica dos laboratórios de análises. Para melhor instrumentalizar as ações de gerenciamento das áreas contaminadas por substâncias químicas perigosas, a CETESB criou um cadastro das áreas contaminadas do Estado de São Paulo. Este cadastro, que até março de 2001, recebia somente informações da RMSP, passou a integrar também os dados vindos de todas as regiões do Estado (CETESB 2002). As

informações do Sistema de Cadastro também têm contribuído para a tomada de decisões no que se refere à política de saneamento, planejamento territorial e ocupação do solo.

Conforme dados da CETESB (2002), este órgão atuou em 604 locais no período de 1992 a 2002, onde foram desenvolvidas atividades potencialmente poluidoras do solo. Até esta data, 255 áreas foram consideradas contaminadas, sendo que, até maio de 2002, 145 locais já contavam com ações de remediação em andamento.

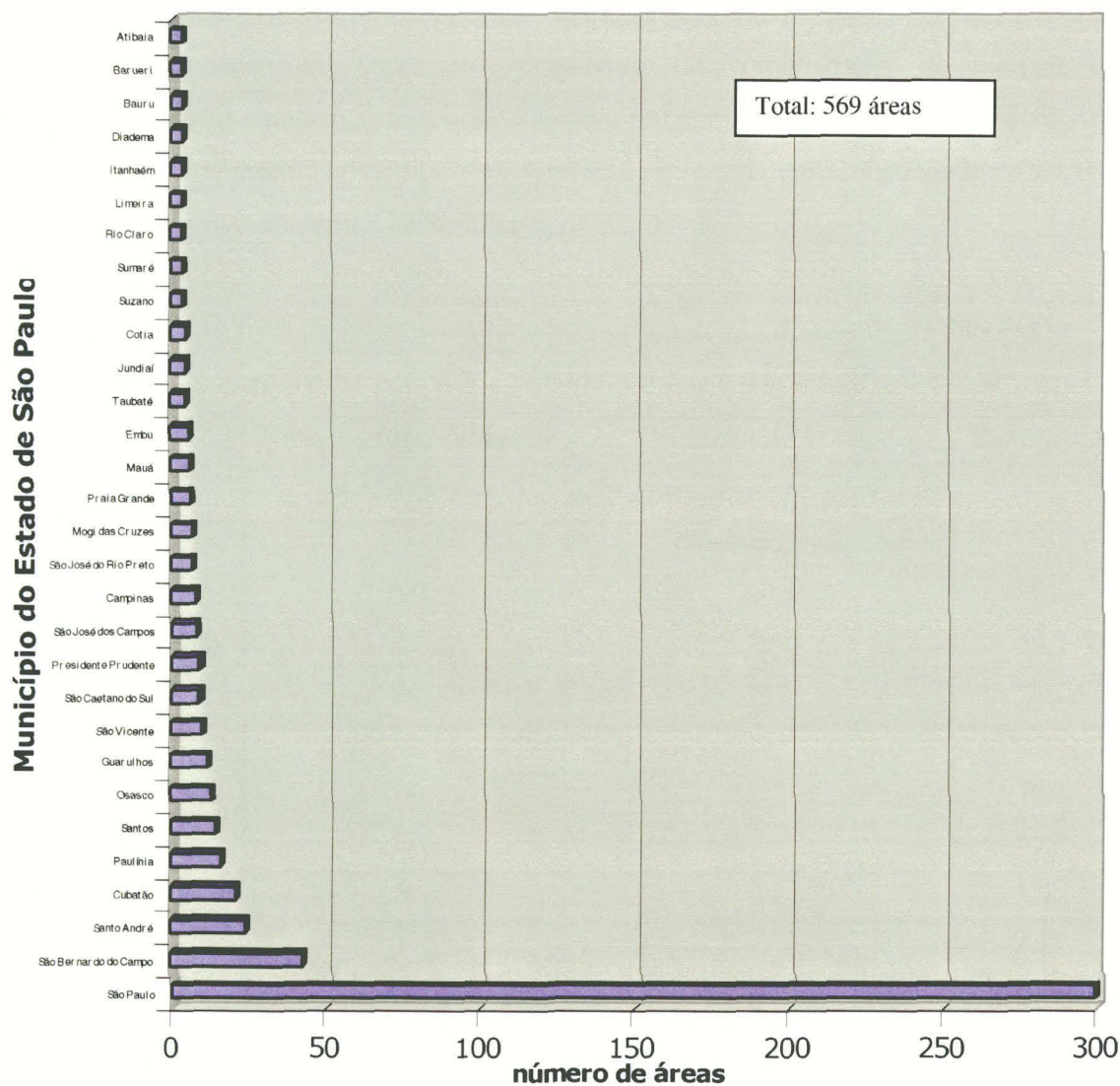
Em outubro de 2003, em nova atualização do cadastro, a CETESB já havia identificado no Estado, 727 áreas contaminadas, sendo que 312 já contemplavam ações de remediação (CETESB 2003).

Na atualização de novembro de 2004 da lista de áreas contaminadas no Estado de São Paulo, a CETESB totalizou 1.336 áreas contaminadas, sendo que já foram implementadas medidas de remediação em 484 delas, e que em 19 áreas as ações já haviam sido concluídas (CETESB 2004).

A figura nº. 1 apresenta a distribuição do número de áreas contaminadas por município, sendo que os que apresentam uma, duas e três áreas contaminadas cadastradas foram omitidos para facilitar o entendimento.

Por questão de manutenção da integridade dos dados, cabe notar que os 123 municípios omitidos possuem 158 áreas contaminadas cadastradas.

Figura nº.1: Número de áreas contaminadas, por município do Estado de São Paulo, até outubro de 2003.



Fonte dos dados: CETESB 2003

Organização: Edilson Franzini

Pode-se observar uma predominância de áreas contaminadas em municípios com grande índice de industrialização, com destaque para os Municípios de São Paulo, São Bernardo do Campo, Santo André e Cubatão.

Considerando-se apenas o número de ocorrências por municípios pode-se verificar que ações e recursos direcionados para os dez municípios com maior número de casos atenderia aproximadamente 64% dos registros.

A contaminação de áreas por vazamento de combustíveis de tanques subterrâneos de armazenagem é a ocorrência mais numerosa atendida pela CETESB, conforme a tabela número 1. Este tipo de ocorrência representa aproximadamente 48% dos 727 casos de áreas contaminadas no Estado de São Paulo.

Tabela nº. 1: Número total de áreas contaminadas por município do Estado de São Paulo e número de áreas contaminadas por postos de combustíveis e respectivo percentual.

<b>Municípios</b>	<b>Número total de áreas contaminadas</b>	<b>Número de áreas contaminadas por postos de combustíveis</b>	<b>Percentual</b>
São Paulo	299	241	80,6
São Bernardo do Campo	43	30	69,7
Santo André	24	14	58,3
Osasco	13	13	100
Santos	14	11	78,6
Guarulhos	12	8	66,7
São Caetano do Sul	9	7	77,8
Presidente Prudente	9	7	77,8
São José do Rio Preto	7	6	85,7
Paulínia	16	5	31,2
Cubatão	21	5	23,8
Demais 69 municípios (menos de 5 áreas contaminadas em cada)	260	109	41,9
<b>TOTAL</b>	<b>727</b>	<b>456</b>	<b>62,7</b>

Fonte dos dados: CETESB 2003

Organização: Edilson Franzini

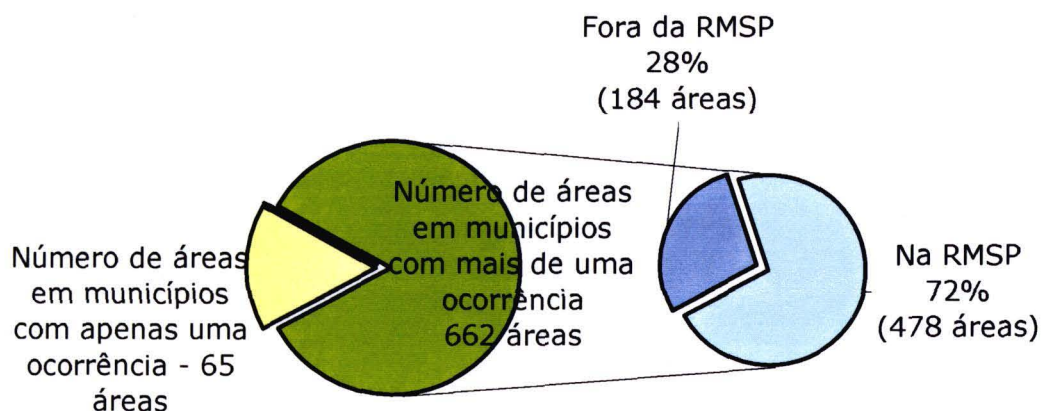
Os dados atualizados até novembro de 2004 mostram que houve um aumento significativo nos casos cadastrados de contaminações por vazamentos em poços de combustíveis, totalizando 931 casos, ou 69% do total de 1.336 casos de áreas contaminadas (CETSEB 2004).

O aumento foi verificado tanto no número efetivo de casos cadastrados como também na porcentagem relativa ao número total dos casos.

Estas áreas, de maneira geral, estão ainda em uso e apresentam um risco relativamente baixo de exposição humana por ingestão, inalação e contato direto quando comparadas às demais áreas.

O número de áreas contaminadas em municípios com mais de uma área contaminada é significativamente maior que o número de áreas em municípios com somente uma. A figura 2 mostra esta proporção e também quantifica as primeiras dentro e fora da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP – assim constituída pela Lei Complementar Federal n. 14, de 08/06/73 (BRASIL 2003) e Lei Complementar Estadual n. 94, de 29/05/74 (SÃO PAULO 2003).

Figura nº. 2: Proporção do número de áreas contaminadas nos municípios com mais de uma ocorrência e com apenas uma ocorrência, e a proporção das áreas com mais de uma ocorrência, dentro e fora da RMSP.



Fonte dos dados: CETESB 2003

Organização: Edilson Franzini

Assim, há 65 municípios com uma área contaminada e 59 municípios do Estado com 662 áreas, ou seja, em média, estes municípios possuem cerca de 11 áreas contaminadas cada. No entanto, dado o elevado número de áreas contaminadas da RMSP (478), esta apresenta uma média de 12 áreas contaminadas por município, sendo que para os demais municípios a média é de 9 áreas por cada.

O Estado de São Paulo tem 645 municípios, dos quais 124 possuem áreas contaminadas cadastradas (CETESB 2003). Isto representa aproximadamente 19% do total de municípios do Estado. Os demais 521 não apresentam, até a data da publicação do cadastro da CETESB, áreas contaminadas.

Na RMSP, a transferência das indústrias de regiões urbanas para regiões mais afastadas, fenômeno também já observado em outros países, contribuiu para o aumento dos problemas com áreas contaminadas (CETESB 2002).

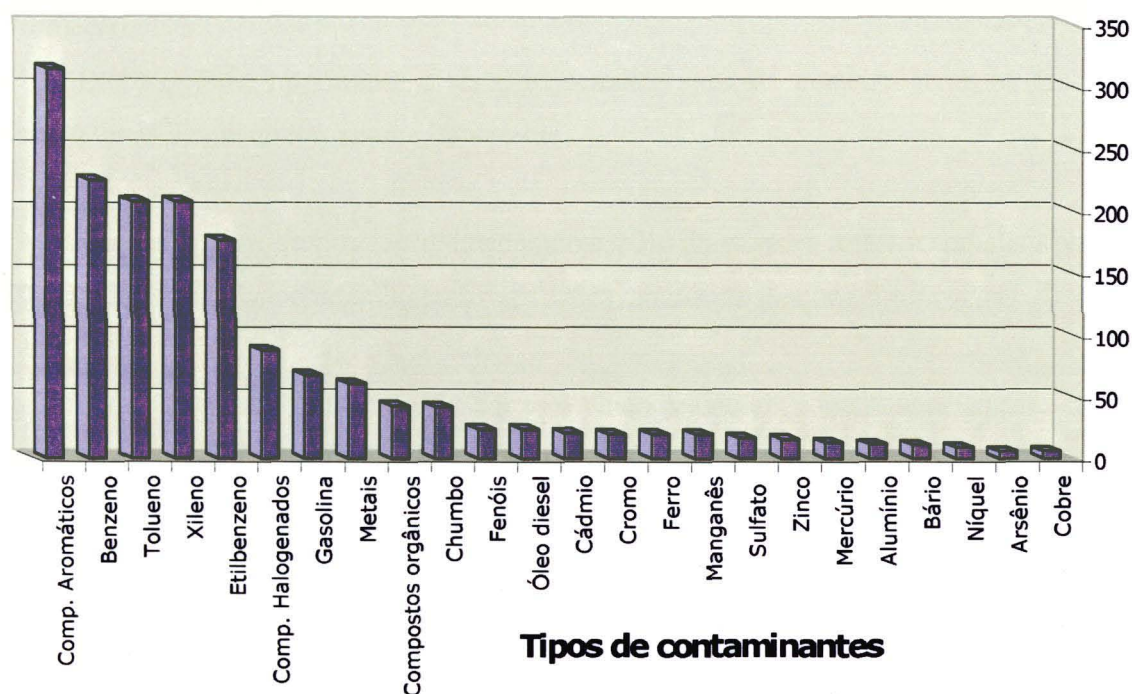
A partir dos dados da CETESB, é possível fazer uma análise dos principais contaminantes, no que se refere ao maior número de ocorrências, nas áreas cadastradas. O cadastro da CETESB, atualizado até outubro de 2003, apresenta algumas classificações gerais, como “metais”, “compostos aromáticos”, “compostos orgânicos” ao mesmo tempo em que tem classificação específica para alguns metais como o “chumbo”, o “cádmio”, o “zinco”, e também para algumas substâncias orgânicas aromáticas como o “benzeno”, o “xileno”, o “tolueno”, entre outros. Esta forma de classificação pode deixar algumas dúvidas quanto às substâncias realmente presentes.

A identificação da substância ou das substâncias presentes e suas características são informações básicas e indispensáveis na identificação do perigo, primeira etapa da avaliação de riscos, conforme procedimento adotado pelo Conselho Nacional de Pesquisa [*National Research Council*] dos EUA e pela CETESB.



Figura nº.3. Número de casos por tipo de contaminante em áreas contaminadas, cadastradas no Estado de São Paulo.

Número total: 1654 contaminações em 727 áreas.



Fonte dos dados: CETESB 2003

Organização: Edilson Franzini

A figura 3 mostra que os contaminantes que estão presentes em um maior número de casos são as substâncias classificadas genericamente como “compostos aromáticos”. Se a estes casos acrescentarmos o benzeno, o tolueno, o xileno, e o etilbenzeno, classificados quimicamente como aromáticos, estes responderão por aproximadamente 69% do número de casos. Estes contaminantes estão presentes em contaminações por vazamentos de postos de combustíveis.

Assim como os compostos aromáticos, os metais também são responsáveis por um grande número de contaminações. Pode-se observar que a maioria dos tipos de

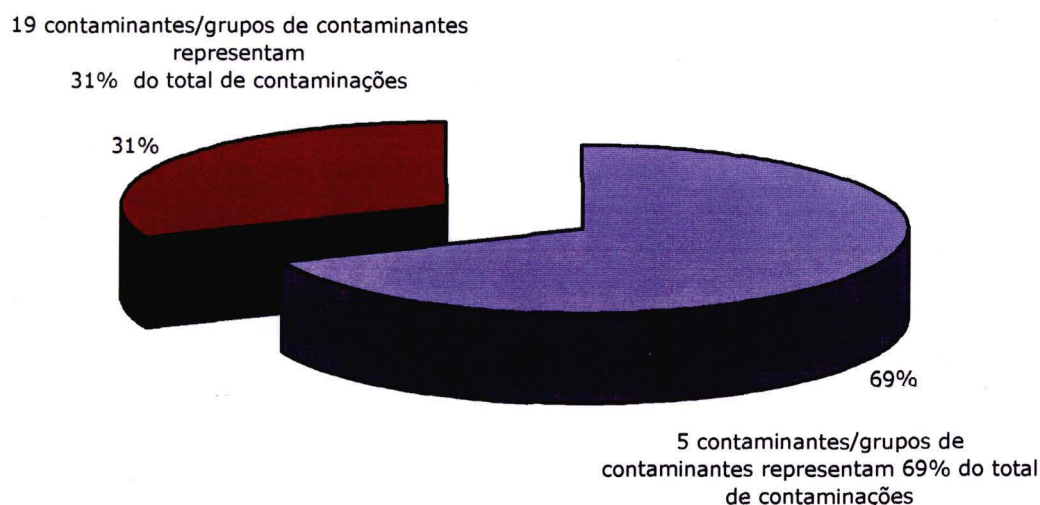
contaminantes são de origem predominantemente industrial, embora estes não respondam pela maioria dos casos de contaminações.

Deve ser destacado entretanto, que a falta de precisão na classificação e identificação dos contaminantes presentes dificulta uma análise mais detalhada desta informação.

Outra questão importante a ser considerada é que, de maneira geral, as áreas possuem mais de um contaminante importante.

Apenas 5 tipos/grupos (aproximadamente 20% do número total) respondem por 69% do número total de contaminantes registrados, conforme ilustra a figura nº. 4.

Figura nº.4: Representação da relação entre os cinco principais contaminantes/grupo de contaminantes com o número total de contaminações



Fonte dos dados: CETESB 2003

Organização: Edilson Franzini

Atuação preventiva nas atividades que têm como insumos ou produtos estes 5 tipos/grupos de contaminantes pode resultar em uma redução das contaminações a médio/longo prazos. Ressalta-se, no entanto, que mesmo a eliminação de um



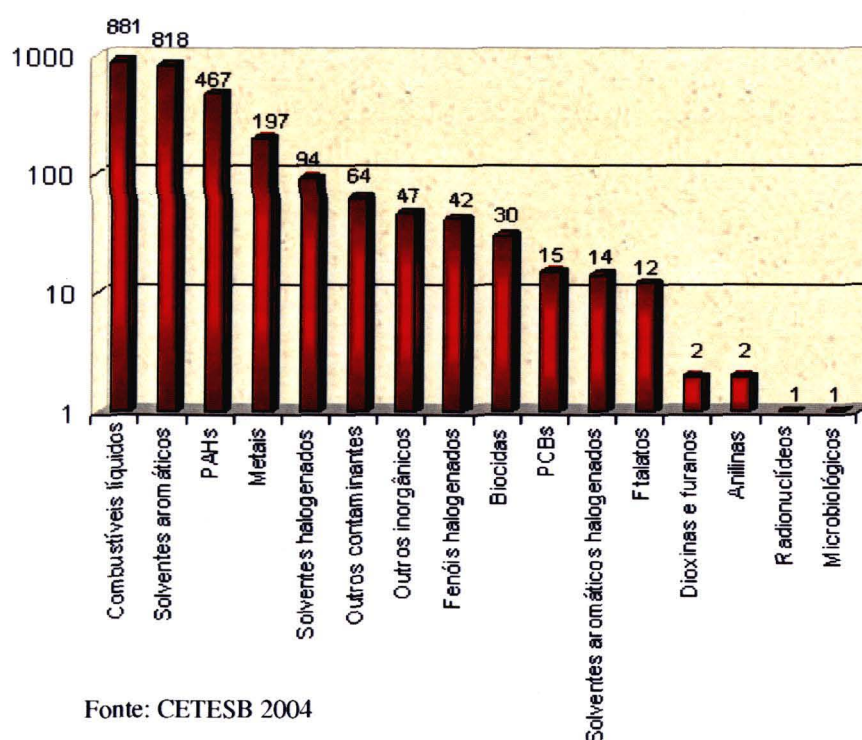
contaminante não significa a redução de uma área contaminada, visto que de maneira geral as áreas contaminadas contém mais de um tipo/grupo de contaminantes.

Assim, regulamentações que enfocassem o uso, a manipulação e a disposição destes 5 tipos/grupos de contaminantes poderiam minimizar os problemas de contaminações. Esta questão não é, no entanto, de simples solução pois estas substâncias nem sempre se apresentam de forma isolada.

Os aspectos relativos à precisão na classificação e identificação dos contaminantes, mencionados, foram melhorados na lista de atualização das áreas contaminadas cadastradas no Estado de São Paulo, publicado pela CETESB em Novembro de 2004.

Conforme pode-se notar na figura n. 5, a classificação tende a ser feita com base em grupos de contaminantes e não pelo contaminante específico.

Figura n.º 5: Número de casos por tipo de contaminante em áreas contaminadas cadastradas no Estado de São Paulo.



Fonte: CETESB 2004

Pode-se observar também que, de maneira geral, os tipos de contaminantes responsáveis pelo maior número de contaminações presentes na lista da CETESB de outubro de 2003, aparecem aproximadamente na mesma ordem na lista de novembro de 2004, com exceção ao grupo de contaminantes classificados como “metais”. Cabe lembrar que na lista de outubro de 2003 vários metais foram classificados isoladamente, fato que se alterou na lista de novembro de 2004 na qual todos os metais foram classificados conjuntamente.

A tabela nº.2 apresenta comparação entre os dados do cadastro da CETESB, de maio de 2002, outubro de 2003 e novembro de 2004, demonstrando o grande aumento do número de casos na cidade de São Paulo, principalmente devido às contaminações por postos de combustível. Vale destacar que o aumento do número de áreas contaminadas cadastradas neste período não significa que também houve um aumento efetivo no número de casos, mas simplesmente que mais áreas foram identificadas.

Tabela nº. 2 – Número de áreas contaminadas por região e por atividade.

		São Paulo	RMSB - Outros	Interior	Litoral	Vale do Paraíba	Total
Comercial	2002	3	1	2	1	0	7
	2003	19	7	20	1	1	48
	2004	28	9	43	10	2	92
Industrial	2002	9	23	39	11	12	94
	2003	28	45	56	19	14	162
	2004	42	70	75	32	18	237
Disposição de resíduos	2002	3	5	1	3	0	12
	2003	14	10	15	11	0	50
	2004	20	9	22	10	0	61
Postos de combustível	2002	65	48	14	6	3	136
	2003	241	102	63	44	4	454
	2004	397	152	267	63	52	931
Outros	2002	1	2	3	0	0	6
	2003	1	2	6	4		13
	2004	2	3	9	1	0	15
<b>TOTAL</b>	<b>2002</b>	<b>81</b>	<b>79</b>	<b>59</b>	<b>21</b>	<b>15</b>	<b>255</b>
	<b>2003</b>	<b>303</b>	<b>166</b>	<b>160</b>	<b>79</b>	<b>19</b>	<b>727</b>
	<b>2004</b>	<b>489</b>	<b>243</b>	<b>416</b>	<b>116</b>	<b>72</b>	<b>1336</b>

Fonte dos dados: CETESB 2002, CETESB 2003 e CETESB 2004

Organização: Edilson Franzini

Destacam-se neste contexto as contaminações associadas aos vazamentos em postos de combustíveis, o que pode ser muito mais resultado de várias ações específicas que foram implementadas no período, entre elas, o licenciamento ambiental destes empreendimentos.

Pode-se observar pela tabela nº. 2 que o maior número de áreas contaminadas no Município de São Paulo e na Região Metropolitana referem-se a postos de combustíveis. No interior e litoral do Estado de São Paulo, bem como o Vale do Paraíba, as atividades industriais eram as responsáveis pelo maior número de casos de contaminação cadastrados até maio de 2002. Com a atualização de outubro de 2003, as contaminações por vazamentos de postos de combustíveis passou a ser a mais numerosa, exceto na região do Vale do Paraíba.

Em 2003 e 2004, pode-se também observar o aumento significativo de outras atividades como as comerciais e de disposição de resíduos.

As substâncias químicas que muitas vezes acabam por se tornar contaminantes do meio ambiente, no caso específico do Estado de São Paulo, pertencem a vários grupos químicos e, assim como sua utilização e importância para a sociedade, variam também suas propriedades e riscos.

Conhece-se a grande utilidade e importância econômica da gasolina, por exemplo. Apesar de poder ser facilmente definida como sendo uma mistura de hidrocarbonetos voláteis úteis para operar um motor de combustão interna, que tem como principais componentes hidrocarbonetos com pontos de ebulição que oscilam entre 60°C e 199°C (HAWLEY 1988), a análise dos riscos potenciais à saúde humana é um processo mais complexo. Misturados à gasolina estão produtos não separados na destilação, como por exemplo o enxofre, assim como produtos que eram ou ainda são a ela adicionados com a finalidade de atribuir certas propriedades: o chumbo tetraetila (características anti-detonantes – substituído), aminas (antioxidante), sulfonatos de

amônio (inibidores de corrosão), sulfonatos aromáticos de metais alcalino-terrosos (ação detergente), etileno glicol (anticongelante) (SHREVE 1977). Apesar da existência destes aditivos, eles não são considerados como relevantes, visto estarem presentes em quantidades muito pequenas na gasolina. Mesmo não havendo constatação sobre efeitos danosos à saúde, não se pode afirmar que todos seus componentes, assim como os aditivos a ela adicionados, sejam completamente inofensivos à saúde humana.

O homem moderno tem sua vida íntima e irreversivelmente ligada às mesmas substâncias químicas que, muitas vezes por falta de cuidados, tanto no uso quanto no descarte, tornam-se uma ameaça à sua saúde. É de grande importância que ele encontre formas de continuar utilizando estas substâncias e ao mesmo tempo reduza os riscos por elas impostos.

Por esta razão, muitos esforços têm sido feitos, em todo o mundo, para a busca destas soluções. A União Européia, por exemplo, está se estruturando para a realização de avaliações de riscos para todas as substâncias químicas novas e também já existentes (BODAR et al 2002).

No Brasil, mais especificamente no Estado de São Paulo, tem-se até o presente momento, na identificação e cadastramento das áreas contaminadas, o primeiro passo de um mecanismo que possibilita o enfrentamento dos problemas relativos as áreas contaminadas. Contudo, ainda não há dados indicativos do número total de pessoas expostas às substâncias perigosas provenientes destas áreas contaminadas no Estado de São Paulo, tampouco no Brasil. Também não há, até o momento, informações que permitam um diagnóstico adequado das pessoas expostas, dos prováveis danos à saúde bem como dos riscos aos quais estão expostas.

Casos recentes, como os ocorridos nos municípios de Paulínia<sup>1</sup> e Bauru<sup>2</sup>, têm mostrado não apenas a complexidade da abordagem da avaliação de saúde e dos riscos para a saúde humana, mas também a necessidade de um tratamento integrado por parte dos agentes públicos de diversos setores, especialmente da saúde e do meio ambiente, em relação ao problema das áreas contaminadas com substâncias perigosas. Esta ação conjunta poderia contribuir não apenas para a otimização dos recursos públicos disponíveis, melhoria da eficiência na coleta e tratamento dos dados mas principalmente na diminuição dos conflitos gerados em virtude de ações desencontradas, divulgação de *dados conflitantes, que aumentam ainda mais, a preocupação, os preconceitos e a angústia da comunidade, especialmente os mais diretamente envolvidos.*

HATFIELD e HIPEL (2002) relataram um caso no qual foram realizadas mais de uma avaliação de risco e por mais de um avaliador, que resultaram em diferentes conclusões. A aprovação para uso do herbicida da empresa Monsanto Corporation, denominado “Alachlor” teve seus riscos à saúde pública avaliados por três diferentes atores no Canadá, chegando a diferentes conclusões. O autor esclarece que não se tratou do uso de diferentes bases de dados, de imperícia ou incompetência técnica, porém de aspectos extra-científicos implícitos e não documentados de decisões baseadas em valores que afetaram as avaliações de riscos. Acrescenta ainda que, se as três partes tivessem conjugado esforços, as conclusões poderiam ser menos controversas.

Em termos de avaliação de risco para a saúde humana, não há, até o momento, no Brasil, metodologias e formas de abordagem consolidadas favorecendo com que cada ator adote procedimentos e critérios próprios, muitas vezes, desvinculados de uma avaliação integrada do problema.

---

<sup>1</sup> Contaminação de área com hidrocarbonetos pela empresa Shell, no Município de Paulínia-SP.

<sup>2</sup> Trata-se de uma área na cidade de Bauru, Estado de São Paulo, contaminada por chumbo por uma indústria de acumuladores (baterias).

A falta de metodologias normalmente conduz à adoção de procedimentos conservadores, nos quais as ações de remediação, ainda que de custos elevados, são preferidas, sem levar em conta a efetiva redução do risco. Níveis residuais de contaminação objetivados nos processos de remediação parecem em muitos casos inconsistentes e sem sincronismo com as ações de proteção contra outros riscos ambientais (MACDONELL 1997). Acrescente-se a isto o fato de atualmente não haver recursos públicos nem legislação específica para tratar das questões que envolvem áreas contaminadas. (CETESB 2002).

## **5.2 Setor Saúde**

O Sistema Nacional de Vigilância Ambiental em Saúde – SNVA - está sendo estruturado pela Secretaria de Vigilância em Saúde - SVS, que absorveu em junho de 2003 as atribuições do antigo Centro Nacional de Epidemiologia – CENEPI – e que respaldado pelo Decreto Federal n. 3450, de 10 de maio de 2000, responde pela gestão do Sistema Nacional de Vigilância Ambiental - SNVA. A Secretaria de Vigilância em Saúde, subordinada ao Ministério da Saúde, visa com o SNVA a produção, integração, processamento e interpretação de informações sobre fatores biológicos (vetores, hospedeiros, reservatórios, animais peçonhentos), qualidade da água de abastecimento humano, e contaminantes ambientais químicos e físicos que possam interferir na qualidade do meio ambiente. Os riscos decorrentes de desastres naturais e acidentes com produtos químicos perigosos também são objetos de atuação do SNVA (MS 2004).

É tarefa do SNVA a análise das informações produzidas para identificação de problemas de saúde relacionados aos fatores ambientais para posterior priorização e tomada de decisões sobre as ações pertinentes (MS 2004).

Segundo a SVS (MS 2004), dentre os objetivos da vigilância ambiental em saúde incluem-se:

- ◆ normatização dos principais parâmetros, atribuições, procedimentos e ações relacionadas à vigilância ambiental em saúde nos diversos níveis de competência;
- ◆ identificação dos riscos e divulgação das informações referentes aos fatores condicionantes e determinantes das doenças ou agravos à saúde relacionados aos ambientes naturais e antrópicos;
- ◆ intervenção, com ações diretas de responsabilidade do setor ou demanda para outros setores, com vistas a eliminar os principais fatores ambientais de riscos à saúde humana;
- ◆ promoção de ações junto aos órgãos afins, para proteção, controle e recuperação da saúde humana e do meio ambiente;
- ◆ fortalecimento da participação popular na promoção da saúde e qualidade de vida.

### **5.2.1 Vigilância Ambiental - Legislação**

A Lei Federal n.8.080, de 19 de Setembro de 1990 dispõe sobre as condições para a promoção, proteção e recuperação da saúde, a organização e o funcionamento dos serviços correspondentes. Também constitui o SUS, definido como um “conjunto de ações e serviços de saúde, prestados por órgão e instituições públicas federais, estaduais e municipais, da Administração direta indireta e das fundações mantidas pelo Poder Público” (BRASIL 2003).

O Art. 6º. desta lei, determina como campos de atuação do SUS, entre outros, a execução de ações de vigilância sanitária e epidemiológica e a colaboração na proteção do meio ambiente, inclusive o ocupacional. Entende-se como vigilância sanitária as ações que visam eliminar, diminuir ou prevenir riscos a saúde e de interferir nos problemas sanitários decorrentes do meio ambiente. Vigilância epidemiológica, por sua vez, são as ações para o conhecimento, a detecção ou prevenção de mudanças nos fatores determinantes e condicionantes da saúde individual e coletiva. A finalidade é de recomendar e adotar medidas de prevenção e controle das doenças ou agravos à saúde.

O Art. 3º. desta lei, também esclarece quais são os fatores determinantes e condicionantes da saúde: alimentação; moradia; saneamento básico; meio ambiente; trabalho; renda; educação; transporte; lazer e ações para garantir condições de bem-estar, físico, mental e social.

Como princípios e diretrizes das ações do SUS, está definido que, além das ações desenvolvidas conforme determina o Art. 198 da Constituição Federal, o SUS deve se utilizar da epidemiologia para que se estabeleçam as prioridades de ações bem como *para direcionar a alocação de recursos*. O SUS deve também buscar uma integração das ações nas áreas de saúde, meio ambiente e saneamento básico, conforme determina o Art. 7º., inciso X.

A Lei Federal 8.080, estabelece também as competências de cada esfera de governo no que se refere as ações de saúde em seu Art. 16º.

É competência da direção nacional do SUS, entre outras, a participação na formulação de políticas de controle das agressões ao meio ambiente e de saneamento básico e também na implementação destas políticas.

Os sistemas de vigilância sanitária e epidemiológica estão também sob a coordenação da direção nacional do SUS.

O inciso IV, coloca como uma das competências nacionais do SUS, “a participação na definição de normas e mecanismos de controle, com órgão afins, de agravo sobre o meio ambiente ou dele decorrente, que tenham repercussão na saúde humana”.

Considerando que os Estados e Municípios devem complementar e colaborar nestas ações, torna-se claro que deve haver uma determinação comum entre as respectivas áreas de saúde das respectivas esferas de governo. Fica claro também a



obrigatoriedade legal do envolvimento do setor saúde nos assuntos que tratam de saúde ambiental.

Contudo, assim como os órgãos ambientais podem ter certas dificuldades quando necessitam fazer estudos e avaliações sobre a saúde de uma população, o setor saúde também pode ter dificuldades quando se trata de avaliações da saúde ambiental.

A eliminação completa destas dificuldades exigiria estrutura específica para avaliações de saúde populacional no órgão ambiental e de estrutura específica para avaliações ambientais no órgão de saúde. Esta redundância talvez não venha a ser a mais adequada.

Um esforço entre os órgãos de saúde e ambientais para que busquem uma articulação, que otimizem os esforços e também racionalizem os investimentos, possivelmente resulte em melhores resultados para a comunidade.

### **5.3 A abordagem das áreas contaminadas nos Estados Unidos da América**

Nos Estados Unidos da América, no ano de 1998, foram estimadas, em 130.000 a 450.000 as áreas contaminadas, as quais necessitavam para remediação de cerca de 650 bilhões de dólares americanos. Estas áreas foram geradas, em grande parte, pelo deslocamento das indústrias localizadas em áreas urbanas para sítios mais distantes (BEAULIEU 1998 citado por CETESB 1999a).

Neste país, a abordagem das áreas contaminadas segue o decreto de 1980, que instituiu o chamado “*Superfund*”, “*Comprehensive Environmental Response Compensation, and Liability Act of 1980 - CERCLA*” resultante do debate público e parlamentar sobre a necessidade de avaliação de riscos de áreas contaminadas. Muitas das controvérsias e dificuldades na elaboração desta lei foram resultados das diferentes percepções sobre os riscos provenientes de áreas contaminadas com produtos perigosos e quanto à exposição a níveis mínimos de produtos perigosos. O “*Superfund*” é efetivamente um compromisso entre diferentes posicionamentos. Ele demanda por parâmetros de priorização para identificar as áreas mais perigosas (FROST 1982).

O cadastro de áreas contaminadas do programa “*Superfund*” é denominado “*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability System – CERCLIS*” e nele as áreas são incluídas quando forem consideradas contaminadas e apresentarem riscos à população ou ao meio ambiente. Quando apresentam baixos riscos à saúde humana e ao meio ambiente, e a utilização de recursos públicos for injustificada, a área pode ser excluída do cadastro. Estas áreas, podem ser incluídas em programas de revitalização de áreas denominados “*brownfields*”.

A priorização das áreas a serem remediadas dentro do programa “*Superfund*” é estabelecida pela *Lista Nacional de Prioridades (National Priority List – NPL)*.

No âmbito federal ainda há outros programas criados pelo decreto “*Resource Conservation and Recovery Act – RCRA*” destinados à remediação de áreas contaminadas, dentre os quais encontra-se o “*Underground Storage Tank*” que busca a remediação de áreas contaminadas por vazamentos de tanque subterrâneos de armazenagem (CETESB 2004).

Durante este processo a agência ambiental desenvolveu uma base de conhecimentos, métodos, procedimentos e tecnologias que de certa forma influenciaram as agências ambientais de outros países, dentre eles o Brasil.

Sob o mesmo decreto, ainda em 1980, o Congresso dos Estados Unidos da América, criou a Agência para Substâncias Tóxicas e Registros de Doenças (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry – ATSDR*).

A ATSDR realiza avaliação da existência e natureza de danos à saúde de comunidades próximas as áreas contaminadas com o objetivo de prevenir ou reduzir possíveis danos resultantes da exposição aos contaminantes ambientais.

É também função da ATSDR auxiliar a USEPA na determinação de substâncias que devem ser reguladas e os níveis em que estas substâncias passam a apresentar ameaça a saúde pública.

A condução de avaliações de saúde quando solicitadas por agentes previamente autorizados pela legislação e o estabelecimento e manutenção de dados toxicológicos são outras das atribuições da ATSDR (ATSDR 2002).

#### **5.4 Elementos de análise das agências ATSDR, USEPA e CETESB**

Utilizando as informações obtidas sobre a aplicação dos procedimentos adotados pelas agências em estudo no que se relacionam à avaliação de riscos à saúde humana em áreas contaminadas, foram identificados vários aspectos considerados nas avaliações de riscos à saúde humana que podem caracterizar e/ou diferenciar estes processos.

Os aspectos escolhidos quando analisados em seu conjunto podem mostrar qual a tendência do processo de avaliação de risco dentro da abordagem dos problemas envolvendo áreas contaminadas, de forma a atender a preceitos básicos de saúde pública, como a manutenção da saúde da comunidade e a prevenção à exposição as substâncias químicas perigosas.

##### **5.4.1 Das características das agências**

###### **a. Natureza da Agência**

A natureza reguladora de uma agência, implica que esta estabeleça a utilização compulsória de métodos genéricos que podem não ser totalmente adequados a uma situação específica. O estabelecimento de métodos tem sua justificativa ancorada na intenção de prover uma maneira sistemática para se atender os requisitos legais; para informar ao público e as empresas sobre a política da agência; evitar a coleta de informações genéricas e repetidamente de uma área para outra; e assegurar abordagens consistentes e contínuas (NRC 1983).

Nos USA são quatro as agências federais que têm autoridade para regular atividades e substâncias que possam causar riscos à saúde, são elas:

- 1) a Agência de Proteção Ambiental – *Environmental Protection Agency – EPA*;
- 2) a Administração de Alimentos e Medicamentos – *Food and Drug Administration – FDA*;
- 3) a Administração de Segurança e Saúde Ocupacional – *Occupational Safety and Health Administration – OSHA*;
- 4) a Comissão da Segurança de Produtos do Consumidor – *Consumer Product Safety Commission – CPSC*.

De maneira geral, as políticas públicas não se adaptam imediatamente às rápidas mudanças nas prioridades sociais e avanços científicos, fazendo com que muitas das dificuldades da avaliação de riscos sejam em função da acomodação de leis e políticas ultrapassadas à luz dos novos riscos percebidos (NCR, 1983)

Muitas substâncias químicas novas são constantemente produzidas, assim como muitas outras são retiradas do mercado, sem que se tenha feito uma avaliação dos riscos que estas substâncias possam trazer para a saúde humana. Esta produção e retirada de substâncias químicas é um processo dinâmico e exige que se tenha, por parte dos órgãos responsáveis, uma atuação também dinâmica e capaz de responder de forma rápida e segura.

Segundo a ATSDR (2002) a agência tem sido cobrada por avaliar a presença e natureza de perigos à saúde das comunidades que vivem nas proximidades de áreas contaminadas, ajudando a prevenir ou reduzir exposições perigosas, sem que a ela caiba a análise das alternativas de remediação nem a consideração dos aspectos políticos/econômicos da tomada de decisão (NRC 1983).

A ATSDR não é uma agência reguladora, o que permite que ela não tenha uma atuação estritamente rotineira; porém, o fato de não precisar utilizar métodos genéricos impõe grande dificuldade de como comunicar o melhor possível o nível de risco (SUSTEN 2003).

A EPA, como já mencionado, tem autoridade reguladora. Vale-se de métodos que possibilitam o atendimento à legislação e que tornam mais fácil a comunicação dos riscos à sociedade.

O decreto de reautorização do “*Superfund*”, conhecido como SARA, aumentou as responsabilidades da EPA em pesquisas, desenvolvimento (especialmente no que se refere a alternativas tecnológicas) e treinamento. O SARA também conferiu maior autoridade coerciva.

A CETESB é o órgão executor da Política Estadual de Meio Ambiente e também da política federal como órgão integrante da SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente. Sua atuação se assemelha à agência ambiental norte americana – USEPA; entretanto, sua abrangência é o Estado de São Paulo, enquanto que a EPA é uma agência federal. A CETESB tem também uma característica reguladora, visto que ela elabora normas e procedimentos para prevenção e/ou correção, dentre outros, dos problemas relacionados às áreas contaminadas.

## **b. Escopo**

A própria definição da missão da ATSDR já mostra como a agência irá focalizar seus trabalhos e objetivos. A lei do “*Superfund*” estabelece que a ATSDR deve avaliar a presença e natureza de riscos à saúde de comunidades que vivem próximas às áreas do “*Superfund*” e com isso ajudar a prevenir ou reduzir exposições perigosas e aumentar a base de conhecimentos sobre efeitos à saúde resultantes da exposição à substâncias perigosas.

No que se refere a sua atuação em áreas contaminadas por substâncias químicas perigosas, a ATSDR procura efetivamente obter e interpretar informações sobre a saúde humana para identificar se há exposição a estes agentes perigosos e se esta exposição pode causar efeitos adversos à saúde nas condições específicas da área em questão.

Os resultados destas análises levam à proteção da saúde humana por ações que conduzam principalmente à redução da exposição e à redução da dose. Dentre estas ações está a comunicação efetiva das informações científicas que possibilitam ações cooperativas por parte da comunidade.

Para o atendimento de seu mandato, a ATSDR desenvolveu um método denominado Avaliação de Saúde Pública para avaliar as implicações à saúde pública, originadas da exposição à contaminação ambiental e serve também como mecanismo de triagem para se identificar as ações de saúde necessárias para uma dada comunidade.

Se as exposições não encerram risco presente ou futuro à saúde pública a ATSDR termina o processo. A identificação de exposições passadas com efeitos à saúde pública são possíveis alvos de análise e objeto dos documentos de saúde pública indicando as ações recomendadas (ATSDR 2002).

Um dos resultados da avaliação de saúde conduzida pela ATSDR é a emissão do aviso de saúde, que é parte do mecanismo que determina a inclusão de áreas na lista nacional de prioridades (*NPL - National Priority List*), associado a outros mecanismos.

Outro mecanismo que determina a inclusão de áreas na lista nacional de prioridades – *NPL* – é a pontuação de perigo (*HRS – Hazard Ranking System*) determinada pela USEPA. Esta pontuação, no entanto, não estabelece prioridades de ação. A prioridade é dada pelo estudo mais detalhado desenvolvido na investigação para remediação/estudo de exiçüibilidade (USEPA 2004).

Os objetivos específicos do processo da USEPA visam a determinação de ações na área, a determinação dos níveis de substâncias que podem remanescer na área, sendo ainda adequadamente protetora à saúde pública, a comparação dos potenciais impactos à saúde das várias alternativas de remediação e o fornecimento de um processo consistente para avaliar e documentar as ameaças à saúde pública em áreas do programa “*Superfund*” (USEPA 1989).

O processo desenvolvido pela USEPA visa também definir as ações de remediação da área. O processo de remediação é escolhido de forma a satisfazer os objetivos estabelecidos de eliminação, redução ou controle dos riscos impostos pelos contaminantes para cada caminho de exposição.

A USEPA deixa claro na formação de seus objetivos, para a avaliação de saúde humana em áreas do “*Superfund*”, que os resultados desta avaliação serão confrontados com as possíveis alternativas de remediação da área.

O risco apresentado pela exposição da população a uma ou mais substâncias perigosas em áreas do “*Superfund*” é um indicativo para a tomada de decisão sobre as possíveis ações públicas buscando a redução/eliminação da exposição (USEPA 1989).

As decisões podem incluir (i) não atuar, (ii) utilizar as melhores práticas de engenharia ou (iii) remover o solo contaminado. A ação de remediação deve atender ao objetivo de redução de exposição assim como ser efetiva quanto ao custo (STAPLES e KIMERLE 1987).

A avaliação de risco dentro do processo de gerenciamento de áreas contaminadas da CETESB é realizado após a confirmação da contaminação da área, precedendo as atividades de investigação para a remediação, caracterizando um propósito que se assemelha aos propósitos da USEPA que é para auxiliar no processo de tomada de decisão sobre a necessidade ou não da remediação, levando-se em conta, porém, o uso atual e futuro da área. A avaliação de riscos para a CETESB, e também para a USEPA, fornece a base para a tomada de decisão sobre a seleção das técnicas ou alternativas de remediação e a definição dos níveis residuais de riscos toleráveis para certa situação (CETESB 1999).

Diferentemente da ATSDR que utiliza a avaliação de riscos para determinar prioridades, a metodologia desenvolvida pela CETESB para o gerenciamento de áreas contaminadas prevê que esta priorização se dê em três etapas que consideram como

critérios basicamente as características da fonte de contaminação, as vias de transporte e a importância dos bens a proteger.

O princípio do poluidor pagador é aplicado, pois o processo de recuperação cabe, em geral, ao responsável pela contaminação. Ao órgão estadual cabem as responsabilidades da execução das etapas de identificação das áreas contaminadas e fiscalização da execução do processo de recuperação das áreas onde possui a atribuição de controlar os problemas ambientais (CETESB 1999).

Para a CETESB as áreas contaminadas são abordadas em um processo de gerenciamento com o objetivo de minimizar os riscos a que a população e o meio ambiente possam estar expostos.

O gerenciamento de áreas contaminadas é dividido em dois processos, sendo eles:

- 1) o processo de identificação de áreas contaminadas; e
- 2) o processo de recuperação de áreas contaminadas.

Os dois processos constituem-se de etapas sequenciais que conduzem desde a identificação das áreas até a remediação e respectivo monitoramento. A avaliação de riscos é uma destas etapas sequenciais do processo de recuperação (CETESB 1999).

Como poderia se prever, as agências ambientais - CETESB e EPA - observam a área e recebem as informações de saúde para a decisão sobre a necessidade ou não de ações na área e sobre a alternativa mais adequada de remediação.

A agência ligada à área da saúde - ATSDR, por sua vez, observa a população e recebe as informações sobre o meio ambiente procurando a possível existência de relação entre as condições de saúde desta população (passada, presente e futura) e a presença de substâncias perigosas em uma área específica.



### **c. Objeto de atuação: bens a proteger**

Sob este aspecto, ambas as agências americanas, assim como a paulista, têm como bem a proteger, prioritariamente, a saúde humana.

Apesar da USEPA e da CETESB, no que se refere às áreas contaminadas, terem explicitamente dentre suas atribuições a proteção ao meio ambiente, esta proteção tende a ser consequência da atenção à proteção da saúde humana. Após garantida a manutenção da saúde da população, os aspectos ambientais determinarão os rumos das ações de remediação.

A USEPA tem procedimentos próprios e específicos para avaliação ecológica, integrando o guia para avaliação de risco para o Superfund – RAGS – denominado Manual de Avaliação Ambiental, para avaliação ambiental – *Environmental Evaluation Manual* (USEPA 1989).

Outro documento do qual a USEPA também faz uso é o documento guia para identificação de estressores – *Stress Identification Guidance Document* – que propõe uma abordagem específica para a proteção do meio aquático (USEPA 2000).

Apesar destes enfoques específicos, a avaliação de riscos ecológicos ainda não apresenta um embasamento completo e totalmente aceito pela comunidade científica, estando dentre as dificuldades a complexidade e diversidade dos ecossistemas naturais, a falta de valores de referência e a relação interdependente entre os ecossistemas.

A ATSDR tem suas ações voltadas para a proteção da saúde pública. Face a este princípio, a abordagem e o desenvolvimento da avaliação de riscos baseiam-se em parâmetros de perigos, de exposição e toxicológicos específicos para o ser humano.

Este enfoque está explicitado na missão da ATSDR: “Servir ao público usando a melhor ciência, tomando ações de saúde pública responsáveis e provendo informações de saúde confiáveis para prevenir exposições perigosas e doenças relativas a substâncias tóxicas” (ATSDR 2002).

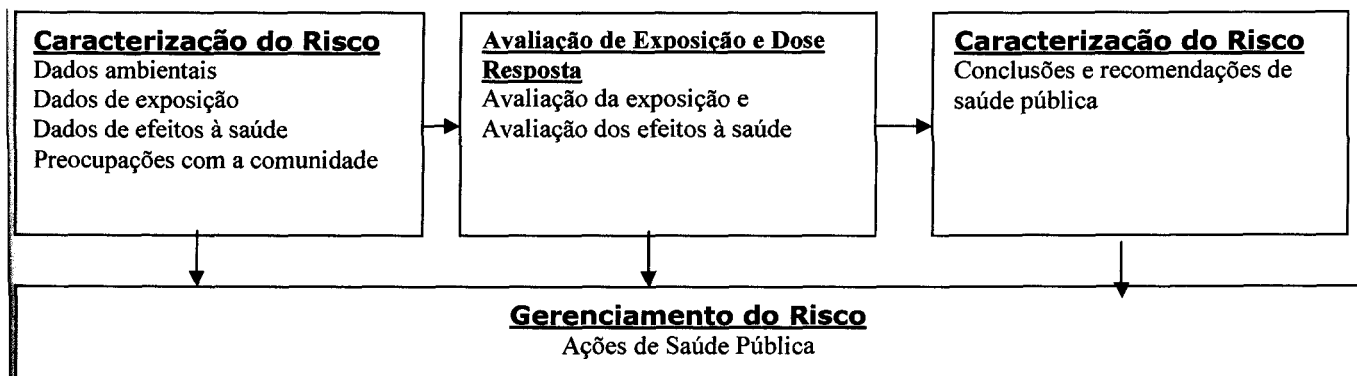
As decisões tomadas pela CETESB no enfrentamento dos problemas gerados pelas áreas contaminadas têm como fundamentação os resultados obtidos na avaliação de riscos à saúde humana. Esta avaliação de riscos explicitamente procura proteger:

- I) a saúde da população;
- II) ecossistemas;
- III) instalações de infra-estrutura urbana;
- IV) produção agrícola; e
- V) outros. (CETESB 1999)

#### d. Papel da avaliação de riscos em áreas contaminadas

Os componentes básicos da avaliação de riscos da ATSDR estão indicados na figura 6.

Figura nº. 6 – Componentes básicos da avaliação de riscos da ATSDR.



Adaptado de ATSDR 2002

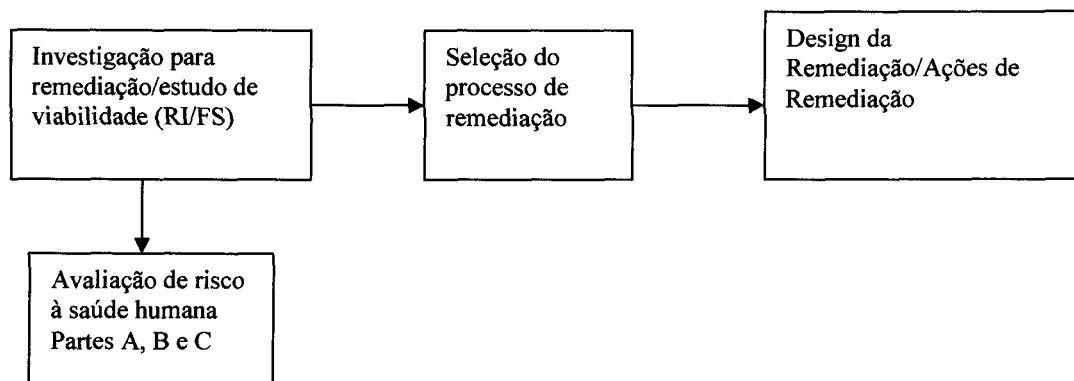
O processo da ATSDR, assim como o da USEPA, coleta e gera dados, avalia estes dados e conclui o estudo de forma a levar ao gerenciamento dos riscos, diferindo contudo nas ações deste gerenciamento e no foco da avaliação. A ATSDR conduz seu processo com o foco voltado para a comunidade.

Por sua vez, a USEPA tem a avaliação de riscos como uma das três partes básicas da avaliação de riscos à saúde humana na etapa de investigação para remediação/estudo de viabilidade (RI/FS), conforme detalhado na figura 7.

Dentro do conceito de avaliação de riscos adotado pelo NRC (*National Research Council*), que entende como a caracterização de potenciais efeitos adversos à saúde humana causados por exposição a perigos ambientais e que divide a avaliação de riscos em quatro etapas: (i) identificação do perigo; (ii) avaliação da relação dose-resposta; (iii) avaliação da exposição; e (iv) caracterização do risco, a USEPA, na sua avaliação de riscos, procura analisar os potenciais efeitos adversos à saúde decorrentes de substâncias perigosas existentes em uma área contaminada, na ausência de ações de controle ou mitigação.

Os resultados da avaliação de risco dentro da atuação da USEPA são utilizados para determinar se ações adicionais são necessárias na área; para modificar os objetivos iniciais de remediação; para dar subsídios à decisão de não intervenção; e documentar a magnitude do risco e suas causas principais (USEPA 1989).

Figura nº 7 – Papel da avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas, na USEPA



Adaptado de USEPA 1989.

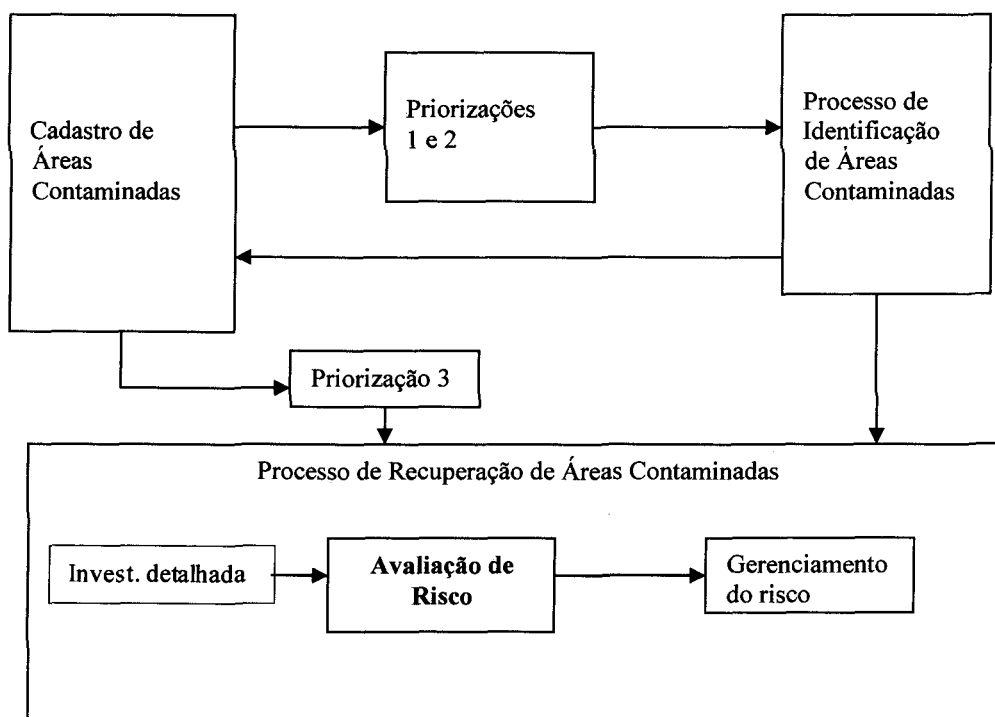
Nota-se que neste caso a avaliação de risco objetiva primeiramente identificar se é necessária alguma ação na área de modo a proteger a saúde da comunidade e, em segundo lugar, fornecer subsídios para a análise das alternativas de remediação.

Para a CETESB, a avaliação de riscos tem como principal objetivo “a identificação e quantificação dos riscos à saúde humana, decorrentes de uma área contaminada”.

Os resultados desta avaliação fornecerão subsídios para que se possam definir medidas corretivas que devam ser tomadas e também os objetivos das ações de remediação.

A avaliação de risco é a segunda etapa do processo de recuperação de áreas contaminadas. Ela não é incluída no processo de identificação de áreas contaminadas, não fazendo parte, portanto, dos dados que subsidiam as priorizações, visto que estas priorizações ocorrem ainda na fase de identificação das AC's, conforme ilustra a figura nº. 8.

Figura nº. 8 – Etapas do gerenciamento de AC's de acordo com o processo desenvolvido pela CETESB



Sob este aspecto, a ATSDR tem sua análise voltada para a saúde da comunidade, a USEPA e a CETESB para a área e como possíveis contaminações podem afetar a saúde humana. Para a ATSDR, as informações de saúde resultam em ações diretas de saúde, para a USEPA e para a CETESB as informações de saúde levam a ações na área contaminada.

#### **e. Tomada de decisão**

*A USEPA tem nas informações da avaliação de risco um fator importante a ser considerado na tomada de decisões conjuntamente com os fatores econômicos, técnicos e reguladores.*

A avaliação de riscos subsidia e referencia a investigação para a remediação/estudo de exequibilidade (RI/FS), o qual, por sua vez, visa tanto a caracterização da extensão e natureza dos riscos gerados por substâncias perigosas dispostas inadequadamente e sem controle, como também o desenvolvimento e avaliação de alternativas de remediação. A remediação ambiental tem como requisito legal a proteção à saúde humana e ambiental, que seja efetiva em termos econômicos (USEPA 1989).

A avaliação de riscos isoladamente não leva a nenhuma decisão. Ela é uma peça que compõe o quadro geral de uma condição de possíveis exposições humanas e de ameaças ao meio ambiente.

O resultado das análises da avaliação de saúde pública da ATSDR fornece as bases para a categorização da conclusão, conforme as categorias identificadas no quadro nº. 1, com as respectivas ações recomendadas.

Quadro n.º 1 – Categorias da conclusão da avaliação de saúde pública e ações recomendadas, segundo a ATSDR.

Categoria da conclusão	Ação recomendada
1- Perigo iminente à saúde pública	<b>Medidas para imediato cessar ou reduzir exposições. Deve descrever as ações já tomadas e as planejadas.</b>
2- Perigo à saúde pública	<b>Medidas são necessárias para reduzir ou prevenir exposições crônicas. Deve descrever as ações já tomadas e as planejadas.</b>
3- Perigo indeterminado	<b>Medidas para completar as informações faltantes e possibilitar uma chamada de saúde pública. Deve descrever as ações necessárias.</b>
4 – Sem perigo aparente à saúde pública	<b>Nenhuma ação é necessária. Dependendo do nível de preocupação da comunidade e de questões específicas da área, algumas das medidas tomadas para as categorias 1 e 2 podem ser consideradas.</b>
5 – Sem perigo à saúde pública	<b>Nenhuma ação é necessária.</b>

Adaptado de ATSDR 2002

Várias ações podem ser tomadas em resposta aos resultados da avaliação de saúde pública. Há quatro principais grupos de ações: (i) educação em saúde ambiental para membros da comunidade; (ii) educação em saúde ambiental para profissionais de saúde; (iii) estudos de saúde; e (iv) pesquisa aplicada para a substância específica (ATSDR 2002).

As decisões que são tomadas com base nas avaliações da ATSDR são, portanto, de recomendações para que se tomem ações visando a proteção da saúde humana.

Pelo fato da ATSDR ser uma agência de aconselhamento e não de gerenciamento de riscos, suas recomendações podem identificar ações que outros atores devam tomar para a implementação das recomendações feitas (ATSDR 2002).

Tais recomendações são sumariadas ao final do processo em um relatório que pode ser o documento de avaliação de saúde pública (*public health assessment document - PHA*) ou a consulta de saúde pública (*public health consultation - PHC*) e que diferem entre si pelo grau de especificidade em que são focados, sendo o primeiro de ordem mais geral e o segundo focado em questões mais específicas da saúde pública (ATSDR 2002).

Para a agência paulista, os resultados da avaliação de riscos subsidiarão a definição dos objetivos da remediação assim como das medidas corretivas a serem tomadas objetivando recuperar a área para um uso definido. Pode-se, em alguns casos, subverter esta ordem adequando o uso do solo em função do nível de contaminação verificado na área (CETESB 1999).

#### **5.4.2 Da avaliação de risco.**

##### **a. Foco da avaliação de riscos**

Na avaliação da exposição humana às substâncias tóxicas, a ATSDR considera exposições já ocorridas (passado), que estejam ocorrendo (presente) ou podem vir a ocorrer (futuro). Um caminho de exposição é caracterizado quando estão presentes concomitantemente (i) uma fonte de contaminação; (ii) o transporte e destinação ambiental do contaminante; (iii) um ponto de exposição onde as pessoas podem entrar em contato com o meio contaminado; (iv) a via de exposição (inalação, ingestão ou contato dérmico) e (v) a população potencialmente exposta. Quando um ou mais dos cinco elementos podem não estar presentes, porém, as informações não permitem assegurar que esteja(m) ausente(s), a exposição é considerada potencial e, quando um ou mais dos cinco elementos estiver ausente, não há exposição.

Um dos fatores que diferencia o processo adotado pela ATSDR das outras agências é a avaliação de exposições passadas. Para estas avaliações, assim como para exposições presentes e futuras, em áreas onde um histórico não esteja disponível ou seja limitado, a coleta e análise de informações adicionais específicas da área, denominada *investigação da exposição*, pode ser realizada e inclui:

- a) amostragem ambiental: normalmente conduzida por outras agências, amostras locais, onde pode haver o contato das pessoas com o contaminante;
- b) testes biomédicos: quando marcadores biológicos podem existir, a exposição pode ser confirmada pela análise clínica de amostras colhidas da população (sangue, urina, etc.);
- c) reconstituição da exposição-dose: quando as concentrações do contaminante nos pontos de exposição não podem ser determinadas por falta de dados médicos, a ATSDR pode utilizar modelos matemáticos para estimar exposições passadas, presentes e futuras (ATSDR 2002).

A avaliação da ATSDR busca a obtenção de informações específicas sobre a área. Estas informações têm como objetivo responder às preocupações da sociedade, dar respaldo à avaliação da exposição e à evolução dos efeitos à saúde e conduzir à conclusões com recomendações apropriadas para prevenir exposições perigosas (ATSDR 2002)

A abordagem sob o ponto de vista da ATSDR não oferece alternativas de remediação e não objetiva a viabilidade econômica. Tendo como foco de sua preocupação a proteção da saúde humana, pode conduzir a exigências de redução do nível de contaminação que não sejam técnica e economicamente viáveis ou mesmo a ações de remoção da população que sejam inviáveis sob o ponto de vista social.

No processo de avaliação de riscos da USEPA, que é parte do processo de caracterização da área, esta analisa os potenciais efeitos à saúde humana, presente ou



futuros, causados por substâncias perigosas em uma área, na ausência de qualquer tipo de controle ou mitigação.

Com o objetivo de se estimar o tipo e a magnitude da exposição a substâncias químicas potencialmente perigosas que estejam presentes ou tenham migrado de uma outra área e, entendendo exposição como o contato do organismo humano com o agente físico ou químico, a USEPA conduz uma avaliação da exposição atual. Conduz também estimativa de exposição futura para fornecer aos tomadores de decisão um entendimento de exposições potenciais futuras, que inclui, também, estimativa da probabilidade de que tais exposições ocorram (USEPA 1989).

Analisando uma situação, assumindo que nenhuma ação foi ou está sendo tomada, pode conduzir a resultados que levem a uma conclusão mais teórica, tendendo a apontar para ações que ofereçam maior segurança. Ou seja, as ações futuras de remediação poderão ser mais exigentes, favorecendo a precaução para com a saúde humana.

A avaliação de riscos conduzida pela CETESB se baseia nos dados obtidos na investigação detalhada e etapas anteriores e visa eliminar ou reduzir os riscos da contaminação da área. No processo adotado, populações potencialmente expostas e as exposições potenciais são consideradas.

Isto denota um foco na exposição presente específica da área, devendo-se considerar que a decisão sobre as ações necessárias será tomada visando isolar, conter, minimizar ou eliminar a contaminação de acordo com as necessidades determinadas pelo uso da área. A compatibilização das condições da área pode ser ao seu uso atual ou futuro (CETESB 1999).

Nesta avaliação, onde cenários de exposição são elaborados, as possibilidades de um contaminante atingir populações potencialmente receptoras são identificadas e a avaliação da exposição resulta nos valores de ingresso para os compostos em questão

(CETESB 2002) se aproxima da avaliação feita pela USEPA, sugerindo também uma avaliação mais conservadora e mais protetora.

O caráter mais conservador e protetor, de forma geral, ocorre quando informações específicas e possíveis ações tomadas para a redução da exposição/dose não são consideradas na avaliação.

### **b. Abordagem**

A avaliação conduzida pela ATSDR pode ser considerada menos conservadora, pois fornece dados menos teóricos ao utilizar valores reais de exposição, bem como por considerar somente os meios contaminados onde ocorra a exposição humana. Faz considerações sobre a representatividade das amostras, buscando identificar quão representativas as amostras são de outros locais da área e outros horários, diferentes dos da coleta das amostras (ATSDR 2002).

Um dos aspectos que caracteriza o processo conduzido pela USEPA como mais conservador é a utilização de um valor estimado de máxima exposição – RME (*Reasonable Maximum Exposure*), definido como sendo a máxima exposição, cuja ocorrência é razoavelmente esperada para cada via de propagação.

A vantagem da abordagem utilizando-se o RME é procurar garantir que uma estimativa conservadora da exposição esteja, ainda assim, dentro da faixa de exposições possíveis. A abordagem anteriormente utilizada se valia da estimativa de um valor médio e de um valor limite superior de exposição, cuja desvantagem é que a estimativa limite superior pode estar abaixo da faixa de exposições possíveis (USEPA, 1989).

A USEPA utiliza também cenários possíveis de exposição, sem que haja realmente uma exposição humana. Esta é uma característica conservadora do processo da EPA.

A CETESB também baseia o cálculo do ingresso no conceito de Exposição Máxima Razoável (RME - *Reasonable Maximum Exposure*) assim como também o faz a USEPA (CETESB 2002).

Esta forma de atuação, em função de ser feita uma estimativa, sugere uma avaliação mais conservadora quando comparada com a atuação da ATSDR, que se baseia em valores reais de exposição.

### **c. Especificidade com relação à área**

Sob este aspecto as três agências têm o mesmo entendimento e a mesma forma de atuação. Elas tratam da contaminação considerada em uma área específica e não de maneira genérica.

Cada área tem suas características próprias quanto à sua hidrogeologia, à população envolvida, à extensão da contaminação, etc., fazendo com que a abordagem de cada área específica favoreça o conhecimento mais preciso da situação. As características específicas de cada área são levadas em consideração e respostas direcionadas à cada situação são oferecidas. Isto também favorece a comunicação com a comunidade envolvida pois o entendimento da situação é facilitado quando os locais e situações em referência são conhecidos pela população.

### **d. Amostragens**

A amostragem do meio ambiente é parte de um processo de coleta de informações, que, para a ATSDR, deve considerar somente os fatos necessários para avaliar a exposição e suas implicações à saúde. As informações devem ajudar a avaliar se as condições específicas da área podem ser associadas a exposições e se possíveis exposições podem ser associadas a efeitos adversos à saúde.

Os dados obtidos na amostragem ambiental são preferidos aos modelos de transporte e dispersão, que são, contudo, aceitos visto em certas ocasiões serem as únicas fontes de informação.

Prioritariamente a ATSDR não realiza amostragens, utiliza os dados disponíveis de outras agências. Pode em alguns casos recomendar que amostragens ou estudos adicionais sejam realizados para suprir uma falha eventual de informação relevante para a avaliação de saúde pública.

Apesar de utilizar dados de amostragens de outras agências, a ATSDR se preocupa em determinar a representatividade de tais amostragens (ATSDR 2002).

A USEPA busca a determinação das características da área e a extensão e a natureza da contaminação, através de amostragens e análises de fontes de contaminação e dos meios potencialmente contaminados. A amostragem e análise são conduzidas pela própria USEPA conforme o plano de amostragens e análises desenvolvidos na fase de escopo do projeto. Os dados são coletados também para dar suporte à elaboração de alternativas de remediação.

A USEPA realiza a amostragem, porém, a regulamentação permite que seja contratado serviço analítico específico quando a rotina analítica da USEPA não for apropriada ou quando a(s) substância(s) não constar(em) da lista de compostos alvo (*target compound list - TCL*) (USEPA 1989).

Para a CETESB as amostragens fazem parte da etapa de investigação confirmatória, que precede a investigação detalhada. Amostras são tomadas do solo e/ou água subterrânea para confirmação da contaminação.

O órgão recomenda a formação de um grupo de profissionais – equipe de amostragem – para fazer parte do programa de amostragem. Deste grupo normalmente fazem parte os responsáveis pela investigação, coordenadores do projeto de caracterização/remediação da área, representantes do órgão ambiental e dos laboratórios responsáveis pelas análises e outras partes interessadas.

Esta equipe deve obter amostras representativas e garantir que chegarão para análise sem alteração de suas características.

Normalmente a CETESB realiza as avaliações até este ponto, pois na maioria das vezes as informações coletadas já permitem identificar o responsável pela contaminação

que se torna também o responsável pelas demais etapas do processo de gerenciamento (CETESB 1999).

#### **e. Ponderação das evidências**

A ATSDR está tentando avançar além dos cálculos de risco, reforçando o conceito da abordagem integrada pela consideração de uma análise ponderada de evidências. Para esta análise utiliza considerações realísticas e específicas da área, das substâncias e da população, que vão além dos níveis de risco derivados dos estudos de toxicidade, e podem influenciar a frequência ou a magnitude da exposição produzindo danos à saúde.

A análise ponderada das evidências (*weight-of-evidence*) consiste na ponderação e integração de dados relevantes de exposição, toxicológicos, epidemiológicos, médicos e de saúde para determinar a possibilidade de danos à saúde. Esta análise não procura por um resultado numérico da estimativa de risco. Procura respostas para se avaliar, de modo qualitativo, qual a probabilidade de membros da comunidade adoecerem como resultado da exposição às substâncias e condições específicas da área.

O resultado desta análise é uma descrição qualitativa, indicando se as condições de exposição na área são de natureza e magnitude suficientes para que se inicie ações de saúde pública, visando limitar, eliminar ou estudar mais profundamente possíveis exposições perigosas.

Este processo de análise tem vez quando a quantitativa das estimativas de dose excederem aos valores de referência ou quando valores confiáveis e relevantes não puderem ser obtidos (ATSDR 2002).

Vários fatores concorrem para determinar se uma contaminação ambiental pode resultar em efeitos danosos à saúde, no entanto, em geral, o conjunto de dados utilizados nesta análise incluem (ATSDR 2002):

- dados toxicológicos: a avaliação de estudos disponíveis requer competência técnica e julgamento profissional, exigindo treinamento especializado e completo entendimento dos princípios toxicológicos;
- dados de investigação epidemiológica, estudos e relatos médicos, e dados de morbidade/mortalidade específicos da área: o entendimento das características positivas e negativas dos vários tipos de estudos epidemiológicos ajudarão a determinar a adequação de um determinado estudo, para embasar e desenhar conclusões de saúde pública específicas para a área e para uma substância;
- dados específicos das substâncias;
- características especiais da população potencialmente exposta.

No processo de avaliação de riscos da USEPA em áreas do “*Superfund*”, a ponderação das evidências não é conduzida de forma específica e detalhada como é feita na avaliação de saúde pública da ATSDR.

Apesar da USEPA fazer várias considerações específicas quanto às características da área e da população envolvida, tais como localização relativa, padrões de atividade e sub-populações sensíveis, características de futuras populações potenciais, etc. (USEPA 1989), ela o faz de maneira difusa ao longo de todo o processo, de forma a dificultar uma caracterização do uso da ponderação de evidências.

A USEPA estuda e está considerando a aplicação e extensão desta análise ponderada na revisão do Guia para Avaliação de Risco à Saúde por Substâncias Químicas. Sob este aspecto, a ponderação das evidências versaria sobre as interações químicas, servindo como ferramenta para qualificar a exposição a misturas químicas (USEPA 1989).

O mesmo se observa no processo estabelecido pela CETESB. A agência paulista não dedica tratamento diferenciado para este tipo de abordagem com ênfase no aspecto qualitativo.

Apesar de subsidiada cientificamente e conduzida por especialistas, a ponderação das evidências tem uma parcela de caráter subjetivo e como tal leva a influência da experiência pessoal do avaliador, assim como de bias.

#### **f. Utilização de modelos matemáticos**

Os modelos computacionais são ferramentas analíticas importantes para a avaliação de potenciais exposições (presente e futura) humanas e ecológicas à contaminantes ambientais. Estes modelos organizam e resumem as informações disponíveis sobre as condições ambientais, fontes de contaminantes, transporte, dispersão e degradação de poluentes no meio e entre os meios, e sobre os caminhos de propagação para a estimativa do risco relativo (REGENS 2000).

A ATSDR recomenda a utilização de modelos ou ferramentas estatísticas para se estimar a natureza e a extensão da contaminação em áreas onde dados amostrados não forem disponíveis. Pelo fato dos dados de amostragens serem de importância crítica na avaliação de saúde pública, as decisões devem, sempre que possível, serem tomadas com base nestes dados. Porém, há casos onde estas amostragens não são possíveis ou não são validadas, tanto no aspecto espacial quanto no aspecto temporal. Nessas situações, a ATSDR recomenda a utilização de um ou mais dos inúmeros modelos e ferramentas estatísticas disponíveis de forma a prever a distribuição espacial da contaminação, prever a dispersão e o transporte de contaminantes ambientais em vários meios e, entre eles, ilustrar graficamente a tendência da contaminação, etc.

O modelo a ser utilizado deve, preferencialmente, ter sido calibrado usando dados específicos da área e, seu desempenho, ter sido documentado em literatura científica.

A agência obriga que os dados obtidos com base em modelos sejam claramente distinguíveis dos amostrados. No caso da utilização de um modelo a ATSDR deve descrever o modelo usado, especialmente as incertezas, limitações e suposições (ATSDR 2002).

Para a USEPA, a utilização de modelos de liberação, transporte e dispersão de poluentes são freqüentemente utilizados para suplementar dados de monitoramento quando da estimativa das concentrações de exposição.

O fato da USEPA, durante a fase de escopo da RI/FS, desenvolver uma estratégia inicial de modelagem para a área permitindo que os dados necessários para o modelo sejam incluídos nos requisitos para a coleta de dados, indica uma pré-disposição a fazer uso de um modelo.

Apesar da preferência da USEPA por obter o maior número possível de parâmetros específicos da área, ela aceita a utilização de parâmetros padrões para alguns modelos que não sejam sensíveis a tais parâmetros ou quando a obtenção de parâmetros específicos for muito demorada ou dispendiosa (USEPA 1989).

A CETESB considera importante o conhecimento dos modelos de transporte de contaminantes para a confecção do plano de coleta de dados da área contaminada. Estes modelos podem ser utilizados para a localização de pontos de amostragens pela determinação dos parâmetros hidrodinâmicos assim como pela delimitação da fonte e distribuição dos contaminantes.

Os modelos também são aceitáveis como auxiliares na interpretação dos resultados obtidos durante o monitoramento da área, pois pode-se modelar as características de propagação dos contaminantes e prever se a contaminação colocará em risco alguns dos bens a proteger.

Os modelos podem ter também outras aplicações, cabendo salientar, no entanto, que não oferecem respostas prontas e definitivas sobre uma dada situação, visto que os processos de fluxo e transporte na realidade são mais complexos. Não se pode prescindir dos dados coletados em campo nem do julgamento de avaliadores experientes.

A agência preconiza que, para a utilização de modelos dentre outros aspectos, sejam observadas a calibração e validação assim como a análise de sensibilidade (CETESB 1999).



### **g. Atenção a grupos mais susceptíveis**

A atenção a populações mais susceptíveis é de grande importância visto que padrões de saúde e regulamentações são freqüentemente desenvolvidos para a proteção destas populações.

Indivíduos ou grupo de indivíduos podem estar sujeitos a um risco maior devido à sua maior susceptibilidade, que por sua vez pode decorrer de fatores tais como idade, sexo, fatores genéticos, doenças pré-existentes, dieta inadequada, fatores ambientais e de estilo de vida, estres e acesso inadequado a cuidados médicos (WHO 2000).

A distinção feita entre riscos individuais para membros de um grupo mais susceptível e para indivíduos da população total é importante porque a aceitabilidade de um certo risco individual varia de acordo com o tamanho e o grupo em risco (WHO 1999).

É importante que os avaliadores não tratem da susceptibilidade sem antes determinarem explicitamente a definição do termo. Dentre as várias definições podemos citar a literária, a legal ou as específicas de uma disciplina, como da ecologia, da engenharia, da medicina e biologia, da toxicologia e da epidemiologia.

No entanto, conceitos de susceptibilidade focam na habilidade de um indivíduo resistir a injúrias, na probabilidade que um indivíduo reaja a uma exposição específica, na comparação da susceptibilidade de um indivíduo com a da maioria da população ou na variação de estados individuais de vulnerabilidade dentro de uma população (PARKIN & BALBUS 2000).

A avaliação dos caminhos de exposição, na etapa de avaliação da exposição do processo da ATSDR, considera cinco elementos, sendo que o quarto elemento se refere às populações potencialmente expostas.

A identificação destas populações que podem estar, ou vir a serem expostas aos contaminantes, bem como a caracterização de atividades que possam influenciar a

extensão da exposição, são componentes básicos da avaliação dos caminhos de exposição. O tamanho da população também deve ser considerado.

Na caracterização das populações potencialmente expostas, os fatores específicos de cada área que possam aumentar ou dificultar a frequência e/ou magnitude da exposição devem ser identificados. Dentre estas populações, que incluem a população residente, a recreacional, a trabalhadora, os transeuntes, deve-se identificar as populações de alto risco potencial como idosos, crianças, pessoas com problemas de saúde pré-existentes, entre outras.

O comportamento das crianças que tendem a passar mais tempo fora de casa e por levarem as mãos à boca freqüentemente terminam por ingerir maior quantidade de solo e uma população transitória, que está exposta somente durante sua passagem pela área, mas cuja exposição pode se repetir ano após ano, são exemplos de populações e características únicas que devem ser observadas (ATSDR 2002).

A USEPA busca caracterizar as populações em sua localização relativa à área, padrão de atividades e a presença de sub-grupos mais sensíveis.

Na determinação da localização relativa das populações deve-se incluir populações distantes, porém potencialmente expostas, tais como consumidores de água de abastecimento público, consumidores distantes de alimentos originados na área ou proximidades, etc.

No que se refere a sub-populações mais sensíveis à exposição a substâncias químicas, deve-se incluir crianças, idosos, gestantes, mulheres em fase de amamentação e pessoas com doenças crônicas.

Os padrões comportamentais também podem aumentar a exposição e o risco. Crianças que têm maior contato com o solo, consumidores de produtos originados na área são exemplos característicos de como o comportamento pode tornar diferente a exposição em grupos aparentemente semelhantes.

Diferentemente da ATSDR, a USEPA, na caracterização de populações potencialmente expostas, considera o uso atual e futuro da área, as atividades humanas e padrões de atividade associados a cada uso. Com o padrão de atividades procura

determinar entre outros aspectos o tempo que esta população fica exposta por dia, se as atividades são realizadas interna ou externamente às construções e a sazonalidade das atividades. Estas atividades devem ser avaliadas também sob a possibilidade de serem alteradas em função de um uso futuro da área, diferente do atual (USEPA 1989).

A análise qualitativa das populações consideradas e as características que irão influenciar uma exposição, seja ela potencial ou real, é o resultado da fase de caracterização da exposição no processo concebido pela CETESB.

#### **h. Comunicação e participação da comunidade afetada**

A ATSDR tem como filosofia a melhora contínua dos esforços para o envolvimento da comunidade, tendo em vista que esta atua como importante fonte de informações assim como audiente.

A reação da comunidade às mensagens e recomendações de saúde pública, está diretamente relacionada com a confiança desta comunidade na agência avaliadora e com o processo. Por sua vez, esta confiança decorre, entre outros fatores, do envolvimento desta comunidade, que deve ocorrer de forma que ela conheça as etapas do processo, as possíveis conclusões, como suas preocupações podem ser abordadas neste processo, como será seu envolvimento e como este envolvimento se insere no processo como um todo (ATSDR 2002).

A participação da comunidade deve ser buscada desde o início do processo de avaliação de saúde pública com a construção do relacionamento entre a agência e a comunidade. Uma vez coletada informações sobre a área, o envolvimento da comunidade já pode ser planejado e pode ocorrer, dentre outras formas (ATSDR 2002):

- em sessões individuais para identificação das preocupações pessoais e outras informações;
- em reuniões, conferências e outras formas para que a comunidade se mantenha informada sobre o andamento do processo;

- pelo estabelecimento de grupos formais ou informais para a discussão dos assuntos relativos à área e ao processo;
- pelo estabelecimento de locais para guarda dos documentos do processo de modo que a comunidade tenha acesso a eles;
- pela oportunidade da comunidade comentar a minuta de documento de saúde pública; e
- pela identificação de contatos na ATSDR que sejam elos entre a agência e a comunidade.

Esta forma de abordagem diferencia-se das abordagens estabelecidas tanto pela USEPA quanto pela CETESB, que direcionam os resultados para os administradores e tomadores de decisão, tendo a comunidade um desempenho mais modesto do que o observado no processo da ATSDR.

As agências ambientais contemplam de maneira menos enfática, em seus manuais de avaliação de riscos à saúde humana em áreas contaminadas, a participação das comunidades e procedimentos sobre como comunicar a estas comunidades os resultados das avaliações.

Pode-se considerar que estas diferentes ênfases se dêem em função das diferentes atribuições inerentes a cada agência.

### **i. Consideração da relação custo x benefício**

A USEPA tem no custo um fator importante, não tanto para a avaliação de riscos à saúde humana, a qual não tem seus procedimentos e/ou resultados alterados em função dele, mas para as ações de remediação cujos custos são de certa forma contrapostos aos benefícios que tais ações possam apresentar (USEPA 1989).

O fato do custo ser considerado, principalmente no gerenciamento dos riscos, não o exclui do processo, pois conforme o NRC (1983) a separação organizacional entre avaliação e gerenciamento de riscos não isola um do outro. Na prática, elas interagem e se comunicam nos dois sentidos.

A fase de análise detalhada de alternativas, que é parte da investigação para remediação/estudo de exequibilidade, tem o custo como um de seus critérios básicos de conduta. As alternativas de remediação são desenvolvidas baseadas na efetividade, na viabilidade da implementação e no custo, e esta avaliação pode ser desenvolvida para abranger um determinado meio, uma parte específica da área ou a área total (USEPA 1989).

A preocupação com tal fator pode ser relevante socialmente, pois os recursos de “*Superfund*” são recursos públicos e estes muitas vezes são utilizados para remediação de áreas privadas, portanto, é natural que no uso destes recursos sejam considerados os benefícios à comunidade afetada.

A ATSDR, na formulação das conclusões e recomendações, poderá concluir que a área não apresenta perigo à saúde pública, que apresenta perigo à saúde pública ou que não há suficientes informações disponíveis para determinar se o perigo existe, levando a dois possíveis relatórios, que não mencionam a relação custo x benefício como sendo um dos fatores considerados na apresentação dos resultados, conclusões e recomendações. Salienta-se que não cabe à ATSDR a indicação de ações de remediação e sim recomendações de ações de saúde pública que possam ser necessárias para eliminar ou prevenir exposições e que, em geral, são feitas para identificar maneiras práticas de cessar, reduzir ou prevenir exposições (ATSDR 2002).

A CESTESB, após a avaliação de riscos prossegue seu processo com a investigação para remediação. Nesta fase, o objetivo é selecionar as técnicas ou associação de técnicas possíveis, mais apropriadas e legais para a situação. Segue-se então um plano de investigação para testar as técnicas selecionadas, momento no qual se menciona o custo como um parâmetro a ser investigado (CETESB 1999).

### j. Etapas da avaliação de riscos em áreas contaminadas

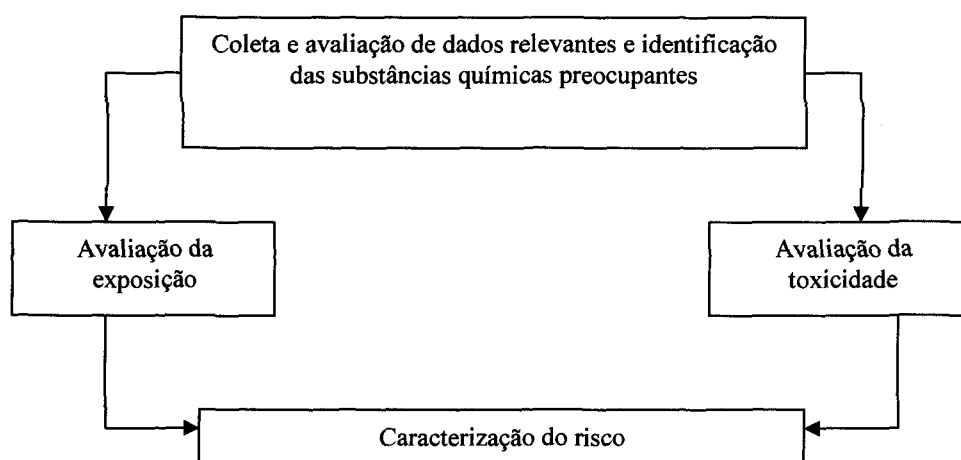
Os componentes básicos do processo de avaliação de riscos à saúde humana desenvolvida pela ATSDR envolvem:

- 1) coleta de dados e envolvimento da comunidade;
- 2) avaliação da exposição;
- 3) avaliação dos efeitos à saúde; e
- 4) conclusões e recomendações.

Com este procedimento a ATSDR objetiva determinar se houve, há ou poderá haver exposição humana a substâncias perigosas em áreas contaminadas. Busca-se também determinar a extensão desta exposição e se esta exposição deve ser reduzida ou cessada.

A avaliação de riscos conduzida pela USEPA, não muito diferentemente da ATSDR, tem suas etapas em linha com o conceito adotado pelo NRC (NRC 1983), sendo indicado na figura 9.

Figura n. 9 – Etapas da avaliação de riscos conforme o RAGS



Adaptado de USEPA 1989

De maneira geral, a CETESB segue a metodologia desenvolvida pela USEPA para a avaliação de riscos à saúde humana, que estabelece a coleta e avaliação de dados, a avaliação de toxicidade, a avaliação da exposição, a caracterização e quantificação dos riscos. Esta metodologia está baseada em princípios da toxicologia humana, no conhecimento das propriedades físico-químicas dos contaminantes e seu comportamento no ambiente.

Não são utilizados estudos epidemiológicos com o objetivo de caracterizar possíveis danos à saúde das populações, decorrentes de exposição em áreas contaminadas.

#### **ATSDR – Sobre a coleta de dados e envolvimento da comunidade**

Conforme a ATSDR (2002), nesta etapa os dados relativos à área são coletados para servirem de subsídios para a avaliação da exposição, dos efeitos à saúde humana e conseqüentemente para as conclusões, respondendo às preocupações da comunidade.

De maneira geral as informações necessárias são:

- a) Relacionadas com o histórico da área: incluem informações detalhadas da área, a história desta área, regulamentações e atividades, informações sobre o uso do solo e dos recursos naturais e informações demográficas. Tais informações são consideradas como sendo de grande importância para o entendimento da potencial natureza, magnitude e extensão da contaminação. Comunidades potencialmente expostas também podem ser identificadas nesta fase. É importante salientar que dentre as informações demográficas atenta-se para indicadores de populações mais sensíveis, assim como características étnicas, de idade, de gênero e socio-econômicas.
- b) Relacionadas com as preocupações da comunidade: incluem relatórios sobre queixas do público sobre o ambiente e a saúde e, quando estas queixas foram feitas; ações tomadas por qualquer dos atores envolvidos; outras informações obtidas individualmente, em reuniões da comunidade ou em estudos de saúde realizados nestas comunidades; informações que possam refletir unicamente

em preocupações culturais; histórico do envolvimento governamental passado e resposta da comunidade a esse envolvimento, e expectativas da comunidade sobre o envolvimento da agência.

- c) Relacionadas com a contaminação ambiental: estas informações juntamente com dados toxicológicos e de exposição, serão utilizados para se determinar possíveis implicações à saúde. Dentre as informações a serem coletadas estão as substâncias identificadas na área e proximidades; as concentrações destas substâncias, incluindo as de ocorrência natural; caracterização da amostragem (locais, datas, métodos de análise, etc.); medições de campo contrapondo-se às medições de laboratório e sobre a garantia da qualidade das informações de acordo procedimento específico.
- d) Relacionadas com os caminhos de exposição: informações sobre as fontes de contaminação, transporte e dispersão dos contaminantes, meios afetados, pontos de exposição, vias de exposição e população potencialmente envolvida.
- e) Relacionadas às condições de saúde: morbidade, mortalidade, informações sobre doenças e estatísticas de saúde. Deve-se ter em mente que os dados das condições de saúde não provam a relação causa-efeito. Esta relação pode ser provada em estudos extensos. Tais informações podem contribuir para a confirmação ou refutação das conclusões de saúde pública.
- f) Relacionadas às substâncias químicas específicas da área: propriedades físicas e químicas no meio contaminado; dados toxicológicos; epidemiológicos; biológicos e fisiológicos.

Quando estudos epidemiológicos forem utilizados, dados históricos devem ser levantados pois, para os avaliadores, as exposições atuais poderão ser de menor importância que as exposições históricas (COOK e col. 1994).

Estes estudos dependem de dados de exposição, de efeitos à saúde e de causas alternativas para a doença específica (COOK e col. 1994) e, quando o foco é dado em



doenças crônicas como o câncer, onde a identificação clínica e o início da exposição podem se distanciar por anos ou até décadas, o estudo fica mais complexo.

Os dados necessários podem ser coletados junto às agências governamentais (ATSDR, USEPA, Departamento de Energia, de Defesa, Departamento Nacional de Oceano e Atmosfera, etc.), pela internet (mapas, dados demográficos, dados de saúde, etc.), junto aos membros da comunidade ou outros atores envolvidos (proprietários, responsáveis pela área, vizinhos à área, etc.) ou por visitas à área.

Na avaliação conduzida pela ATSDR, os analisadores devem se utilizar das informações já disponíveis, deixando claro em suas conclusões eventuais faltas de informações necessárias (não disponíveis) e a sua influência. Caso as informações faltantes sejam consideradas importantes, a ATSDR pode recomendar a coleta destas informações, sempre com a preocupação de informar a comunidade sobre a situação atual da avaliação.

A ATSDR atenta para o fato de que algumas das informações obtidas podem ser de caráter privado e, portanto, sua confidencialidade deve ser assegurada. Informações médicas e de saúde, por exemplo, quando tiverem sua apresentação considerada necessária para responder às preocupações da comunidade, devem ser feitas de forma a proteger a identidade das pessoas envolvidas.

### **USEPA – Sobre a coleta e avaliação de dados**

A coleta de dados confiáveis sobre despejos de substâncias químicas e de exposições para a avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas segue específicos procedimentos e busca os seguintes tipos de informações:

- identificação dos contaminantes;
- a concentração dos contaminantes nas principais fontes e meios de interesse;
- as características das fontes, especialmente informações sobre potenciais liberações; e

- as características do ambiente que podem afetar a dispersão, transporte e/ou a persistência dos contaminantes.

A identificação das informações necessárias para a avaliação de riscos deve ocorrer na fase de planejamento da RI/FS, pois desta forma os dados coletados neste estudo atenderão as necessidades da avaliação de riscos. Devem inicialmente, porém não somente, atentar para a duração de possíveis exposições, caminhos de exposições potenciais e principais pontos de exposição para cada meio. Grande parte das informações necessárias para a avaliação de risco à saúde humana, deve ter sido obtida na investigação para remediação/estudo de exeqüibilidade.

Com base nas informações obtidas e revisadas sob os critérios do Guia de Objetivos de Qualidade de Dados, que especifica qualidade dos dados necessária para dar suporte às decisões da agência nas atividades de remediação, o avaliador deve formular um modelo conceitual que identifique todas as fontes de contaminação em potencial ou suspeitas, tipo e concentração dos contaminantes, meios potencialmente contaminados e vias de propagação, incluindo receptores.

Os dados obtidos também devem atender às necessidades do modelo de transporte e dispersão de poluentes escolhido na fase de escopo do RI/FS, modelos que normalmente são utilizados para suplementar dados de monitoramento quando da estimativa das concentrações de exposição (USEPA 1989).

Diferentemente do que ocorre na ATSDR, no processo conduzido pela USEPA, uma gama de informações muito maiores são coletadas, sendo que somente parte delas serão utilizadas na avaliação de riscos, por ser somente uma parte do processo de remediação do Programa “*Superfund*”.

A determinação/identificação das informações necessárias é feita num ambiente permeado por considerações anteriores à RI/FS e que tem como objetivo a remediação da área. Isto tira a avaliação de riscos à saúde humana do foco do processo. Dá-se menor ênfase à obtenção de dados epidemiológicos e toxicológicos e maior no que se refere a valores padrões determinados para os contaminantes.

### **CETESB – Sobre a coleta e avaliação de dados**

A coleta de informações se estende da metade do processo de identificação de áreas contaminadas até o início do processo de recuperação de áreas contaminadas. É precedida por uma fase de planejamento, cujo foco principal é a definição de estratégias, procedimentos, técnicas e ferramentas para a obtenção e interpretação dos dados pertinentes para a quantificação da exposição, caracterização do risco e definição de metas de remediação.

A fase de coleta e avaliação dos dados propriamente dita discute os procedimentos de coleta e avaliação de dados sobre o meio físico, substâncias químicas de interesse e processo de exposição.

Nesta etapa, as ações e considerações sobre os dados, que visam dar consistência técnica à avaliação de riscos à saúde humana, são delineadas. Estes dados de maneira geral caracterizam o comportamento dos contaminantes, no que se refere à sua interação com o meio físico, bem como a concentração destes contaminantes nas fontes de contaminação e nos meios de interesse (CETSEB 1999).

Assim com a USEPA, o foco da avaliação de riscos à saúde humana está no contaminante, no seu comportamento no meio e na sua possível interação com o ser humano.

### **ATSDR – Sobre a avaliação da exposição**

Basicamente constituída de duas avaliações:

- a avaliação da contaminação ambiental, que descreve como avaliar se os dados disponíveis, medidos ou modelados, são qualitativamente suficientes para avaliar exposições e se os dados caracterizam adequadamente a extensão espacial e temporal das contaminações; e

- a avaliação dos caminhos de exposição, que trazem os critérios usados para determinar se as pessoas estão expostas aos contaminantes da área e entender quem tem estado exposto, por quanto tempo e sob quais condições.

A correta avaliação da contaminação ambiental assim com seu entendimento é fundamental na análise dos caminhos de exposição. Amostragens ambientais indicam os níveis de contaminação no solo, água e cadeia alimentar, sendo preferidas pela ATSDR por considerar serem estas, medidas diretas das concentrações nos pontos de exposição, salientando, contudo, a grande importância na correta avaliação dos dados de amostragens.

Os objetivos dos projetos de amostragem ambiental são também alvo de análise por parte do processo da ATSDR. Apesar de aceitar, em geral, dados de amostragens, coletados em programas inicialmente e não desenhados para avaliações de saúde pública, devem antes ser considerados válidos e representativos. A validação se refere ao grau de confiança de que as concentrações relatadas realmente indiquem os níveis de contaminação em um meio. A representatividade diz respeito a quão representativo, espacial e temporalmente, são os níveis de contaminação medidos.

Os dados obtidos por modelagem também devem ser avaliados sobre a precisão com a qual suas estimativas podem representar a realidade.

Esta etapa da avaliação contempla também uma revisão das informações para identificar se há falta de dados e se estes dados faltantes são críticos ou não. Caso entenda que os dados faltantes precisam ser determinados, em geral, a ATSDR recomenda que outras agências ou organizações conduzam as amostragens.

Na avaliação dos caminhos de exposição, o objetivo é identificar as situações de exposição específicas da área, se há alguém exposto e sob quais condições tal exposição pode ocorrer. Especificamente deve definir os pontos de exposição, as concentrações dos contaminantes nestes pontos e as populações potencialmente expostas.

As condições de exposição passadas, presentes e futuras devem ser consideradas uma vez que estas condições podem variar no tempo.

Pode-se fazer uso de um modelo conceitual, um desenho esquemático, para uma melhor visualização das maneiras através das quais as pessoas entrem em contato com

os contaminantes ambientais e como estes contaminantes podem se mover no ambiente. O desenvolvimento de um modelo conceitual nas fases iniciais da avaliação de saúde pública pode ajudar na priorização dos caminhos de exposição a serem avaliados.

Segue-se a etapa com a identificação das fontes de contaminação, com a avaliação das características de transporte e dispersão dos contaminantes, com a identificação dos pontos de exposição e vias de exposição terminando com a identificação de populações potencialmente expostas (ATSDR 2002).

### ***USEPA – Sobre a avaliação da exposição***

O objetivo da avaliação de exposição, neste processo, é determinar ou estimar o tipo e a magnitude das exposições a substâncias químicas potencialmente preocupantes, presentes na área contaminada ou migrantes destas áreas. É a determinação ou estimativa da magnitude, frequência, duração e vias de exposição. Nesse contexto, exposição é definida como “o contato de um organismo com o agente químico ou físico” e a magnitude da exposição como sendo “a medida ou estimativa da quantidade de um agente disponível nas fronteiras de troca (pulmões, pele, vísceras) durante um período de tempo especificado”.

O procedimento geral para a condução da avaliação de exposição, segundo a USEPA, pode ser descrito segundo três etapas:

- 1) Caracterização dos parâmetros de exposição;
  - 1.1) parâmetros do ambiente físico;
  - 1.2) populações potencialmente expostas;
- 2) Identificação dos caminhos de exposição;
  - 2.1) fonte;
  - 2.2) ponto de exposição;
  - 2.3) vias de exposição;
- 3) Quantificação da exposição;
  - 3.1) concentrações de exposição;
  - 3.2) variáveis de exposição;

A primeira etapa, que é a caracterização dos parâmetros de exposição, diz respeito às características físicas da área e às características das populações humanas envolvidas. O clima, a meteorologia, os parâmetros geológicos, a vegetação, o tipo de solo, a hidrologia de águas subterrâneas e superficiais são caracterizados. Caracterizam-se também as populações potencialmente expostas no que se refere à sua localização relativamente à área contaminada, ao uso atual do solo, ao uso futuro possível e quanto à existência de subpopulações mais preocupantes.

A caracterização do uso atual do solo, normalmente, porém não exclusivamente, se enquadra como residencial, comercial ou industrial e recreacional. Não somente as populações próximas ou existentes na área devem ser caracterizadas mas também as populações distantes que possam de alguma forma vir a ter contato com a contaminação, através do consumo de água, alimentos ou outros meios contaminados.

As atividades associadas a cada uso do solo devem ser identificadas, pois podem influenciar o nível de exposição. O tempo de permanência na área contaminada, atividades internas ou externas a edificações, atividades sazonais, áreas livres ou de acesso restrito podem levar a caracterizações diferentes de exposição.

O uso futuro da área pode ser determinado pela identificação de usos atuais que possam vir a ser alterados no futuro. A identificação de uso futuro mais conservativa se dá quando se considera que a área terá uso residencial. Estes casos são possíveis, porém podem não ser justificáveis quando a possibilidade de que isto venha a acontecer for muito pequena.

As subpopulações com maior sensibilidade, com padrões de comportamento que resultem em maior ou menor grau de exposição, assim como exposições atuais ou passadas a outras fontes, devem também ser identificadas (USEPA 1989).

A segunda etapa é a identificação de caminhos de exposição e procura determinar o percurso do agente contaminante desde a fonte ao indivíduo exposto.

Um caminho de exposição em geral é composto por quatro elementos: (i) uma fonte e mecanismo de liberação; (ii) meios de retenção ou transporte; (iii) um ponto de potencial contato humano como meio contaminado; e (iv) uma via de exposição no

ponto de contato. Um meio contaminado pode ser a fonte de contaminação de um outro meio. Há casos onde o ponto de exposição é o mesmo da fonte, alterando ligeiramente os elementos mencionados acima.

A identificação e avaliação dos elementos mencionados caracterizam um caminho de exposição, sendo possíveis mais de um deles relativos à uma área contaminada.

A avaliação do transporte e destinação dos contaminantes dá suporte para previsão de exposições futuras e para a formação da relação entre a fonte e meio contaminado. Objetiva identificar meios que estejam ou podem receber contaminantes.

Para se caracterizar uma exposição real ou potencial, além do meio contaminado, ou potencialmente contaminado, deve haver um ou mais pontos em que a população possa entrar em contato: os pontos de exposição. Após a determinação dos pontos de exposição, deve-se determinar possíveis vias de exposição (ingestão, inalação ou contato dérmico) com base nos meios contaminados e nas atividades nos pontos de exposição para que se considere completo um caminho de exposição.

Todos os caminhos de exposição completos devem ser alvos de avaliações mais extensivas. A eliminação de um caminho de exposição pode ocorrer se houver justificativa para tal ação, que deve ficar claramente documentada no relatório de avaliação de riscos (USEPA 1989).

A terceira etapa aborda a quantificação da exposição sob os aspectos da determinação da concentração de exposição e da estimativa dos valores de ingresso.

Como exposição, a agência entende o contato de um organismo com uma substância química ou um agente físico, e os valores de ingresso são os valores de exposição normalizados para o tempo e peso corpóreo (USEPA 1989).

As concentrações de exposição podem ser estimadas unicamente pelo monitoramento ambiental ou pela associação de monitoramento ambiental e modelos de transporte e dispersão.

O uso de dados de monitoramento são normalmente aplicados quando se trata de exposições envolvendo contato direto com o meio monitorado ou em casos onde o monitoramento tenha sido feito diretamente no ponto de exposição. Em geral, estas estimativas caracterizam uma situação no momento presente.

A associação de monitoramento e modelos matemáticos podem ser mais indicados de forma geral quando os pontos de exposição são separados no espaço, quando há falta de dados sobre a distribuição temporal dos contaminantes ou quando os dados de monitoramento estão limitados pelo limite de detecção do contaminante no meio.

As concentrações de contaminantes em alimentos também podem ser medidas ou estimadas, sendo as medições preferíveis às estimativas.

Os valores de ingresso são calculados utilizando-se equações que tem basicamente três tipos de variáveis:

- 1) relativas à substância química: concentração de exposição;
- 2) relativas às populações expostas: taxa de contato, frequência e duração de exposição e peso corpóreo; e
- 3) determinadas pela avaliação: tempo médio.

Cada variável da equação do cálculo dos valores de ingresso tem uma faixa de valores e estes devem ser selecionados de modo que a combinação deles forneça o valor máximo de exposição que se espera possa ocorrer em uma área (*RME - reasonable maximum exposure*). Esta seleção de valores dentro de uma faixa, conforme determinações da USEPA, não se baseia somente em dados quantitativos sobre o que resultaria em um máximo valor de exposição, mas também com base em julgamento profissional.

Na determinação das variáveis que compõem o cálculo dos valores de ingresso, a agência geralmente se utiliza de dados estatísticos, os quais, quando não disponíveis, podem ser substituídos por julgamentos profissionais e estimativas razoavelmente conservadoras.



A variável peso corpóreo é considerada como uma média do peso durante o tempo de exposição, que por sua vez é selecionado em função do tipo de efeito tóxico que se está avaliando. Agentes tóxicos em desenvolvimento, tóxicos de ação aguda, tóxicos não carcinogênicos de ação a longo prazo e carcinogênicos têm o tempo de exposição, no cálculo dos valores de ingresso, diferenciados em função de diferentes mecanismos de ação, conforme o atual conceito cientificamente aceito.

Considerando que uma população pode estar exposta através de mais de uma via de exposição, a USEPA prevê uma possível combinação de valores de ingresso. O cálculo do máximo valor razoável nestes casos deriva de uma combinação entre os valores de um caminho de exposição com uma estimativa da exposição mais típica através de um outro caminho de exposição. Estes valores não são calculados nesta fase, fazendo parte desta etapa somente a organização das informações para cálculo posterior.

Baseadas nas fontes e graus de incerteza associados com estimativas de exposição, os tomadores de decisão devem avaliar se as estimativas de exposição são as máximas razoáveis de ocorrer.

*A análise das incertezas nesta fase podem ser separadas em duas partes, sendo a primeira a tabulação dos valores usados para estimar a exposição, as faixas de valores possíveis, as variáveis que aparecem nas equações de exposição assim como as que são utilizadas na estimativa das concentrações de exposição. A segunda parte consiste em sumariar as maiores proposições da avaliação da exposição, discutir as incertezas associadas com cada proposição e descrever como estas incertezas podem afetar a estimativa de exposição (USEPA 1989).*

### **CETESB – Sobre a avaliação da exposição**

Esta etapa da avaliação de riscos à saúde humana desenvolvida pela CETESB segue basicamente os mesmos objetivos e tem uma estruturação bastante semelhante ao estabelecido pela USEPA.

Divide a quantificação da exposição também em dois estágios que conduzem a abordagens sob o mesmo prisma. Utiliza valores de ingresso calculados com base na

exposição máxima razoável, de definição idêntica à da agência ambiental norte americana.

As variáveis existentes nas equações utilizadas para o cálculo dos valores de ingresso são também relativas às substâncias químicas envolvidas, às populações expostas, condições e tempo médio desta exposição.

### **ATSDR – Sobre a avaliação dos efeitos à saúde**

A avaliação dos efeitos à saúde desenvolvida pela ATSDR envolve uma análise expedita sobre os possíveis efeitos à saúde devidas às contaminações ambientais e dependendo do resultado desta análise, pode também proceder a uma outra denominada “análise ponderada das evidências” (*weight-of-evidences analysis*).

A análise expedita não identifica ocorrências adversas à saúde, mas objetiva a identificação de substâncias que para as quais não se esperam efeitos danosos sobre a saúde.

Tem-se então, como resultado, as substâncias identificadas divididas em duas categorias: das quais não se esperam efeitos adversos à saúde e das que requerem maiores análises para avaliação de possíveis efeitos adversos (análise ponderada das evidências).

A condução da análise expedita se desenvolve basicamente pela comparação de valores detectados de concentração e estimados de exposição com valores base. No entanto, esta análise pode ser refinada de forma a refletir mais realisticamente os cenários de exposição, mantendo em evidência as preocupações da comunidade, as ocorrências adversas à saúde, as características da população potencialmente exposta e possíveis exposições a vários contaminantes através de vários caminhos.

Os valores utilizados nas comparações são as concentrações ou as doses, derivadas de maneira conservadora, com base em literaturas sobre efeitos à saúde, estando abaixo dos níveis associados a estes efeitos. Das substâncias detectadas em valores inferiores aos de comparação não se esperam efeitos danosos à saúde ao passo que, para as detectadas em valores superiores, devem-se proceder maiores avaliações.

Os valores de comparação não devem ser utilizados para prever efeitos à saúde nem para determinar níveis de remediação.

A ATSDR desenvolveu dois tipos de valores de comparação:

- guias ambientais: representam concentrações de uma substância à qual o homem pode estar exposto durante um período específico de tempo sem a ocorrência de efeitos adversos à saúde.
- guias de saúde: geralmente representam doses de uma substância em água, solo ou alimentos, normalmente expressa em miligramas de substância por *quilograma de peso corpóreo por dia ou, para exposição ao ar, em microgramas por metro cúbico.*

Para as substâncias para as quais não há valores de comparação determinados, deve-se realizar avaliações mais detalhadas.

A agência pode se utilizar de outros valores de comparação baseados em estudos de outras agências, departamentos, comissões, etc. sendo preferíveis os determinados pelos seus próprios estudos de toxicidade.

A comparação dos valores deve ser criteriosa. Quando a comparação é feita com os valores guias ambientais, antecede a esta comparação, uma seleção dos valores de comparação e das concentrações ambientais das substâncias. Nesta seleção deve ser considerada também a duração da exposição, as condições de exposição específicas da área e a equivalência tóxica. Quando se compara aos valores guias de saúde, deve-se preceder uma estimativa das doses de exposição específicas para a área e a subsequente seleção dos valores guia. Na equação de estimativa das doses de exposição utiliza-se, de forma geral, parâmetros padrões. No entanto, estes parâmetros podem ser substituídos por valores específicos da área ou por valores derivados de julgamento profissional, sem deixarem de ser protetivos.

Cabe nota o fato da ATSDR considerar um fator de biodisponibilidade na determinação da dose estimada. Este fator expressa a quantidade de substância que realmente entra na corrente sanguínea e está disponível para causar danos ao organismo.

Dentre alguns fatores que podem influenciar a análise expedita, devem-se considerar as preocupações da comunidade, populações específicas, múltiplos caminhos de exposição e exposições a múltiplas substâncias.

A etapa final da análise expedita trata da apresentação e discussão dos resultados obtidos com a análise.

Quando os valores de comparação são superados ou não há valores para comparação, a agência segue o processo com a análise ponderada das evidências. Os resultados desta análise darão suporte às conclusões e recomendações para ações de saúde pública.

A ponderação das evidências “envolve balanceada revisão e integração de exposições relevantes, dados toxicológicos, epidemiológicos, médicos e de ocorrências adversas à saúde (morbidade e mortalidade) para auxiliar a determinar se exposições, aos níveis da contaminação, sob as condições específicas da área, podem resultar em efeitos danosos à saúde” (ATSDR 2002). Esta ponderação não estima numericamente o risco. Enfatiza, no entanto, uma perspectiva balanceada para definir faixas de exposição onde haja preocupação potencial com a saúde.

A avaliação dos dados toxicológicos busca fornecer informações sobre efeitos que são associados com uma substância em particular, as doses para as quais estes efeitos tenham sido observados e a possível relevância destes dados para as exposições da área específica. Nesta avaliação, as informações sobre exposição específicas da área são comparadas a dados de estudos experimentais, com o objetivo de determinar se estas condições específicas da área diferem dos dados de estudos, e se estas diferenças podem aumentar ou diminuir as probabilidades de ocorrência de efeitos à saúde.

Uma abordagem também possível é a utilização de um índice denominado “margem de segurança”, que relaciona as condições de exposição específicas da área com o menor nível ao qual se observa efeitos adversos ( $MS = LOAEL / \text{dose estimada na exposição específica da área}$ ). Em geral, quando a margem de segurança é maior que 1.000, não se esperam efeitos adversos; quando entre 100 e 1.000 necessita de maiores investigação e, quando abaixo de 10, pode haver efeitos adversos. Um julgamento

profissional é necessário, pois se trata de uma avaliação de certa forma subjetiva. Não se trata de simples observação de índices.

Os dados da comparação experimental são complementados pela avaliação de dados toxicocinéticos e mecanicistas. Informações sobre a absorção, distribuição, metabolismo, eliminação, processos metabólicos e mecanismos através do qual a substância pode exercer seus efeitos ajudam os toxicologistas a entender os eventos que podem conduzir aos efeitos clínicos. A busca destas informações se dá em literaturas, assim como podem ser utilizados modelos farmacocinéticos e farmacodinâmicos. Estes modelos, que predizem a dose no tecido alvo e descrevem a relação quantitativa entre a dose no tecido alvo e a doença, respectivamente, têm seu uso deixado a critério do toxicologista envolvido no processo. A avaliação epidemiológica e de taxas de mortalidade ou morbidade segue a dos dados toxicológicos.

Na avaliação epidemiológica as relações entre a exposição humana a substâncias perigosas e a observação de ocorrências de doenças é examinada. A análise ponderada das evidências considera dados epidemiológicos para a derivação de valores guia de saúde a uma substância específica, quando existir. Comparações podem também ser feitas entre os níveis de exposição associados a ocorrências de saúde e as exposições específicas da área. Estudos específicos da área que examinam as exposições e as ocorrências de saúde nos membros da comunidade são considerados os mais relevantes para fins de avaliação de saúde pública.

Ocorrências de saúde são dados estatísticos sobre a condição de saúde de um grupo definido de pessoas que inclui dados sobre morbidade e mortalidade. Estes dados estatísticos podem ser considerados em resposta a uma preocupação da comunidade ou quando os dados de exposição e toxicológicos indicarem que uma particular ocorrência de saúde é biologicamente possível. A avaliação de ocorrências de saúde ficam também a critério da avaliação do profissional avaliador.

Evidências adicionais podem ser oferecidas por dados biológicos e pela avaliação de informações médicas da população exposta ou potencialmente exposta.

Devem ser feitas considerações sobre a existência de exposições a múltiplas substâncias, a múltiplos caminhos de exposição e sobre as implicações à saúde para

populações mais vulneráveis ou sensitivas. As interações químicas podem ser particularmente relevantes, por exemplo, em casos onde a dose de exposição às substâncias químicas, isoladamente, não excedam o NOAEL (nível de exposição ao qual não observa efeitos adversos à saúde), porém as substâncias da mistura tenham um mecanismo de ação comum ou afetem o mesmo órgão alvo.

Exposições por múltiplos caminhos podem aumentar a dose total de exposição. Apesar da possibilidade de soma das doses de exposição para estimativa da dose total, o mesmo pode não ocorrer com os efeitos.

Características de certas populações podem torná-las mais vulneráveis ou sensitivas às exposições ambientais, como a idade, o sexo, características étnicas, genéticas ou nutricionais, por motivos de doenças, fatores psicológicos, exposições não relativas à área entre outras.

Ao final, os resultados da avaliação ponderada das evidências devem ser integrados e comunicados clara e concisamente no documento de avaliação de saúde pública (ATSDR 2002).

### **USEPA – Sobre a avaliação da toxicidade**

A própria definição de toxicologia como sendo “o estudo dos efeitos adversos de químicos sobre a saúde e das condições sob as quais tais efeitos ocorrem” (RODRICKS 1992) pode definir bem o propósito desta etapa: o de relacionar as substâncias contaminantes aos potenciais efeitos adversos, assim como a extensão da exposição ao contaminante e à maior probabilidade ou severidade de efeitos adversos.

Dividida geralmente em duas etapas (i) identificação do perigo e (ii) avaliação da dose-resposta, procura coletar informações qualitativa e quantitativa de toxicidade para as substâncias em avaliação, identificar períodos de exposição para os quais os valores de toxicidade são necessários, determinar os valores de toxicidade para efeitos não-carcinogênicos e carcinogênicos e sumariar as informações sobre a toxicidade.

Dentre os tipos de informações toxicológicas consideradas, estudos epidemiológicos bem conduzidos que mostrem uma associação entre um agente e uma

doença são considerados as melhores evidências sobre riscos à saúde humana, e devem ter prioridade na avaliação. Há, no entanto, muita dificuldade no estabelecimento de dados em humanos e, nestes casos, dados relativos a estudos em animais são considerados.

Os estudos em humanos quando não adequados, assim como os estudos metabólicos e farmacocinéticos comparativos, podem ser utilizados como informações de suporte às conclusões sobre a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos à saúde humana. A avaliação de toxicidade é conduzida para efeitos não carcinogênicos e para carcinogênicos.

Da quantitativa relação dose-resposta derivam os valores de toxicidade (doses de referência e fatores de potência), que podem ser utilizados para estimar a incidência ou potencial de efeitos adversos como função da exposição e são utilizados na fase de caracterização do risco para estimar a probabilidade da ocorrência de efeitos adversos sob diferentes níveis de exposição.

Na avaliação de efeitos não carcinogênicos, a dose de referência é o valor de toxicidade mais utilizado. Vários tipos de doses de referência são utilizados, dependendo da via de exposição, do efeito crítico e na intensidade da exposição.

Os efeitos carcinogênicos são avaliados de forma comum, com base sempre em uma determinação ponderada das evidências seguida do cálculo do fator de potência. Na determinação ponderada das evidências, os dados são agrupados de maneira que os mais confiáveis sobre a carcinogenicidade de um agente tenham maior peso. O fator de potência é o valor de toxicidade que define quantitativamente a relação dose-resposta.

*No cálculo do fator de potência são levados em consideração a base de dados, as extrapolações para doses baixas, a equivalente dose em humanos*

Para os casos onde não haja doses de referência nem fatores de potência disponíveis para uma dada via de exposição, a USEPA recomenda que se faça uma extrapolação entre vias de exposição.

Em casos de contato dérmico, às vezes os riscos podem ser associados à dose de referência ou ao fator de potência oral.

A interpretação e o uso dos valores de toxicidade devem ser feitos cuidadosamente, levando em consideração as incertezas envolvidas em seus cálculos (USEPA 1989).

### **CETESB – Sobre a avaliação da toxicidade**

Esta etapa da avaliação não difere significativamente da avaliação desenvolvida pela USEPA. A abordagem, as etapas, os valores de referência, a classificação da evidência de câncer, entre outras considerações, são similares à fase de avaliação de toxicidade da USEPA.

### **ATSDR – Determinando conclusões e recomendações**

Com base nas informações de exposição e na avaliação de efeitos à saúde, elabora-se a conclusão sobre o grau de perigo à saúde humana, se houver, imposto pela exposição em estudo. Tal conclusão leva em conta a existência de exposições passadas, presentes ou futuras a agentes perigosos presentes na área. Considera também a susceptibilidade da população potencialmente exposta e a probabilidade da exposição resultar em efeitos adversos à saúde.

As conclusões se enquadram em uma das cinco categorias mencionadas no item “ e. Tomada de decisão”. A decisão sobre a inclusão em uma das cinco categorias é tomada com base nas avaliações realizadas e também no julgamento do profissional avaliador.

A classificação pode ser para toda a área ou para parte dela. Pode se referir a um ou mais caminhos de exposição em qualquer período de tempo (passado, presente ou futuro) e deve também especificar a população impactada.

Em função da maneira como a avaliação da ATSDR é conduzida, é possível haver situações onde uma exposição real ou potencial é identificada, mas sem haver danos à saúde. Apesar de poder haver estimativas de doses superiores aos valores de referência, a análise de ponderação das evidências pode indicar que não são esperados



efeitos negativos à saúde. Uma situação como esta poderia causar muitos conflitos, sendo necessário que se informe o motivo de não se esperar efeitos adversos, mesmo com concentrações maiores do que os valores de referência.

Após a conclusão, podem ser feitas recomendações que, em geral, procuram identificar formas práticas de parar, reduzir ou prevenir exposições; atividades para melhor caracterização da área e possíveis exposições; e atividades de saúde (estudos de saúde, educação para a saúde, serviços de saúde, entre outros). Estas recomendações, no entanto, não determinam qual ação específica é necessária ou como deve ser implementada (ATSDR 2002).

### **USEPA – Sobre a caracterização do risco**

Esta etapa é o elo entre a avaliação e gerenciamento do risco. Nela, as informações sobre toxicidade e exposição são sumariadas e integradas em expressões qualitativas e quantitativas de risco. Fatores econômicos, de viabilidade técnica e o contexto das regulamentações também são considerados.

A caracterização do risco não pode ser considerada completa sem que a expressão numérica do risco seja acompanhada de texto explicativo, interpretando e qualificando resultados. Ela difere em função da característica carcinogênica ou não do agente.

A quantificação do risco é feita para substâncias carcinogênicas e não carcinogênicas e para exposições a uma ou a mais de uma substância, simultaneamente.

A medida do risco usada pelo Programa “*Superfund*” não é uma estimativa totalmente probabilística do risco, mas sim estimativa condicional, dado o considerável número de pressupostos e incertezas. Portanto, é importante a especificação dos pressupostos e das incertezas naturais do processo, colocando a estimativa do risco em sua correta perspectiva (USEPA 1989).

### **CETESB – Sobre a caracterização do risco**

A caracterização do risco desenvolvida pela CETESB também segue os mesmos princípios conceituais para a compilação das informações, e matemáticos para os cálculos de risco, utilizados pela USEPA.

As incertezas também são alvo de atenção para adequação dos resultados obtidos e são tratadas similarmente ao tratamento dado pela USEPA.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS - RECOMENDAÇÕES

Procedimentos como este permitem, entre outras prerrogativas, que a autoridade ambiental possa tratar criteriosamente os problemas existentes em sua área de atuação; priorizar a atuação em função do risco que apresente à saúde humana e/ou ao ambiente; racionalizar o emprego dos recursos técnicos e financeiros para áreas de maior urgência e facilitar a comunicação com os demais atores envolvidos.

A condição prioritária para que quaisquer ações sejam tomadas é a existência de um cadastro que contenha informações detalhadas sobre as áreas contaminadas existentes. O cadastro deve ser completo e consistente de forma a caracterizar corretamente as áreas e permitir a comparação entre elas.

A ordenação destas áreas em função da prioridade de ação também é de significativa relevância e pode ser realizada através do processo de avaliação de riscos.

Às instituições que trabalham nas questões ligadas às áreas contaminadas devem ter tanto liberdade para ir além de análises rotineiras, como também precisam de métodos rotineiros e genéricos para atender situações de emergência.

Análises menos rotineiras permitem uma melhor caracterização da situação específica da área sob avaliação e permitem também uma melhor identificação das condições de saúde da população. É porém, de duração mais longa, de comunicação mais difícil e não permitem extrapolações para áreas semelhantes.

Métodos genéricos tornam mais viáveis a utilização de informações de uma área em outras áreas sob condições semelhantes, tendo impacto também nos custos destes processos. São mais facilmente adaptáveis a novas situações, permitindo uma resposta mais rápida por parte das instituições envolvidas. A maneira sistemática de conduzir as avaliações facilita a comunicação dos resultados às partes interessadas.

Fica claro que a atenção à saúde deve ser priorizada, no entanto, é possível que se atente também para a possibilidade de recuperação das áreas, tanto para fins gerais

como, quando esta alternativa não for possível, para fins pré-determinados, ou seja, que o objetivo e as ações de remediação tenham como resultado uma área onde se possam desenvolver atividades gerais ou uma atividade específica. Situações como estas exigiriam um planejamento a longo prazo por parte das autoridades que regulamentam o uso e a ocupação do solo, evitando que o uso inadequado da área seja feito no futuro.

A avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas com substâncias perigosas deve ter como propósito fornecer informações específicas da área, visando ações para proteção da saúde da população envolvida, seja por redução ou cessação da exposição aos possíveis contaminantes; deve fornecer informações para o gerenciamento do risco e subsidiar a análise de alternativas de remediação das áreas contaminadas.

A determinação dos níveis de contaminação residuais aceitáveis, em função das possíveis exposições ou dos usos da área, também deve ter como base a análise de risco. É também importante na definição de prioridades, ou seja, áreas onde devem ser concentradas as ações de proteção à saúde e para as quais devem ser direcionados os recursos técnicos e financeiros.

A cooperação da comunidade envolvida durante o processo de avaliação de risco é relevante para a caracterização da área e para a determinação de possíveis danos à saúde humana, devido a exposições às substâncias contaminantes.

A comunicação e participação da comunidade também pode auxiliar a determinação mais precisa da relação causa-efeito visto que exposições não relacionadas à área podem ser caracterizadas.

Portanto, o processo de avaliação de risco à saúde humana utilizado deve ter a etapa de comunicação com a sociedade bem elaborada e executada por profissionais capacitados e treinados.

A avaliação de risco é uma ferramenta que pode ser utilizada tanto quando já existe uma população exposta como quando ainda não há; neste caso, como ferramenta de prevenção a futuras exposições.

Neste caso, existe divergência entre os valores de referência aos quais as exposições são comparadas. Isto pode levar a diferentes conclusões, levando dúvidas à população envolvida e com possíveis implicações na tomada de decisão por parte das autoridades. Um trabalho conjunto no sentido de se obter um valor consensual poderia minimizar possíveis divergências.

A ATSDR estima quantitativamente a exposição de maneira direta com medições nos pontos de contato e indicadores biológicos de exposição.

A EPA e a CETESB fazem uma avaliação indireta, entre outras formas, pelo monitoramento ambiental e modelagem matemática.

As duas formas de atuação são independentes e baseiam-se em diferentes tipos de dados, cada uma com suas vantagens e limitações.

Nota-se que as avaliações conduzidas pelas instituições de saúde focalizam as populações e têm no ambiente o cenário secundário que pode estar causando agravos à saúde desta população. As instituições ambientais focam o ambiente e, quando há possível contaminação, voltam as atenções para as comunidades potencialmente envolvidas.

Os aspectos escolhidos, quando analisados em seu conjunto podem mostrar qual a tendência do processo de avaliação de saúde humana, como estando voltado para a área ou para a comunidade sem que, no entanto, deixem de atender a preceitos básicos: a manutenção da saúde da comunidade e a prevenção à exposição a substâncias químicas perigosas.

Conclui-se que os processos desenvolvidos pela ATSDR e USEPA não são antagônicos e sim complementares. Um processo que fosse originado do trabalho

conjunto das instituições tanto de saúde como ambiental poderia levar a conclusões mais realistas, sem que houvesse mais riscos à saúde da população. Poderia, também, definir objetivos de remediação, ponderando custo-benefício e estabelecendo níveis de contaminação residual aceitáveis.

Uma ação conjunta poderia, ainda, gerar documentos que servissem como meio de comunicação com a sociedade e também como base para as autoridades que precisam definir quais ações devem ser tomadas, e se devem realmente ser tomadas. Evitaria a exposição das populações a informações divergentes, que poderiam vir a aumentar a angústia e a preocupação das pessoas que, de alguma forma, têm relação com a área.

Os recursos técnicos, humanos e financeiros também poderiam ser otimizados evitando-se possíveis redundâncias nas atividades que compõem a avaliação de risco à saúde humana.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albert R.E. In: Andelman J.B. and Underhill D.W., Editors. **Health Effects from Hazardous Waste Site**. Chesea: Lewis Publishers, Inc.; 1987. pg. 143-147.
- AFEA – Austrian Federal Environment Agency, on behalf of CLARINET. **Review of Decision Support Tools for Contaminated Land and Their Use in Europe**. Wien; 2002. Disponível em <<http://www.clarinet.au>> [30 de Agosto de 2004].
- Andelman J.B., Underhill D. W. **Health Effects From Hazardous Waste Sites**. Michigan: Lewis Publishers; 1987.
- ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Public Health Assessment Guidance Manual (Update)** [on-line]. USA; 2002. Disponível em <<http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/PHAManual/ch1p1.html>> [07 de Maio de 2002].
- Bernstein P.L. **O Desafio aos Deuses: A Fascinante História do Risco**. Rio de Janeiro: Editora Campus; 1997.
- Bodar C., Bruijn J., Vermeire T., Zandt P.V. Trends in Risks Assessment of chemicals in European Union. **Human and Ecological Risk Assessment** 2002; 8 (7): 1825-1843.
- BRASIL.- Governo Brasileiro [on-line]. 2003. Disponível em <[http://www.presidencia.gov.br/ccivil\\_03/leis/lcp/lcp13..htm](http://www.presidencia.gov.br/ccivil_03/leis/lcp/lcp13..htm)> [17 de Junho de 2003].
- Brasil. Lei n. 8.080, de 19 de Setembro de 1990. Dispõe sobre as condições para a promoção, proteção e recuperação da saúde, a organização e o funcionamento dos serviços correspondentes e dá outras providências. **BRASIL.- Governo Brasileiro** [on-line]. 2003. Disponível <[http://www.presidencia.gov.br/ccivil\\_03/leis/lcp/lcp13..htm](http://www.presidencia.gov.br/ccivil_03/leis/lcp/lcp13..htm)> [17 de Junho de 2003].
- CETESB. **Cadastro de Áreas Contaminadas em São Paulo** [on-line]. São Paulo; 2002. Disponível em <[http://www.ambiente.sp.gov.br/destaque/cadastro\\_areas\\_contaminadas.htm](http://www.ambiente.sp.gov.br/destaque/cadastro_areas_contaminadas.htm)> [22 de Maio de 2002].

- CETESB. **Cadastro de Áreas Contaminadas em São Paulo** [on-line]. São Paulo; 2003. Disponível em <[http://www.ambiente.sp.gov.br/destaque/cadastro\\_areas\\_contaminadas.htm](http://www.ambiente.sp.gov.br/destaque/cadastro_areas_contaminadas.htm)> [12 de Novembro de 2003].
- CETESB. **Cadastro de Áreas Contaminadas em São Paulo** [on-line]. São Paulo; 2004. Disponível em <[http://www.ambiente.sp.gov.br/solo\\_geral.asp](http://www.ambiente.sp.gov.br/solo_geral.asp)> [16 de Janeiro de 2005].
- CETESB. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas Capítulos I a VII**. São Paulo; 1999.
- CETESB. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas Capítulos VIII e IX**. São Paulo; 2004.
- Cirone A.P., Duncan P.B. Integrating human health and ecological concerns in risk assessments. **Journal of Hazardous Materials** 2000; 78:1-17
- Cook R.R., Tirey S.L., Spadance N.W, Woodburry M.A. Access to Data for Epidemiological Studies. In: Draper W.M., Editor. **Environmental Epidemiology – Effects of Environmental Chemicals on Human Health**. Washington DC. American Chemical Society; 1994. pgs. 231-244.
- Crawley F.K., Ashton D. Safety, health or the environment - which comes first. **Journal of Hazardous Materials** 2002; 93:17-32.
- Crosby D.G., **Environmental Toxicology and Chemistry**. New York: Oxford University Press; 1998.
- Cunha R.C.A **Avaliação de risco em áreas contaminadas por fontes industriais desativadas – Estudo de caso**. São Paulo; 1997.[Tese de Doutorado – Instituto de Geociências da USP].
- Ferguson C.C. Assessing Risks from Contaminated Sites: Policy and Practice in 16 European Countries. **Land & Soil Reclamation** 1999; 7 (2): 33-54.
- Frost E.B.. Risk Assessment Under the Revised National Contingency Plan of Superfund. In: Long F.A., Schweitzer G.E., editores. **Risk Assessment at Hazardous Waste Sites**. Wahsington, D.C.: Maple Press Co.; 1982. p. 1-8.



- FUNASA – Fundação Nacional de Saúde. **Vigilância Ambiental** [on-line]. Brasil. Disponível em <<http://www.funasa.gov.br/amb/amboo.htm>> [28 de Janeiro de 2003].
- Gil A.C. **Como Elaborar Projetos de Pesquisa**. São Paulo, Ed. Atlas, 3ª. Ed; 1995.
- Grossman E.A., Freeman C.S. Estimation of risk of kidney dysfunction from exposure to cadmium using studies of occupationally exposed workers. In: Draper W.M., Editor. **Environmental Epidemiology – Effects of Environmental Chemicals on Human Health**. Washington DC. American Chemical Society; 1994. pgs 175-187
- Gordis L. **Epidemiology and Health Risk Assessment**. New York: Oxford University Press; 1988.
- Hawley G.G. **Diccionario de Química y de Productos Químicos**. Barcelona: Ediciones Omega; 1988
- Hatfield A.J. and Hipel K.W. Risk and Systems Theory. **Risk Analysis** 2002; 22(6):223-237.
- Hirst I.L. and Carter D.A. A “worse case” methodology for obtaining a rough but rapid indication of the societal risk from a major accident hazard installation. **Journal of Hazardous Materials** 2002.; A92:223-237.
- Lave L.B., Editor. **Risk Assessment and Management**. New York: Plenum Press; 1987.
- Long F.A. **Risk Assessment at Hazardous Waste Sites**. Washington DC; 1982 [ACS Symposium; 1982; Las Vegas – Nevada (USA)].
- Morrison R.T., Boyd R.N. **Química Orgânica**. 8ª Edição. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian; 1983.
- MS - Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Textos de Epidemiologia para Vigilância Ambiental em Saúde**. Brasília (DF); 2002
- MS - Ministério da Saúde. **Vigilância Ambiental em Saúde** [página oficial da Secretaria de Vigilância em Saúde na internet] 2004. Disponível em <<http://dtr2001.saude.gov.br/svs/amb/amb00.htm>> [27 Set 2004].

- Nardocci A.C. **Risco como Instrumento de Gestão Ambiental**. São Paulo ; 1999.[Tese de Doutorado - Faculdade de Saúde Pública da USP]
- Nardocci A.C. Avaliação de riscos em reúso de água. In: Mancuso P.C.S. e Santos H. F., editores. **Reúso de Água**. São Paulo: Manole; 2003. p.403-431.
- NIH - .....**Mercury Health Hazards** [on-line]. (USA). Available in <<http://www.nih.gov/od/ors/ds/nomercurey/health.htm>> [09 de Fevereiro de 2004]
- NRC – National Research Council. Commission on Life Sciences. Committee on Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health. **Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process**. Washington D.C; 1983.
- OPAS – Organização Pan-Americana da Saúde. **Projeto Saúde e Ambiente** [página da OPAS na internet] 2003. Disponível em <<http://www.opas.org.br/ambiente/uploaddarq/defmarco.pdf>> [30 Set 2004]
- Parkin R.T., Balbus J.M. Variations in Concepts of “Susceptibility” in Risk Assessment. **Risk Analysis** 2000; 20 (5): 603-611.
- Roberts J.M., **O livro de ouro da história do mundo**. 8ª. Ed. Rio de Janeiro: Ed. Ediouro; 2001.
- Rodricks J.V. **Calculated Risks**. 6ª. Edição. Cambridge: Cambridge University Press; 1992.
- Sánchez L.E. **Desengenharia – O Passivo Ambiental na Desativação de Empreendimentos Industriais**. São Paulo: Edusp; 2001.
- SÃO PAULO – Governo do Estado de São Paulo. [on-line]. 2003. Disponível em <<http://www.imprensaoficial.com.br>> [17 de Junho de 2003].
- Shreve R.N., Brink J.A.Jr. **Indústria de Processos Químicos**. 4ª Edição. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Dois; 1977.
- Singleton W.T..In: Singleton, W.T. and Houden, J., Editors. **Risk and Decisions**. Chichester: John Wiley & Sons Ltd; 1987. pg 173-189.
- SRA – Society for Risk Analysis. **Glossary off Risk Analysis Terms** [on-line]. (USA). Available em <<http://www.sra.org/glossary.htm>> [08 de Julho de 2002].

- Staples C.A., Kimerle R.A. The Cleanup of Chemical Waste Sites – A Rational Approach. In: Society for Risk Analysis. **Risk Assessment and Management**. New York (NY): Plenum Press; 1987. pg. 61-69.
- Susten A. Correspondência por correio eletrônico (e-mail), de 13 de fevereiro de 2003.
- USEPA - Environmental Protection Agency. **Sources of Common Contaminants and Their Health Effects** [on-line]. (USA). Available em <URL:<http://www.epa.gov/superfund/programs/er/hazsubs/sources.htm>> [26 de Junho de 2002].
- USEPA - Environmental Protection Agency. **Exposure Pathways** [on-line]. (USA). Available em <<http://www.epa.gov/superfund/programs/er/hazsubs/sources.htm>> [26 de Junho de 2002a].
- USEPA - Environmental Protection Agency. **Integrated Risk Information System** [on-line]. (USA). Available em <<http://www.epa.gov/iris/intro.htm>> [27 de Dezembro de 2002b].
- USEPA - Environmental Protection Agency. **NPL Site Listing Process** [on-line]. (USA). Available em <[http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/npl\\_hrs.htm](http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/npl_hrs.htm)> [26 de Novembro de 2004].
- USEPA - Environmental Protection Agency. **Stressor Identification Guidance Document** [on-line] 2000. (USA). Available em <<http://www.epa.gov>> [27 de Dezembro de 2002b].
- World Health Organization – WHO – **Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals**. Geneva; 1999.