

Pontifícia Universidade Católica de São Paulo

ROSANA MARIA DE MACEDO BORGES

Gerenciamento de áreas contaminadas:
aspectos técnico-jurídicos relevantes

Mestrado em Direito

São Paulo

2022

Pontifícia Universidade Católica de São Paulo

ROSANA MARIA DE MACEDO BORGES

Gerenciamento de áreas contaminadas:
aspectos técnico-jurídicos relevantes

Dissertação apresentada à Banca Examinadora da Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, como exigência parcial para obtenção do título de Mestre em Direito, na subárea Difusos e Coletivos, sob a orientação do Profa. Dra. Consuelo Yatsuda Moromizato Yoshida.

São Paulo

2022

Sistemas de Bibliotecas da Pontifícia Universidade Católica de São Paulo -
Ficha Catalográfica com dados fornecidos pelo autor

Borges, Rosana Maria de Macedo
Gerenciamento de áreas contaminadas: aspectos
técnico-jurídicos relevantes / Rosana Maria de
Macedo Borges. -- São Paulo: [s.n.], 2022.
134p ; 21,5 x 30 cm.

Orientador: Consuelo Yatsuda Moromizato Yoshida.
Dissertação (Mestrado)-- Pontifícia Universidade
Católica de São Paulo, Programa de Estudos Pós
Graduados em Direito.

1. Áreas contaminadas. 2. Dano. 3. Risco. 4.
Modelo Conceitual . I. Yoshida, Consuelo Yatsuda
Moromizato. II. Pontifícia Universidade Católica de
São Paulo, Programa de Estudos Pós-Graduados em
Direito. III. Título.

CDD

Pontifícia Universidade Católica de São Paulo

ROSANA MARIA DE MACEDO BORGES

Gerenciamento de áreas contaminadas:
aspectos técnico-jurídicos relevantes

Dissertação apresentada à Banca Examinadora da Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, como exigência parcial para obtenção do título de Mestre em Direito, na subárea Difusos e Coletivos, sob a orientação do Profa. Dra. Consuelo Yatsuda Moromizato Yoshida.

Aprovada em: ____ / ____ / ____.

Banca Examinadora

Profa. Dra. Consuelo Yatsuda Moromizato Yoshida (Orientadora).

Instituição: Pontifícia Universidade Católica de São Paulo (PUC-SP)

Julgamento: _____

Assinatura: _____

Professor (a) Doutor (a) _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Assinatura: _____

Professor (a) Doutor (a) _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Assinatura: _____

Reconheci a grandeza de Deus nessa admirável
harmonia que faz a solidariedade de todas as coisas na Natureza.

Crer que Deus pudesse ter feito qualquer coisa sem objetivo,
e criar seres inteligentes sem futuro seria blasfemar contra a sua bondade, que se
estende sobre todas as suas criaturas

Herculano Pires

Este trabalho é dedicado a
Brízida de Jesus Correa de Macedo
Cornelia Masilie Moi
Giuseppa Maria Arpalice Bazzan Campolongo
Maria Moi de Macedo
Thereza Luiza Campolongo Lépore
Vincenza Rachele Puzzone Lépore

Mulheres guerreiras que amaram,
araram esta terra
e me abriram os caminhos
para a oportunidade do conhecimento.

Clarice Lépore de Macedo
Mãe bendita, minha eterna admiração e gratidão!

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 01
processo: 88887.622254/2021-00

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Finance Code 01
process number: 88887.622254/2021-00

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida, pelas provas, pelas tarefas, pelas lições, por sempre me lembrar da importância da fé!

À Professora Doutora Consuelo Yatsuda Moromizato Yoshida, ser humano único, agradeço o acolhimento, o respeito, a amizade e a generosidade na orientação.

Ao Élcio, Gabriel e Felipe, sou muito grata por viverem esta vida comigo e pelo apoio incondicional. Vocês são a luz da minha vida, iluminam e guiam meu caminho.

À CETESB, que me deu a oportunidade do desenvolvimento profissional ao longo de 37 anos.

À Zuleica Maria de Lisboa Perez, pela confiança. Uma honra ter trabalhado com você.

Aos amigos Sigma Gonçalves e José Marcelo Marton, sempre presentes na minha vida.

Ao Rui de Oliveira Domingos e Rafael Santos, assistentes da coordenação da pós-graduação *stricto sensu* em Direito da PUC-SP, pela competência e pelo apoio.

À Mariza Nocchi de Mello Motta, pelo carinho e apoio num dos momentos mais difíceis que vivi.

RESUMO

BORGES, Rosana Maria de Macedo. **Gerenciamento de áreas contaminadas:** aspectos técnico-jurídicos relevantes. 2022. 134p. Dissertação (Mestrado) – Pontifícia Universidade Católica, São Paulo, 2022.

Este trabalho tem por objetivo oferecer uma contribuição para o aprimoramento das decisões referentes à gestão de áreas contaminadas urbanas. Os impactos negativos da industrialização na sociedade vieram à tona ao final do século XX, sendo possível que alterações na qualidade de solo e águas sejam anteriores à fase industrial. Não é possível afirmar, no entanto, quais seriam as concentrações originais no solo para diferentes substâncias. A partir de casos como do Love Canal, vários países iniciaram pesquisas para identificar áreas contaminadas, principalmente estabelecer concentrações como referencial para, a partir de valores acima destes, determinar a ocorrência de riscos à saúde humana e ecológico. No Brasil, o Estado de São Paulo, desenvolveu desde o final dos anos 1990, procedimento para a identificação e gerenciamento de áreas contaminadas que tem sido aplicado pelo órgão ambiental permitindo a criação de um cadastro, a publicidade quanto à condição da área, e a Lei Estadual n. 13.577/09 que trouxe diretrizes e procedimentos para a proteção do solo. A confirmação de contaminação demanda a avaliação de risco que auxiliará na identificação de dano ambiental. O risco ecológico tem literatura e normas internacionais, mas é desafio pois depende do estabelecimento de Modelo Conceitual com a identificação de receptores relevantes. Em áreas urbanas, antropizadas é necessário verificar a real utilidade de uma avaliação de risco ecológica. A valoração monetária de danos ambientais é outro tema que requer atenção e tem sido utilizada na cobrança de indenizações quando a reparação não é possível, ou para lucros cessantes ambientais. A pesquisa utilizou a metodologia da revisão bibliográfica associada à busca de procedimentos nos órgãos ambientais e Ministério Público.

Palavras-chave: Áreas contaminadas; Dano; Risco; Modelo conceitual; Responsabilidade.

ABSTRACT

BORGES, Rosana Maria de Macedo. **Contaminated sites management:** relevant technical and legal aspects. 2022. 134p. Thesis (Master) – Pontifícia Universidade Católica, São Paulo, 2022.

This work aims to offer a contribution to the improvement of decisions on urban contaminated sites' management decisions. The negative impacts of industrialization came to light at the end of the 20th century, and it is possible that changes in the quality of soil and water are prior to the industrial phase. It is not possible to say what the original concentrations in the soil for different substances would be. Due to cases such as Love Canal, countries started researches to identify contaminated sites, to establish concentrations as a reference for, considering values beyond these limits, to determine the occurrence of risks to human and ecological health. In Brazil, São Paulo State has developed, since 1990s, a procedure for the identification and management of contaminated sites that has been applied by the environmental agency, allowing a register, publicity about area condition and the Law State n. 13,577/09, which established guidelines and procedures for soil protection. The confirmation of contamination requires a risk assessment to assist in the identification of environmental damage. The ecological risk has literature and international standards, but it is a challenge because it depends on the establishment of a Conceptual Model with the identification of relevant receptors. In urban and anthropized areas, it is necessary to verify the real usefulness of an ecological risk assessment. The monetary valuation of environmental damage is another topic that requires attention and has been used in the collection of indemnities when repair is not possible, or for environmental loss of profits. The research used bibliographic review and search for procedures in environmental agencies and the Public Ministry.

Keywords: Contaminated sites; Damage; Risk; Conceptual model; Liability.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADI	Ação Direta de Inconstitucionalidade
AC	Acórdão
ANPA	Agência Nacional de Proteção Ambiental
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
APP	Área de Preservação Permanente
ARE	Avaliação de Risco Ecológica
art.	artigo
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
CARACAS	<i>Concerted Action Risk Contaminated Sites</i>
CNAE	Cadastro Nacional de Atividade Empresarial
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
CERCLA	<i>Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act</i>
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
DEFRA	<i>United Kingdom Department of Environment, Food and a Rural Affairs</i>
ECO 92	Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
EME	<i>Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie</i>
ENVALUE	<i>Environmental Valuation Database</i>
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EVRI	<i>Environmental Valuation Resource Inventory</i>
FEPRAC	Fundo Estadual para Prevenção e Remediação de Áreas Contaminadas
FOE	<i>Federal Office for the Environment</i>
GHS	Sistema Globalmente Harmonizado
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente
IBGE BIM	<i>Environment and Energy Agency of the Brussels Institute</i>
INEA	Instituto Estadual do Meio Ambiente
IRIS	Sistema de Informação de Risco
Min.	Ministro (a)

MP	Ministério Público
n.	número
NBR	Normas Brasileiras
ODS	Objetivos para Desenvolvimento Sustentável
OECD	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OIT	Organização Internacional do Trabalho
ONU	Organização das Nações Unidas
OVAM	<i>Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij</i>
PGA	Plano Geral de Atuação do Ministério Público de São Paulo,
PGJ	Procuradoria Geral de Justiça
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes
RCRA	Ato Normativo de Conservação e Recuperação de Recursos
RED	<i>Review of Externalities Data</i>
Rel.	Relator
Resp	Recurso Especial
SEMA	Secretaria Especial do Meio Ambiente
SETAC	Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental
SQIs	Substâncias Químicas de interesse
TAC	Termo de Ajustamento de Conduta
TEV	<i>Total Economic Value</i>
TJ	Tribunal de Justiça
TPDs	<i>Technical Policy Decision</i>
TRF	Tribunal Regional Federal
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura
VE	Valor de Existência
VERA	Valoração Econômica de um Recurso Ambiental
VO	Valor de Opção
VUD	Valor de Uso Direto
VUI	Valor de Uso Indireto
WHO	<i>World Health Organization</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	DESAFIOS DA SOCIEDADE DE RISCO, RESÍDUOS E ÁREAS CONTAMINADAS. RISCO E PERIGO. POLUIÇÃO E DANO	16
2.1	Avanços da ciência e tecnologia e efeitos da industrialização e consumo	16
2.2	Risco e perigo: percepções objetivas e subjetivas	19
2.2.1	A percepção de perigo	19
2.2.2	A percepção de risco	21
2.2.3	A inevitabilidade e a importância da percepção subjetiva do risco	22
2.3	A relação histórica entre resíduos e áreas contaminadas	24
2.4	Poluição e dano: relevância para diagnóstico de áreas contaminadas	28
2.4.1	Poluição: aspectos controvertidos	28
2.4.2	Dano ambiental: a necessidade de definição e critérios	35
3	GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS NO CONTEXTO INTERNACIONAL E NACIONAL	41
3.1	Gerenciamento de áreas contaminadas: contexto internacional	41
3.2	Gerenciamento de áreas contaminadas: contexto nacional	58
3.2.1	Importância das políticas públicas para identificação e gerenciamento de passivos ambientais a partir de áreas contaminadas	64
3.2.2	Desenvolvimento de padrões de qualidade para solos e águas subterrâneas	66
3.2.3	Importância da elaboração do Modelo Conceitual para o adequado gerenciamento de áreas contaminadas	68
3.2.3.1	Avaliação de risco à saúde humana	76
3.2.3.2	Risco ecológico: situações que demandam sua avaliação	80

4	DESAFIOS À VALORAÇÃO ECONÔMICA DE DANOS AMBIENTAIS EM ÁREAS CONTAMINADAS E RESPONSABILIDADES	84
4.1	Por que valorar: a relevância da valoração econômica para a reparação integral dos danos ambientais	84
4.2	O que valorar: abrangência dos danos a serem valorados	86
4.2.1	Como valorar: critérios de valoração econômica	88
4.3	A quem cabe valorar?	94
4.4	A responsabilidade civil do Estado, do proprietário e de terceiros pela reparação integral dos danos ambientais em áreas contaminadas: o caso Shell Paulínia	95
4.4.1	Obrigação <i>propter rem</i> : as averbações na matrícula do imóvel e outros dados relevantes	98
4.4.2	Histórico e contexto do caso Shell Paulínia	100
4.4.3	Responsabilidade solidária do proprietário	104
4.4.4	Responsabilidade solidária do Estado como poluidor indireto	108
4.4.5	Responsabilidade solidária de terceiros	111
5	CONCLUSÕES	115
	REFERÊNCIAS	120

1 INTRODUÇÃO

A presente dissertação tem por objeto oferecer uma contribuição, sob as perspectivas técnica e jurídica, à identificação, ao gerenciamento e à valoração de danos ambientais oriundos de áreas contaminadas colocando foco na importância da avaliação de risco para a tomada de decisões.

Embora a contaminação possa ocorrer tanto em áreas rurais, pelo uso indiscriminado de agroquímicos, como nas áreas urbanas, fruto de industrialização e de ocupação desregrada, esta pesquisa se concentrará nesta última temática. Pretende-se prosseguir, em uma pesquisa subsequente, com o tema da contaminação por agroquímicos.

A motivação para a elaboração deste trabalho surgiu antes do curso de direito. A ideia foi a mola propulsora para me colocar de volta aos bancos da universidade, aos 51 anos. É fruto, portanto, da observação de fatos da prática diária na avaliação técnica de casos de áreas contaminadas, e da jornada, de quase 20 anos, no auxílio à elaboração de procedimentos, regras e normas sobre o tema. Em conjunção a esta prática diária, a atividade de docência no tema de gerenciamento de áreas contaminadas, entre 2004 e 2021, me conduziu às diferentes realidades brasileiras, convencendo, cada vez mais, do pioneirismo de um grupo de trabalho que desbravou o tema, no início da década de 1990, em São Paulo, e do qual, honrosamente, fiz parte entre 2001 e 2019.

Os passivos de áreas contaminadas têm sido objeto de preocupação e de questionamentos no Brasil, e especificamente no Estado de São Paulo, na esfera cível, ainda que as ações na esfera administrativa estejam em curso. A partir do atendimento às exigências do procedimento estabelecido pelo órgão ambiental deste Estado, têm sido demandados pagamentos de compensações *in pecúnia* por danos ambientais causados pela contaminação, mesmo após o gerenciamento ser finalizado, e a área ser tecnicamente considerada reabilitada.

A simples alteração de valores criados como referencial tem conduzido ao entendimento do necessário enquadramento como dano ambiental e leva aos seguintes questionamentos: A contaminação, por si só, representa um dano ambiental? Em que momento ficaria configurado um dano ambiental a partir de áreas contaminadas?

As legislações ambientais no Brasil, e em várias partes do mundo, citam a avaliação do risco ecológico, que tem sido cobrada na esfera cível. Em decorrência disso, surgem novas indagações: É possível identificar o risco ecológico a partir de solo e de águas subterrâneas contaminadas? Há procedimentos na literatura internacional e nacional a respeito? Qual a complexidade desta avaliação?

Considerando que o meio ambiente é bem comum e que têm sido cobradas indenizações por danos ambientais e lucros cessantes ambientais, indaga-se, ainda: Como atribuir um valor monetário a um dano comprovado e, aos possíveis lucros cessantes ambientais decorrentes da perda, ainda que temporária e, parcial, das funções de um ecossistema?

O fato é que valores de indenização têm sido arbitrados gerando as seguintes perguntas: Quais seriam os atores envolvidos para comprovar a existência de danos a partir de uma área contaminada? Quais seriam os critérios adequados para a valoração de um dano ambiental? A quem caberia a responsabilidade desta valoração?

Adicionalmente, mediante os impasses gerados, quanto aos critérios para a reabilitação de uma área, questiona-se: Qual seria o limite da discricionariedade do agente público na esfera administrativa para, com embasamento técnico, anuir com a ocupação segura de áreas urbanas outrora contaminadas?

Nesta ousada tarefa, entendeu-se como oportuno o resgate histórico dos impactos que a sociedade levou décadas a perceber, assim como de conceitos importantes para a compreensão do tema, como poluição, dano, perigo e risco, todos abordados no capítulo 2 deste estudo.

Face a importância da compreensão do desenvolvimento científico que embasou os procedimentos de identificação e gerenciamento de áreas contaminadas, o capítulo 3 apresenta os contextos nacional e internacional e as ferramentas desenvolvidas ao longo de 30 anos.

Finalmente, visando contribuir para o avanço no debate do tema valoração, apresenta-se, no capítulo 4, o que tem sido desenvolvido e proposto, incluindo, com base em um caso de área contaminada, reflexões e jurisprudência referente à responsabilidade solidária.

A metodologia utilizada para o desenvolvimento foi a de pesquisa bibliográfica, acompanhada do levantamento de procedimentos de órgãos envolvidos com a gestão do tema, no caso, órgãos ambientais e Ministério Público.

Este trabalho propõe um consenso para a tomada de decisão na reutilização de áreas contaminadas urbanas a partir da ferramenta avaliação de risco, apontando a importância da avaliação técnica na tomada de decisões para o gerenciamento de áreas contaminadas.

2 DESAFIOS DA SOCIEDADE DE RISCO, RESÍDUOS E ÁREAS CONTAMINADAS. RISCO E PERIGO. POLUIÇÃO E DANO

2.1 Avanços da ciência e tecnologia e efeitos da industrialização e consumo

A ciência tem papel fundamental na história do homem, pois permitiu a compreensão dos fenômenos da natureza possibilitando avanços em diversas áreas, incluindo a saúde e a energia.

A Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura (2021) (UNESCO) define ciência como o conjunto de conhecimentos organizados sobre os mecanismos de causalidade dos fatos observáveis, obtidos através do estudo dos fenômenos empíricos.

A tecnologia é, então, o produto da ciência que envolve um conjunto de instrumentos, métodos e técnicas para solucionar problemas. É a aplicação prática do conhecimento em diversas áreas de pesquisa.

Um período de grande valorização da ciência ocorreu no século XIX, com avanços que impulsionaram a Revolução Industrial, cujo marco histórico é a Inglaterra, no século XVIII. O processo da Revolução Industrial trouxe uma ruptura de estrutura social da sociedade que, segundo Kuhn (1998), era agrícola, e passou a ser industrial. Alguns países da Europa ainda eram pouco desenvolvidos na área de tecnologia ao final do século XIX. A Itália, por exemplo, país em grande parte agreste, tinha 70% da população formada por camponeses que ainda utilizavam arados rudimentares, vivia, de acordo com Villa (2000), um difícil momento econômico, o que pode ter motivado a emigração em massa para o Brasil.

Os impactos negativos e a degradação do meio ambiente que já existiam, mas ainda não eram percebidos, foram ampliados na esteira deste processo de industrialização. O uso de tecnologias possibilitou a velocidade e a produção em série e, naquele período da história, não havia qualquer preocupação com os impactos negativos trazidos à natureza durante esse processo.

Somente ao final do século XX, a industrialização foi apontada como um dos aspectos de uma sociedade produtora de riscos. Beck (2010) denunciou a existência de um vácuo político para as decisões que precisariam ser tomadas, naquele momento, visando garantir a preservação da natureza e do homem no futuro. O mercado econômico assumiu o vácuo que havia sido denunciado por Beck e a causa

da preservação ambiental. No entanto, as ações para a realização da necessária mudança ficaram adormecidas pois, como consequência do aumento da produção, a segunda metade do século XX, foi marcada por ser a “civilização do desejo”, consequência da difusão de produtos padronizados e da introdução de estratégias de marketing, que levaram o consumo a assumir um papel central na sociedade.

O consumo excessivo da sociedade, percebido ao final dos anos 1970, ocorreu no mesmo período da Convenção de Estocolmo, momento mundial de debates referentes à questão ambiental. Embora tenha havido um declínio de consumo, no início dos anos 1990, novas necessidades começaram a surgir à medida que as sociedades enriqueciam. A sociedade de produção se transformou numa sociedade de consumidores que, com excessiva preocupação relativa ao individual, está comprometendo o próprio futuro (BAUMAN, 2001). Esta sociedade de consumidores, globalizada do ponto de vista econômico, é muito mais complexa devido aos inúmeros interesses envolvidos. Conforme prescreve Jonas (1979), é necessário pensar nas gerações futuras.

Para prevenir a degradação ambiental, torna-se, portanto, imprescindível conhecer os riscos ao meio ambiente oriundos de velhas e de novas tecnologias visando identificar e prevenir impactos. A identificação dos riscos de determinada prática e/ou tecnologia deverá conduzir a uma tomada de decisão, que pode significar o banimento de determinada tecnologia e a substituição por processos de tecnologia limpa. Estas ações devem ser norteadas por políticas públicas determinando que todas as novas tecnologias prevejam impactos ambientais garantindo a utilização segura ao meio ambiente. Mesmo tecnologias consagradas, consideradas eficazes, e em utilização, devem ter seus riscos ambientais avaliados, com os possíveis impactos às diferentes matrizes ambientais investigados, e mecanismos de controle implantados, sem prejuízo da remediação de eventual passivo causado a partir delas.

É fato a existência de passivos ambientais no solo e nas águas subterrâneas que estão sendo identificados desde a segunda metade do século XX. É o caso, por exemplo, do *Love Canal*, situação emblemática de resíduos perigosos depositados em valas que, na década de 1970, nos Estados Unidos, deflagraram a criação de um instrumento econômico, o *Superfund*, um fundo de reserva para equacionar passivos de contaminação no solo e nas águas subterrâneas (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2021). Os passivos têm origem tanto do desconhecimento das consequências da aplicação de determinadas tecnologias, como de práticas

inadequadas para a solução de um problema que, em determinado momento da história, parecia ser a melhor solução sem que tivessem sido realizados estudos quanto à possibilidade de contaminação e/ou danos ao meio ambiente. É o caso da infiltração de efluentes no solo.

Outro ponto importante a ser considerado na geração de passivos diz respeito ao crescente aumento do descarte de produtos no meio ambiente. Ao longo dos anos, observa-se a tendência da indústria em diminuir o tempo de vida de seus produtos aliando este fato às estratégias de sedução para incentivo ao consumo. Conhecida como obsolescência programada, a prática obriga os consumidores a descartar os produtos em um prazo menor, o que pode ocorrer tanto pela utilização de componentes de qualidade inferior como pela introdução de produtos com *design* diferente ou tecnologia superior. A falta de peças de reposição também é motivo de obsolescência (POSITIVO, 2021). Como consequência desta prática de descarte excessivo de produtos que não se decompõem, ou que levam tempo excessivo para a decomposição, em um cenário de superaquecimento global, crise hídrica e energética, urge que sejam propostas mudanças consistentes nos padrões de produção e de consumo, para reduzir o descarte desnecessário no planeta.

Lixo eletroeletrônico e outros tipos de resíduos respondem por situações de contaminação do solo e das águas subterrâneas porque, apesar da grande evolução na legislação, com a obrigatoriedade de adequada disposição, os aterros, no mundo todo, podem gerar passivos ambientais, e mesmo após atingirem o limite de disposição, gerar outros impactos. Conforme explicam Feronato e Torreta (2019), por exemplo, a ocupação clandestina destes locais, cujo desdobramento é o risco à vida e à saúde humana.

Novas tecnologias vêm sendo desenvolvidas visando o que se denominou de economia circular, que, segundo *Ellen Mac Arthur Foundation* (2021) repensa o conceito de lixo e propõe a redução, a reutilização e a reciclagem de materiais e de energia, mas tem, como desafios, os custos de implantação, além de não prescindir da colaboração dos cidadãos, na separação e descarte dos resíduos, e sua coleta adequada (KOTSCHO, 2019). Destaca-se assim a importância do dever, da conscientização e da participação do indivíduo no comprometimento para o bem comum do povo conforme observam Borges e Marcílio (2021).

2.2 Risco e perigo: percepções objetivas e subjetivas

Segundo Adams (1995), um mundo de risco zero é impossível, uma vez que existem ameaças que podem causar danos, e para as quais a ciência não pode fazer previsões. O risco, então, seria o produto da multiplicação da probabilidade pela ameaça, mas é também uma construção cultural, pois o ser humano pode se orientar para supor, inferir, ou simplesmente acreditar em determinado risco. Não é possível, no entanto, construir uma teoria completa do risco, uma vez que o mundo e a percepção a respeito dele se modificam constantemente (ADAMS, 1995).

2.2.1 A percepção de perigo

O perigo acompanha o homem desde os primórdios, é fato. Vulcões são um claro exemplo de perigo, portanto, habitações próximas a um vulcão apresentam riscos advindos das eventuais erupções. O controle do risco, neste caso, é possível e pressupõe a instalação de atividades e de moradias em raio de influência tal que evite a ocorrência de danos.

Segundo Reale Júnior (2000), existem três teorias acerca de perigo. A primeira delas é a teoria subjetiva, que considera inexistir (trata-se, apenas, de uma representação mental dos indivíduos). Outra teoria seria a objetivista, segundo a qual o perigo é algo que se constitui na possibilidade de danos, e pode ser concretizado pela superveniência de condições específicas. Na terceira teoria, que Reale Júnior denomina de teoria diferenciadora, adotada pelo Código Penal brasileiro, conciliam-se os aspectos subjetivo e objetivo. Para Reale Júnior (2000), perigo é a aptidão, a idoneidade ou a potencialidade de um fenômeno causar danos, ou seja, prejuízos.

Perigos ao meio ambiente podem incluir poluição do ar, liberação de radiação, deposição de resíduos tóxicos e outras várias outras situações. O grau de periculosidade inclui tanto os perigos à saúde do ser humano como ao meio ambiente, o que pressupõe que, no caso de contaminação de uma matriz ambiental por uma substância química, que esta tem potencial para interferir na saúde humana e no equilíbrio ecológico, além de gerar perigos físicos, por exemplo, explosões ou rompimento de barragens.

Sob o aspecto da periculosidade de contaminantes, a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO 92) registrou, no capítulo 19

da Agenda 21, a necessidade da gestão global de segurança dos produtos químicos, que por definição são sintetizados/produzidos, ou seja, não são de ocorrência natural. Uma vez que as substâncias químicas ou compostos apresentam diferentes graus de periculosidade, a ONU propôs a implantação do Sistema Globalmente Harmonizado (GHS), fixando critérios para classificar o perigo destas substâncias visando a segurança humana do ponto de vista ocupacional e ambiental. Ao todo, 178 países se comprometeram a implantar o sistema harmonizado cuja primeira edição data de 2003 (ALAGO, 2021).

A periculosidade de um produto químico já era motivo de preocupação no Brasil, sob o ponto de vista de exposição ocupacional desde 1998, com a obrigatoriedade de classificação e rotulagem de produtos químicos pelo Decreto n. 2.657/1998, revogado pelo Decreto n. 10.088/2019, que consolida todos os atos normativos do Poder Executivo Federal sobre as recomendações da Organização Internacional do Trabalho (OIT).

Para classificar o perigo das diferentes substâncias e dos produtos, há a norma brasileira publicada pela ABNT: NBR 14.725-2 – Produtos químicos – Informações sobre segurança, saúde e meio ambiente. Em sua Parte 2, a norma traz o sistema de classificação de perigo indicando os diversos critérios de classificação para substâncias e misturas, além de apontar vários aspectos relacionados à toxicidade e à possibilidade de ocorrência de danos à saúde humana.

A definição de perigo é estabelecida na primeira parte da norma: NBR 14.725-1: Produtos químicos – Informações sobre segurança, saúde e meio ambiente. Parte 1: Terminologia que aponta perigo como fonte potencial de dano e característica intrínseca de um produto.

Para o Decreto n. 59.263/2013, que regulamenta a Lei n. 13.577/2009 sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, o perigo é definido na Seção III, art. 3º, XXVIII: "Perigo: situação em que estejam ameaçadas a vida humana, o meio ambiente ou o patrimônio público e privado, em razão da presença de agentes tóxicos, patogênicos, reativos, corrosivos ou inflamáveis".

Sob o ponto de vista objetivo, as características de determinado elemento, substância química ou produto químico, irão conferir certo perigo que só se concretizará em dano se não houver controle das condições que favoreceriam a sua ocorrência, ou seja, se o risco não for controlado.

O perigo é algo não controlável, mas a exposição o é, portanto, ao controlar a exposição, evita-se o dano. É o que se denomina de controle de riscos.

2.2.2 A percepção de risco

O risco é uma opção e não um destino, uma vez que envolve escolha e arbítrio nos perigos aos quais se está exposto. Oriunda de *risicare*, em italiano, a palavra significa arriscar, portanto, é possível arriscar de forma subjetiva, baseando-se em percepções individuais ou culturais, ou ainda, de modo objetivo, com base em previsões matemáticas, partindo da observação de fatos já ocorridos.

Durante o Renascimento, período de turbulência religiosa, capitalismo nascente, de forte abordagem da ciência e do futuro, a ideia da incerteza foi desafiada por pensadores da época e nasceu o estudo do risco. Ao refletir sobre o risco, os cientistas decidiram, num processo racional para compreender, medir e avaliar suas consequências, utilizar o passado como ferramenta de tomada de decisão no momento presente. De acordo com Bernstein (1997), dominar o risco é uma linha divisória entre o passado e a modernidade, que permite às pessoas enxergarem probabilidades que possam influenciar suas decisões.

O núcleo matemático do conceito do risco reside na teoria das probabilidades que conta, portanto, com a ajuda dos números para a tomada de decisão, de maneira racional. Os matemáticos transformaram a teoria das probabilidades em instrumento para organizar e interpretar informações aplicando o conhecimento obtido para administrar o risco. O matemático suíço Jacob Bernoulli desenvolveu, em 1703, a Lei dos Grandes Números e, alguns dos métodos de amostragem estatística que norteiam atividades, por exemplo, a pesquisa de opinião, até os dias atuais. Em 1730, Abraham de Moivier estudou a distribuição normal de dados e descobriu o desvio padrão, ferramenta estatística essencial contemporânea. Além disso, desenvolveu a Lei das Médias, essencial nas técnicas de quantificação de risco (BERNSTEIN, 1997).

Administrar o risco significa ter uma gama de decisões a serem tomadas com a possibilidade do auxílio de técnicas quantitativas que, desenvolvidas no passado, se mantêm atuais, segundo Bernstein (1997), em diversas aplicações e têm relevante papel no ritmo contemporâneo. Todas as ferramentas usadas atualmente na administração do risco e na análise de opções resultam das evoluções ocorridas entre 1654 e 1760. O futuro é desconhecido, mas o ser humano aprendeu, empregando os

números, a examinar o passado, utilizando modelos matemáticos para tomar decisões mais assertivas e evitar prejuízos.

A literatura sobre o tema do risco é vasta e abrange os mais diversos aspectos. Sob a ótica ambiental, qualquer atividade, industrial ou não, com potencial de causar dano ao meio ambiente demanda a verificação dos riscos associados à proposta. No Brasil, as diretrizes dadas pela norma NBR ISO 31.000 Gestão de Riscos – Diretrizes, publicada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (2018), é um guia para se implementar gestão a diferentes tipos de risco, uma vez que a administração dos riscos é parte da governança de uma empresa.

Os riscos ambientais, ou seja, as probabilidades da ocorrência de danos ao meio ambiente têm em sua base a realização de auditorias ambientais, ferramenta para avaliar gestão e controle ambiental. A Resolução CONAMA n. 306 (2002) estabeleceu requisitos mínimos e um termo de referência para a realização de auditorias ambientais. O Anexo II desta Resolução trouxe a obrigatoriedade de se verificar a existência de análise de risco da instalação a ser avaliada, e a existência de planos de gerenciamento de riscos. Em 2006, o art. 4º e o Anexo II sofreram alterações resultando na publicação da Resolução CONAMA n. 381 (2006), mas a necessidade de verificação da análise de risco e de planos de gerenciamentos se manteve.

A partir de dados obtidos ao longo de determinado período, é possível elaborar uma equação na qual devem ser incluídas variáveis relevantes para quantificar o risco em determinadas circunstâncias. A comprovação da consistência dos resultados obtidos, a partir da equação proposta, pode ser realizada por medições em campo e tem como finalidade confirmar a eficácia da equação, por consequência, sua aceitação como ferramenta de gestão do risco. Esta forma objetiva de se determinar o risco tem sido utilizada como linha de corte no procedimento desenvolvido para o gerenciamento de áreas contaminadas no Estado de São Paulo, a exemplo de outros países, conforme será estudado no capítulo 4.

2.2.3 A inevitabilidade e a importância da percepção subjetiva do risco

A sociedade tem percebido, há mais de meio século, que os impactos negativos ao meio ambiente, a partir do desenvolvimento científico e tecnológico, estão comprometendo a manutenção da qualidade de vida e a saúde no planeta (BORGES; MARCÍLIO, 2021).

Os riscos oriundos das fontes naturais de perigo e de atividades desenvolvidas há muito pelo homem, por exemplo, as intervenções em áreas rurais, podiam ser percebidos, de acordo com Amaral (2003), Razzolini e Gunther (2008). No entanto, a produção de riquezas a partir da Revolução Industrial veio acompanhada por uma significativa produção de riscos. Tratam-se de efeitos colaterais que já não podem mais ser limitados geograficamente e podem desencadear danos, por vezes irreversíveis e, muitas vezes, invisíveis. A decisão de como se quer viver, sem deixar de considerar as futuras gerações é uma questão-chave e deveria ser o norte para o estabelecimento de políticas públicas internacionais.

Segundo Kenneth Arrow, prêmio Nobel de Economia em 1972, citado por Bernstein (1997), embora os números em nossa vida sejam ferramentas importantes, ainda assim, existem as nuvens de imprecisão no conhecimento que o homem tem das coisas, da sociedade e da natureza. Deste modo, as decisões quanto à gestão de riscos seriam baseadas não somente em possibilidades matemáticas, mas norteadas, principalmente, por interesses sociais.

A percepção subjetiva do risco é importante auxiliar para o gerenciamento de riscos ambientais, conforme ficou demonstrado em um estudo conduzido com a população leiga no tema de riscos, em Maptaphut, centro industrial na Tailândia. A área teve confirmada a contaminação do solo, da água e do ar por substâncias químicas perigosas, e embora tenha sofrido intervenções para equacionar o passivo, ainda está sob suspeita dos riscos oriundos das atividades industriais. Como resultado de entrevistas com a população leiga, e da compilação dos dados obtidos, o estudo concluiu que a percepção do risco por leigos pode refletir o que o risco é na realidade. O estudo sugeriu ainda que uma verdadeira estratégia de comunicação de riscos deveria ser providenciada, compartilhando informações relevantes e incluindo a população de leigos no processo de avaliação de risco. Pessoas que julgam o risco com base na crença podem negar as informações científicas relacionadas à natureza do risco, informações que podem ser aceitas por pessoas responsáveis pela avaliação (PIYAPONG; WATANABE, 2014).

Pesquisa na mesma linha foi desenvolvida na comunidade instalada em Heliópolis, município de São Paulo, em gleba de 110. 000 m², anteriormente utilizada para descarte de resíduos e na qual foram instalados conjuntos habitacionais. A análise do risco ocorreu a partir das representações sociais, expressão criada como crítica ao descaso pelo conhecimento comum nos estudos científicos, e que tem por

objeto de investigação os processos socioculturais que estruturam o pensamento das pessoas. Cerca de 38 moradores do conjunto habitacional foram entrevistados utilizando 5 questões referentes à existência de contaminação no local, a percepção dos riscos associados à contaminação e o modo pelo qual teriam aquela informação.

Os resultados mostraram o conhecimento da existência de contaminação por metano e as conclusões reforçam as teorias destes estudos com pessoas leigas no que diz respeito à importância da análise do risco a partir destas representações sociais, uma vez que, os riscos são fenômenos híbridos sociais. É de extrema importância compreender os sentidos atribuídos ao risco e o que consideram as representações leigas na estratégia de comunicação do risco a ser implantada (RODRIGUES; ZANIRATO, 2018).

Considerando o crescente número de casos de áreas contaminadas no Estado de São Paulo, a comunicação de risco é ferramenta importante, principalmente nos casos de áreas críticas, definidas pelo Decreto n. 59.263/2013 como:

art. 3º, III. Áreas que em função dos danos ou riscos geram risco iminente à vida ou saúde humanas, inquietação na população ou conflitos entre os atores envolvidos, exigindo imediata intervenção, comunicação de risco e gestão da informação.

Recente Norma Técnica, publicada pela Agência Ambiental do Estado de São Paulo, estabelece diretrizes para capacitar diferentes atores envolvidos na construção e na implementação de planos de preparação das comunidades expostas a risco tecnológico de origem química (CETESB, 2021).

2.3 A relação histórica entre resíduos e áreas contaminadas

O conceito de lixo é uma construção histórica que tem seu marco nos resíduos gerados por epidemias e pela pandemia da peste negra, no século XIV, obrigando os nobres e os senhores feudais a intervirem na coleta e na deposição em núcleos populacionais mais adensados (JUNCÁ, 2004). O esgotamento sanitário urbano não tinha, até então, impedimentos quanto aos locais de depósito do lixo doméstico e dejetos de animais e humanos, que, segundo Velloso (2008), eram atirados nas ruas. Neste período, os catadores de lixo já existiam e eram chamados de trapeiros.

Em algumas cidades como Roma, no século XVIII, os dejetos eram recolhidos e vendidos como adubo por alguns comerciantes; no final do mesmo século,

incineradores de resíduos já eram realidade na Inglaterra em função do aumento na geração de lixo. Até a segunda metade do século XIX, não havia procedimento formal para a retirada do lixo, as cidades eram menores e, consequentemente a escala de geração de resíduos, muito inferior. Foi neste período que a cruzada industrial, trazendo transformações políticas e econômicas, passou, segundo Santos (2007), a tratar o lixo de forma diferente. Desde então, fatos interessantes têm sido relatados neste tema, que foi considerado uma marca incômoda da modernidade. Um deles diz respeito à ideia de coleta em três recipientes na rua, visando separar diferentes tipos de lixo que, segundo o historiador Peter Burke (2001), teria sido apresentada em Paris, em 1767, e em Nova York, no ano de 1895. A proposta não foi adotada à época, mas existem registros de usinas de triagem e separação na cidade de Bucareste, Romênia (1895) e Munique, na Alemanha (1898). São registros históricos da importância da separação dos resíduos que foi posteriormente adotada, no século XX, como apontou o jornal Folha de S. Paulo (2001), pois identifica a valorização do lixo, que teria iniciado no período industrial, e foi ampliada no pós-guerra mediante a dificuldade de obtenção de matérias-primas.

A sociedade de consumo, como já visto, tem grande responsabilidade no incremento dos resíduos a cada ano. Somente nas três últimas décadas, a geração de resíduos urbanos cresceu três vezes mais rápido que a população (TRIBUNAL DE CONTAS DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2021). Um estudo realizado pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD) citado pelo Senado Federal do Brasil (2021), apontou que mais de 60% de todas as matérias-primas industriais são consumidas por apenas 22% da população mundial. Significa que a responsabilidade sobre o esgotamento de recursos utilizados na indústria está restrito a uma determinada classe social. O tema da gestão sustentável de resíduos foi incluído entre os Objetivos para Desenvolvimento Sustentável (ODS), propostos pela ONU, cuja agenda de cumprimento é prevista para 2030.

O Brasil é um dos países que mais gera resíduos sólidos no mundo. Em 2019, foram 65,1 milhões de toneladas – 13,8 milhões só no Estado de São Paulo. As ações de gerenciamento previam o encerramento dos “lixões”, depósitos a céu aberto de resíduos urbanos, para dezembro de 2019, mas o prazo foi adiado para 2020. Com o novo marco regulatório do saneamento, foi novamente estendido, desta vez até 2024. O governo brasileiro já noticiou a desativação de mais de 600 lixões em período inferior a um ano (BRASIL, 2021).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei n. 12.305/2010, abrange a aplicação da Lei n. 9.974/2000, voltada para embalagens e fiscalização de agrotóxicos, e a antiga Lei de Saneamento (Lei n. 11.445/2007) foi alterada pela Lei n. 14.026/2020, que trouxe como obrigação a revisão do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.

São diferentes as tipologias de resíduos sólidos que demandam cuidados na gestão:

- ✓ resíduos sólidos urbanos
- ✓ resíduos da construção civil
- ✓ resíduos do serviço público de saneamento básico
- ✓ Resíduos dos serviços de saúde
- ✓ Resíduos dos serviços de transporte
- ✓ Resíduos industriais
- ✓ Resíduos agrosilvopastoris
- ✓ Resíduos da atividade minerária

Cada segmento tem sido objeto de atenção, mas antes mesmo da publicação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, já havia procedimentos específicos publicados em normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). A norma da ABNT 10.004 – Resíduos Sólidos – Classificação, em sua segunda edição, válida desde novembro de 2004, define resíduos sólidos no item 3.1:

resíduos sólidos: Resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004).

A definição de resíduos do art. 3º, XVI, da Lei n. 12.305/2010, implica:

resíduos sólidos: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade a cuja destinação final se procede, se propõe a proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em

recipientes líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos não incluiu as tipologias na definição de resíduos e traz, no art. 13, a classificação quanto às origens e à periculosidade dos resíduos, algo decisivo na escolha de tecnologias adequadas para seu tratamento e disposição. A periculosidade, conforme já apontado, é informação importante para se averiguar cenários de risco.

Entre outros tipos de resíduos que possam vir a ser elencados em normas é fato que, embora a gestão de resíduos tenha evoluído muito, a existência de passivos ambientais, a partir da deposição de resíduos no solo, deve ser motivo de atenção. Isto porque essa matriz ambiental tem importância crucial devido às suas inúmeras funções, dentre elas, o suporte do sistema agrário para a produção de alimentos, armazenamento e filtração de água, alicerce para estradas, cidades e todas as demais estruturas (PINHERO, 2015). O solo, além de desempenhar várias funções, tem valor econômico, e esta matriz, por diversas gerações, tem sido utilizada como receptor de substâncias resultantes da atividade humana podendo gerar áreas contaminadas, além da preocupação com os lixões à céu aberto, uma realidade que persiste no Brasil. É fato também que antigas unidades industriais que ocupavam extensas áreas tinham, com frequência, parcelas de seus terrenos utilizadas para a deposição de resíduos de diferentes tipologias gerados em seus processos.

A gestão de áreas contaminadas, a partir da deposição de resíduos, foi incluída como obrigatória na revisão do Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo (2018). Na ocasião, registrava 58 aterros como fonte de contaminação de solo e águas subterrâneas no cadastro de áreas contaminadas, uma das ferramentas que compõe o procedimento de gerenciamento deste estado, conforme será visto no capítulo 4.

2.4 Poluição e dano: relevância para diagnóstico de áreas contaminadas

2.4.1 Poluição: aspectos controvertidos

A palavra poluição surgiu na esteira da Revolução Industrial quando, em meados do século XX, começou a despontar o movimento ambiental. Originária do latim *polluere*, que significa sujar, tornar impuro, representa a introdução de contaminantes no ambiente natural.

Segundo Leme Machado (2016), no Brasil, o Decreto Federal n. 50.877/1961, ao dispor sobre a proibição do lançamento de resíduos tóxicos e oleosos nas águas interiores e litorâneas conceituou a poluição como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas que pudesse importar em prejuízo à saúde, à segurança e ao bem-estar das populações, podendo ainda comprometer a utilização para fins agrícolas, industriais, comerciais, recreativos e para a existência normal da fauna aquática.

De acordo com Leme Machado (2012), o Decreto-lei n. 303/1967, por sua vez, apresentou um conceito de poluição como sendo qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, apontando o solo, o ar e a água como sendo o meio ambiente. A alteração do meio seria causada por qualquer substância sólida, líquida ou gasosa ou, em qualquer estado de matéria, que pudesse direta ou indiretamente ser nociva ou ofensiva à saúde, à segurança e ao bem-estar das populações. O decreto aponta, também, a criação de condições inadequadas para fins domésticos, agropecuários, industriais e outros usos ou a causa de danos à fauna e à flora.

Nota-se que, entre o Decreto n. 50.877/1961 e o Decreto n. 303/1967 foi introduzida na legislação a expressão meio ambiente e, em se tratando do diploma de 1967, que é norma específica para o tema poluição ambiental, foi introduzida a expressão “dano à fauna e à flora”. Este decreto foi revogado pela Lei n. 5.318/1967 que instituiu a Política Nacional de Saneamento e que não trouxe qualquer definição de poluição.

Em 1973, o Decreto n. 73.030/1973, que criou a Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA), em seu art. 13, § 1º, adicionou à definição do antigo Decreto n. 303/1967 a expressão “causar dano à flora e à fauna ou comprometer o seu uso para

fins sociais e econômicos". No entanto, o Decreto de 1973 registrou apenas poluição das águas.

O Decreto-lei Estadual n.134/1975 do Estado do Rio de Janeiro estabeleceu:

Art. 1º. Para efeito deste decreto-lei, considera-se poluição qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, que direta ou indiretamente:
I – seja nociva ou ofensiva à saúde, à segurança e ao bem-estar das populações;

II – crie condições inadequadas de uso do meio ambiente para fins públicos, domésticos, agropecuários, industriais, comerciais e recreativos

III – ocasione danos à fauna, à flora, ao equilíbrio ecológico, às propriedades públicas e privadas ou à estética;

IV – não esteja em harmonia com os arredores naturais. Parágrafo único – Consideram-se como meio ambiente todas as águas interiores ou costeiras, superficiais ou subterrâneas, o ar e o solo.

A lei fluminense registra a ofensividade à saúde e ao bem-estar das populações assim como danos à fauna e à flora. Alguns meses após a publicação da lei, o Decreto Federal n. 76.389/1975 dispôs sobre medidas de prevenção e de controle de poluição industrial do qual tratava o Decreto-Lei n. 1.413/1975. Ao definir poluição, estabelece:

Art. 1º. Para as finalidades do presente Decreto, considera-se poluição industrial qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas do meio-ambiente, causadas por qualquer forma de energia ou de substância, sólida, líquida ou gasosa, ou combinação de elementos despejados pelas indústrias, em níveis capazes, direta ou indiretamente, de:

I – prejudicar a saúde, a segurança e o bem-estar da população;

II – criar condições adversas às atividades sociais e econômicas;

III – ocasionar danos relevantes à flora, à fauna e a outros recursos naturais.

A lei fluminense menciona poluição enquanto a lei federal, não revogada oficialmente, cria um diferencial ao definir especificamente poluição industrial, ou seja, a poluição a partir de atividades industriais que seriam obrigadas a promover medidas necessárias para prevenir ou corrigir prejuízos da poluição e da contaminação. Nota-se aqui uma diferença que foi apontada entre contaminação e poluição.

No ano seguinte, no Estado de São Paulo, a Lei n. 997/1976, em seu texto original, após a tramitação do Projeto de Lei n. 293/1975, assim definiu poluição:

Art. 2º. Considera-se poluição do meio ambiente a presença, o lançamento ou a liberação, nas águas, no ar ou no solo, de toda e qualquer forma de matéria ou energia, com intensidade em quantidade, de concentração ou, com características em desacordo com as que forem estabelecidas em decorrência desta lei, ou que tornem ou possam tornar as águas, o ar ou o solo:
 I – impróprios, nocivos ou ofensivos à saúde; II – inconvenientes ao bem-estar público; III – danosos aos materiais, à fauna e à flora; IV – prejudiciais à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais, da comunidade.

No texto da lei paulista, a expressão “que possam causar direta ou indiretamente” não foi adotada, mas apontou a possibilidade de danos à fauna e à flora, a exemplo do Decreto Federal e da lei carioca. A alteração da lei paulista pela Lei n. 9.477/1996, não mudou a definição mesmo após transcorridos 20 anos da sua publicação.

A poluição também aparece como uma preocupação na Constituição do Estado de São Paulo, mas não com este nome. O termo “impacto negativo” é apontado como forma de degradação, no Capítulo IV, Seção I, art. 193, que registra a preocupação com a qualidade ambiental no Estado:

Art. 193. O Estado, mediante lei, criará um sistema de administração da qualidade ambiental, proteção, controle e desenvolvimento do meio ambiente e uso adequado dos recursos naturais, para organizar, coordenar e integrar as ações de órgãos e entidades da administração pública direta e indireta, assegurada a participação da coletividade, com o fim de:

[...]

II – adotar medidas, nas diferentes áreas de ação pública e junto ao setor privado, para manter e promover o equilíbrio ecológico e a melhoria da qualidade ambiental, prevenindo a degradação em todas as suas formas e impedindo ou mitigando impactos ambientais negativos e recuperando o meio ambiente degradado;

O inciso II da Constituição paulista utiliza a expressão degradação denotando que esta ocorreria a partir de impactos ambientais negativos. Neste contexto, a supressão de vegetação pode ser um impacto negativo, causa de degradação ambiental. Igualmente, no caso de poluição, esta seria uma alteração da qualidade que pode se constituir em um impacto ambiental negativo, e dar causa à degradação.

A Constituição paulista, no art. 193, IV, traz a importância de auditorias periódicas nos sistemas de controle de poluição e, de atividades potencialmente

poluidoras, o que remete às auditorias para mapeamento de riscos, utilizadas como estratégia de controle de perigo.

A palavra poluição aparece especificamente no art. 193, IV e XIV, apontando a promoção de medidas judiciais e administrativas de responsabilização aos causadores de poluição ou degradação ambiental, portanto, como uma condição diferente de degradação e não como espécie de degradação. Sendo a degradação a perda de um grau, entende-se que a poluição, alteração que pode levar ao prejuízo de fauna, flora e saúde humana, uma vez constatado o prejuízo, seria uma espécie de degradação ambiental.

Com a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei n. 6.938/1981), a poluição foi novamente definida:

Art. 3º. Para os fins previstos nesta Lei, entende-se por:

[...]

II – degradação da qualidade ambiental, a alteração adversa das características do meio ambiente;

III – poluição, a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente:

a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população;

b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;

c) afetem desfavoravelmente a biota;

d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;

e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos;

A Política Nacional do Meio Ambiente aponta a poluição como degradação da qualidade ambiental. Esta última, é definida no art. 3º, II, como alteração adversa representando, portanto, pior condição ao meio ambiente. Conforme destaca Poveda (2011), a degradação é gênero, enquanto a poluição é a espécie.

A palavra degradação, originária do latim *degradans*, significa retirar o grau, rebaixar, ou seja, que há o efeito de um deslocamento, rebaixamento, podendo a palavra ser utilizada para áreas onde ocorreu supressão de vegetação, impactos à paisagem ou outros impactos visíveis no solo. Também pode ser utilizada como sinônimo de deterioração do meio em situações nas quais há registro de eventos de poluição contínua, em matrizes ambientais, seja por substâncias, produtos químicos ou resíduos. Um exemplo da degradação por poluição é o rio Pinheiros, na cidade de São Paulo que, a partir da poluição, do lançamento de esgoto não tratado, e do lixo despejado de forma contínua, provocou a degradação do corpo d'água superficial.

A Política Nacional do Meio Ambiente de 1981 traz, a exemplo da lei carioca e do Decreto Federal de 1975, as formas direta e indireta de poluição, e foi recepcionada pela Constituição Federal de 1988. No entanto, ao igualar a poluição com degradação da qualidade, trouxe dúvidas, pois a degradação é diferente de poluição uma vez que nem toda degradação está associada à emissão de poluentes. A poluição é conceito restrito, pois refere-se à matéria e à energia, passível de ser medida e causa de impacto negativo ao meio ambiente.

A poluição advém das diferentes atividades econômicas, industriais ou não, que podem demandar, a depender da sua complexidade e periculosidade, o licenciamento ambiental, procedimento que visa conceder, ou não, permissão para atividade com potencial poluidor instalar-se, em determinado local, com exigências técnicas para que a atividade, ao ser instalada, possa operar. Representa, portanto, a anuência prévia que depende do uso e da ocupação do local no qual a atividade pretende funcionar, considera a escala da produção, os equipamentos a serem utilizados, a identificação de impactos esperados na instalação e, na solicitação da licença operação. Nesse momento, são apresentados documentos complementares, verifica-se a adoção do sistema de gestão proposto e as medidas de controle necessárias. A licença, portanto, não é permissão para poluir, mas para instalar a operação da atividade pretendida, em determinado local, respeitando os limites legais a partir de medidas de controle definidas e implementadas.

As medidas para controle da poluição dependerão, portanto, do tipo da atividade, e dos poluentes passíveis de serem emitidos por aquela atividade. A poluição, por alterar a qualidade, pode ou não causar a degradação ou o dano ambiental, a depender da quantidade lançada ao meio ambiente, do período da emissão dos poluentes fora do padrão estabelecido e, da sua periculosidade.

Assim como degradação, a expressão impacto ambiental é conceito amplo e pode se referir a uma gama de situações passíveis ou não de mensuração. Nem todo impacto ambiental tem a poluição como causa; além disso, deve-se ressaltar o duplo sentido em que pode ser utilizada a palavra impacto uma vez que pode ser positivo, e não necessariamente negativo.

O significado de impacto ambiental, conforme a Resolução CONAMA n. 1/1986 art. 1º, estabelece:

Art. 1º. Para efeito desta Resolução, considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do

meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

- I – a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- II – as atividades sociais e econômicas;
- III – a biota;
- IV – as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;
- V – a qualidade dos recursos ambientais.

Esta definição de impacto ambiental trazida pelo CONAMA parece estar mais próxima das definições de poluição apresentadas pelas leis estaduais do Rio de Janeiro e São Paulo.

Em 2009, os conceitos legal e técnico de poluição foram debatidos por Cerri Neto e Ferreira (2009), que compararam dois deles: o da Política Nacional de Meio Ambiente, e o da Resolução CONAMA n. 001/1986, identificando as compatibilidades entre eles. Uma vez que a legislação utiliza termos técnicos e a palavra poluição é, sem dúvida, um termo técnico, o conceito aparece de forma diferente da usualmente empregada.

A análise dos autores, a partir do conceito da legislação federal (Lei n. 6.938/1981), identificou que ao definir, no art. 3º, o conceito de poluição, apenas o inciso III, alínea e, trataria do “lançamento de matéria e energia”. É fato que a Lei n. 6.938/1981 utiliza a palavra poluição enquanto a Resolução CONAMA n. 01/1986 utiliza o termo impacto ambiental para “qualquer forma de matérias ou energia resultante de atividades humanas”. Mas, ao definir poluidor, a Lei n. 6.938/1981 mostrou que a poluição deriva de atividades antrópicas, que podem trazer consequências direta ou indiretamente ao meio ambiente.

A OECD, por sua vez, define poluição registrando tratar-se de introdução direta ou indireta de substâncias, ou energia, que resultem em efeitos deletérios, que coloquem em risco a saúde humana e afetem recursos bióticos e os ecossistemas (CID, 2021). Esta definição é compatível com a definição de impacto ambiental apresentada pela CONAMA n. 01/1986.

Outras definições estão disponíveis em doutrinas jurídica e técnica. Para Sánchez (2008), a poluição é a introdução no meio ambiente de qualquer forma de matéria ou energia que possa afetar negativamente o homem ou outros organismos, definição compatível com as legislações carioca e paulista. Define ainda degradação como qualquer alteração adversa nos processos, funções ou componentes

ambientais, ou alteração adversa da qualidade ambiental. Na primeira parte, propõe definição compatível com a definição de degradação ambiental prevista no art. 3º, II, da Política Nacional do Meio Ambiente; na segunda, dá margem ao enquadramento de poluição quando emenda com “alteração adversa da qualidade ambiental”, reforçando a teoria que coloca a expressão degradação como gênero, situação na qual se constatou, efetivamente, a perda de um grau. A poluição é um fator que pode levar à degradação a partir da alteração da qualidade e do efeito adverso.

Sánchez (2008) define impacto ambiental como alteração da qualidade ambiental que resulta da modificação de processos naturais ou sociais provocada por ação humana. Neste sentido, entende-se que a poluição pode causar um impacto negativo ao meio ambiente se, na alteração da qualidade causada pelo lançamento de matéria e/ou energia, resultar a modificação de processos naturais ou sociais. Aproveitando o exemplo do rio Pinheiros, em São Paulo, infere-se que a poluição, caracterizada pelo lançamento de matéria em desacordo com a qualidade natural das águas superficiais, ao longo de anos de lançamento, causou impacto negativo ao meio ambiente levando-o à degradação.

Sánchez (2020) conceitua ainda “impacto significativo” como termo carregado de subjetividade, uma vez que tem conexão com a importância atribuída pelas pessoas às alterações ambientais, o que depende do entendimento, dos valores e da percepção de cada um, o que pode variar conforme a cultura de um povo ou o contexto no qual vive determinada comunidade.

Para Milaré (2011), poluição e degradação andariam de mãos dadas e a poluição resultaria da degradação. Neste contexto, se a poluição resulta de degradação, então, estaria em escala superior à degradação, logo, não se trata simplesmente uma situação fática de alteração da qualidade com a geração de efeitos adversos. A alteração da qualidade se enquadraria como contaminação, expressão que tem sido assumida como sinônimo de poluição. No entanto, Chapman (2007) alerta que existe clara diferença entre as duas expressões. Para o autor, a contaminação é simplesmente a presença de uma substância onde ela não deveria estar ou, que poderia estar, mas abaixo de concentrações denominadas de concentrações de fundo ou de referência. A poluição é contaminação que resulta, ou pode resultar em efeitos biológicos adversos às comunidades presentes no local de interesse. Desta forma, conclui Chapman (2007), todos os poluentes são contaminantes, mas nem todos os contaminantes são poluentes. O fato se justificaria

pela necessidade de informações adicionais sobre a toxicidade da substância presente, sua biodisponibilidade, ou seja, como ele se distribui nas matrizes ambientais, entre outras características que, efetivamente, poderiam conduzir aos efeitos adversos que é a característica da poluição.

A comparação com padrões de qualidade é a ferramenta utilizada para identificar a alteração da qualidade que não representa necessariamente o quadro de poluição. Importante destacar que padrões de qualidade para o solo podem ser definidos considerando a fertilidade, por exemplo, mas não seriam aplicáveis na avaliação de uma área contaminada urbana. Por este motivo, valores de referência, estabelecidos apenas como “nota de corte” para o solo, foram propostos no Estado de São Paulo. A simples alteração pontual destes valores tem sido assumida, equivocadamente, como poluição, mas é, em princípio, apenas a contaminação que justificaria o enquadramento como área contaminada ainda sob investigação.

A alteração da nota de corte, conhecido como “valor orientador”, é apenas o ponto de partida. É necessário investigar o risco à saúde humana, aplicável em áreas urbanas e, a avaliação do risco ecológico, quando pertinente. Esta última seria aplicável apenas em sistemas não antropizados, por exemplo, a partir de um acidente que atingisse área de preservação. No que diz respeito às águas subterrâneas, com base no princípio da precaução, os valores de referência assumidos como nota de corte são os valores de potabilidade, ainda que, de fato, não seja utilizado este recurso em muitos locais.

2.4.2 Dano ambiental: a necessidade de definição e de critérios

Dano tem o significado de prejuízo, é entendido como qualquer mudança que degrada o estado inicial, ou seja, alterações que afetam adversamente o desempenho atual e futuro de um sistema.

Na legislação brasileira, segundo o Código Civil (2002), aquele que causa dano a terceiro deve arcar com os custos para reparar o prejuízo. Na responsabilidade civil, o Código Civil estabelece regime de dupla responsabilidade, a subjetiva (art. 186) e a objetiva (927), que determina sua aplicação, nos casos especificados em lei, ou quando a atividade desenvolvida pelo autor do dano implicar, por sua natureza, riscos ao direito de outrem. Reparar o dano é, então, a forma de recompor o bem perdido, e muitas vezes, significa buscar um valor equivalente ao dano causado, pois existem

situações nas quais a reparação integral não é viável. Nestas circunstâncias, é cabível a indenização monetária que tende a ocorrer com bens não fungíveis.

A responsabilidade por danos causados ao meio ambiente goza de *status* constitucional e as lesões ao meio ambiente são motivo de responsabilização por danos em três diferentes esferas: administrativa, civil e penal. Em matéria ambiental, a responsabilidade civil é extracontratual ou aquiliana, uma vez que decorre da inobservância de dever legal preexistente a qualquer ato privado. Por força do entendimento estabelecido pela Política Nacional de Meio Ambiente, em seu art. 14, § 1º, a responsabilidade é objetiva, independe de culpa. O poluidor deve reparar ou indenizar os danos causados ao meio ambiente e a terceiros que venham a ser afetados por sua atividade sendo necessária, no entanto, provar a ação ou a omissão do réu, o dano e a relação de causalidade.

O foco na indenização às vítimas da poluição e outros danos ambientais encontra-se determinado no princípio 22 da Convenção de Estocolmo (1972), que propôs a necessidade de cooperação entre os Estados no desenvolvimento do direito internacional, e na Declaração do Rio, em 1992, que voltou a citar os danos ambientais e os efeitos causados por eles no princípio 13. Entende-se, todavia, antes de qualquer debate referente às questões de responsabilidade, que cabe discutir o conceito de dano e dos critérios para se configurar dano ambiental.

Cientistas do mundo todo têm apontado a perda da qualidade ambiental a partir de danos que seriam irreversíveis, no entanto, dano ambiental é um conceito complexo. Ainda não foi encontrada uma definição universalmente aceita. Assim, a unificação deste conceito é fundamental para o desenvolvimento de legislação ambiental internacional, e para a determinação dos responsáveis pela degradação ambiental, principalmente em questões transnacionais. Para Khalatbari (2016), muitos aspectos do conceito de dano ambiental ainda permanecem sem esclarecimentos; neste contexto, Bessa Antunes (2021) aponta, desde 2004, a falta de critérios para a configuração e o enquadramento como dano ambiental.

Entre as definições, a de Sands (2012) citado por Khalatbari (2016), aponta dano ambiental aquele causado aos recursos naturais: ar, água, solo, fauna e flora e às interações entre esses recursos. Sands (2012) teria incluído em sua obra uma proposta de classificação de danos ambientais em: materiais e não materiais, diretos e indiretos, acidentais ou intencionais, mas não teria definido os critérios apontados por Bessa Antunes como fundamentais.

A Convenção de Lugano (2007) citada por Khalatbari (2016) teria apontado algumas características para o enquadramento de danos ambientais: morte ou lesão corporal, perda ou danos à propriedade que não oriunda da própria instalação, perda ou dano por comprometimento do meio ambiente. Alguns outros documentos específicos, como a Convenção sobre a Regulação de Atividades Minerais na Antártica (1988), em Wellington, Nova Zelândia, no § 15 do art. 1º traz uma definição legal de dano ambiental: "qualquer impacto sobre os componentes vivos ou não vivos do ambiente ou ecossistemas incluindo danos à atmosfera, vida marinha ou terrestre além do que seria considerado insignificante".

Para Khalatbari (2016), esta última definição seria a mais aceitável, pois promoveria o entendimento de que um dano ambiental é considerado uma mudança, em um setor específico ou no meio ambiente inteiro, e que tem como característica o significativo impacto na qualidade do meio ambiente, o que representaria uma modificação na habilidade do meio ambiente em manter uma qualidade de vida aceitável ou de promover um duradouro e estável balanço de ecossistemas. O desafio nesta definição é o entendimento do que seria enquadrado como significativo.

Entre outras definições de dano ambiental destaca-se a do Programa de Meio Ambiente das Nações Unidas, que traz em sua plataforma:

dano ou degradação ambiental é a deterioração do meio ambiente por meio do esgotamento de recursos como ar, água e solo, destruição de ecossistema e a extinção da vida selvagem. É definido como qualquer mudança ou distúrbio para o meio ambiente percebido como deletério ou indesejável.

Ressalta-se, portanto, que o dano ambiental, na definição proposta pela ONU, é sinônimo de degradação. Considerando a poluição caracterizada pelo lançamento de matéria ou energia capaz de causar efeito adverso à saúde humana e ao meio ambiente, poderia, então, ser enquadrada como degradação ou dano ambiental.

Os critérios para o enquadramento de dano ambiental não são claros nas definições propostas pela literatura, mas pesquisadores do Instituto de Ecologia da Universidade Técnica de Berlim já haviam indicado, num ensaio de 2009, uma definição de dano ambiental utilizando critérios específicos em um cenário real de utilização de transgênicos na agricultura. Bartz *et al.* (2009) preocuparam-se em apontar e medir os efeitos ao meio ambiente a partir de uma intervenção ou alteração

quando do uso de sementes transgênicas em cultura específica, região específica considerando todas as variáveis importantes para aquela situação. Segundo os autores, os danos ambientais demandam a distinção entre níveis normativos e descritivos de avaliação de risco. No primeiro, são considerados os conceitos sociais, ou seja, o que é importante na percepção da comunidade, e no segundo, encontram-se as efetivas análises das mudanças ambientais. Defendem, também, que uma definição precisa de dano ambiental é necessária como vínculo entre os objetivos políticos e a pesquisa científica, devendo revelar claramente os princípios normativos subjacentes, estabelecendo a estrutura para operacionalizar abordagens e avaliar o risco ambiental.

A abordagem defendida por Bartz *et al.* (2009) para definir o que configuraria um dano ambiental é relevante, pois tem relação com os efeitos identificados e potenciais. Os autores destacaram as diferenças entre o que seriam simplesmente mudanças no meio e efeitos adversos. Os efeitos adversos foram definidos como a redução de atributos valoráveis de um ou mais recursos ambientais, e uma vez que o dano é definido como uma redução no valor de um bem, somente os efeitos que afetem, negativa e significativamente, a conservação de recursos ambientais poderiam ser enquadrados como danos.

Muitas mudanças induzidas no meio ambiente não são necessariamente induzidas pelo homem, e nem toda mudança ambiental se constitui em efeito adverso. Neste contexto, se houver um efeito adverso negativo, é importante verificar se este efeito é ou não significativo, portanto, a determinação quantitativa é parte fundamental da operacionalização do conceito de dano. Tal operacionalização se constitui, por exemplo, na determinação de uma concentração limite abaixo da qual nenhum efeito, nos receptores escolhidos, está presente. Considerando o impacto de uma substância tóxica, esta seria uma forma de avaliar e de quantificar o efeito adverso significativo. É extremamente importante selecionar os receptores a serem incluídos na avaliação do risco, e estes devem ser representativos do ecossistema que está sendo investigado. Bartz *et al.* (2009) sugerem que a definição mais adequada para dano ambiental seria: “o efeito adverso significativo sobre um recurso de conservação biótico ou abiótico que tem impacto sobre o valor do recurso, no todo ou em parte”.

Uma definição clara de dano ambiental, com a definição de critérios, permitirá avaliações transparentes e tomadas de decisão assertivas, seja para a identificação do dano, seja para a sua gestão, se confirmado. Registra-se que a pesquisa de Bartz

et al. (2009) citou a Norma de Proteção Ambiental do Reino Unido como referência para o debate sobre o que representaria “perigo significativo”. Este ponto remete às questões discutidas no capítulo 2 desta dissertação, ou seja, os riscos associam-se à exposição ao perigo, e as discussões sobre os riscos de danos revelam a inevitável necessidade de se definir dano ambiental que, de acordo com Bartz *et al.* (2009), só ocorreria quando um recurso ambiental relevante é significativamente afetado. Estas avaliações e decisões referentes à existência de riscos e de danos ambientais requerem avanços com determinações normativas, entre as quais, a escolha de indicadores e de receptores, de valores-limite concretos que possibilitem a distinção entre os efeitos não significativos e os significativos.

Na doutrina brasileira, Gonçalves (2017) traz, como exemplo de danos ambientais, as lesões irreparáveis em espécie como a derrubada de floresta nativa ou a destruição de um bem histórico. Ressalta, ainda, que o dano deve ser certo e atual, ou seja, não pode ser meramente hipotético ou eventual; além disso, é necessário já existir ou que tenha ocorrido, no momento da propositura da ação. No entanto, a regra que determina o dano atual não é absoluta, pois admite-se também um dano futuro em decorrência de novo fato direta ou indiretamente relacionado às consequências do fato danoso. Para Gonçalves (2017), em se tratando de dano ambiental, é possível prever a reparação de dano ainda não inteiramente realizado, mas que certamente ocorrerá em função de fatos já consumados e provados.

Recente trabalho desenvolvido pelo Conselho Nacional do Ministério Público (2021), contendo diretrizes para a valoração de danos ambientais, assume o conceito de dano ambiental proposto por Leite (2000):

toda a degradação do meio ambiente incluindo os aspectos naturais, culturais e artificiais que permitem e condicionam a vida, visto como bem unitário imaterial coletivo e indivisível, e dos bens ambientais e seus elementos corpóreos e incorpóreos específicos que o compõem, caracterizadora da violação do direito difuso e fundamental de todos à sadia qualidade de vida em um ambiente são e ecologicamente equilibrado.

A definição de Leite (2000) também coloca dano como sinônimo de degradação e inclui um aspecto importante relativo às questões culturais, mas não contempla estratégia de identificação que demanda conhecimentos técnicos específicos em diferentes áreas.

A proposição de critérios para se identificar danos ambientais é fundamental e, assim como o estabelecimento do nexo de causalidade, é um desafio a ser enfrentado. Biitencourt e Marcondes (1997) entenderam que o nexo de causalidade para um fato danoso ao meio ambiente se verificaria objetivamente, e de forma atenuada, bastando a existência de lesão e do risco preexistente de criá-la. O risco, para estes autores, deveria ser considerado uma condição da existência de dano ainda que não se possa mostrar que foi sua causa direta. Considera-se que não há como transformar tal teoria em regra, uma vez que uma série de variáveis devem ser assumidas, o que demanda a avaliação específica de risco, no caso concreto, considerando o histórico do local, as atividades já desenvolvidas na área de interesse, do entorno e os contaminantes identificados. O comportamento das substâncias químicas no meio ambiente deriva de características como as propriedades físico-químicas e podem variar na coexistência de diversas substâncias. As características do meio onde este contaminante se encontra também devem ser consideradas uma vez que são fundamentais para identificar cenários de risco.

Em uma condição de introdução indesejada de substâncias no solo e/ou águas subterrâneas, a eventual mudança do meio seria a contaminação que não representaria necessariamente efeitos adversos negativos. Para configurar o dano ambiental, a partir de uma área com contaminação confirmada, seria necessário verificar a existência de efeito adverso negativo e significativo, o que deve ocorrer por meio de normativas e de ferramentas para a avaliação quantitativa do risco, conforme será apresentado no próximo capítulo.

3 GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS NO CONTEXTO INTERNACIONAL E NACIONAL

3.1 Gerenciamento de áreas contaminadas: contexto internacional

O tema áreas contaminadas passou a ser motivo de preocupação a partir do século XX. Embora a deposição inadequada de resíduos urbanos ocorra há muito tempo, portanto, motivo de real preocupação com o crescimento dos núcleos urbanos, foi somente a partir de fatos como a desativação de indústrias, a deposição inadequada de resíduos industriais e/ou a ausência de medidas de controle nas indústrias, os acidentes ambientais, a identificação de contaminantes no solo e nas águas subterrâneas, que foram deflagrados os estudos e as ações para a gestão de problemas neste tema.

A qualidade do solo sob o aspecto ambiental tem sido, há muito tempo, tema de trabalhos acadêmicos, mas somente a partir da identificação da possibilidade de riscos aos ecossistemas e, da constatação de problemas de saúde pública, os órgãos governamentais, segundo Sánchez (2001), se atentaram aos possíveis efeitos de contaminantes no solo, como o reflexo das atividades industriais, especificamente, da falta de sistema de gestão ambiental nas indústrias.

Entre os casos emblemáticos, o *Love Canal* nos Estados Unidos, em 1976, apontou a existência de um aterro de produtos químicos abaixo da base de inúmeras residências. No local, havia sido escavado um canal de 975,36m para um projeto de hidrelétrica que, por falta de verbas, foi abandonado entre as décadas de 1920 e 1930, transformando-se num depósito de lixo municipal. Posteriormente, em 1942, a empresa *Hooker Chemical and Plastics Corporation* assumiu 15 acres do terreno, enterrando no canal mais de 20.000 toneladas de produtos nos quais havia substâncias químicas tóxicas e cancerígenas. Em 1953, parte do terreno foi vendido pelo valor simbólico de US\$1 para a Comissão Escolar do Niagara Falls e seu entorno ocupado por residências. Duas décadas depois disso, problemas de saúde em comum nos moradores locais levantaram suspeitas, e em 1978, muitas famílias foram evacuadas do local devido à constatação de risco de exposição às substâncias presentes no solo e nas águas subterrâneas (UNIVERSITY BUFFALO, 1980). A partir deste caso, os Estados Unidos criaram o *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act* (CERCLA), também conhecido como *Superfund*, em

1980, com o objetivo de estabelecer um fundo de remediação para áreas órfãs (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2021).

A partir do *Love Canal*, outros casos foram sendo descobertos e, em meados de 1980, 1.246 áreas com resíduos tóxicos enterrados ou infiltrados foram computadas pela *Environmental Protection Agency* (EPA), nos Estados Unidos, que passaram a monitorar diversas fontes de abastecimento de águas subterrâneas, deflagrando o desenvolvimento de procedimentos para calcular o possível comprometimento da saúde humana a partir das constatações de contaminação.

Em 1976, no Vale de Seveso, na Itália, a explosão em uma fábrica provocou o vazamento de dioxina, substância química inicialmente desenvolvida como arma química e, posteriormente, aplicada em defensivos agrícolas. O evento causou a contaminação de 1.800 hectares de solo, a morte de 75 mil animais e atingiu 30.000 moradores da região. O resíduo da dioxina e o solo contaminado, que foi escavado, teria sido enterrado e descoberto no norte da França somente em 1983, quando receberam uma destinação mais adequada, qual seja, a incineração (MAGNUSON, 1985). Muitos outros incidentes despertaram a atenção da sociedade entre as décadas de 1970 e 1990 na Europa e, em outros países, que passaram a incluir o tema em suas normas. Por este motivo, nesta dissertação, verificou-se a existência de regras e de procedimentos sobre o tema nos Estados Unidos, no Canadá e nos países da comunidade europeia.

Nos Estados Unidos, o título 40 do Código de Regulação Federal é a parte da lei norte-americana que organiza os regulamentos ambientais. Nele, encontra-se o Ato Normativo de Conservação e Recuperação de Recursos (RCRA) que apresenta as regras para descontaminar as áreas. O documento define diferentes tipos de ações: administrativas, judiciais, criminais e inclui as ações de fiscalização dos cidadãos que podem, de acordo com a Parte 254 do referido código, executar o poluidor e a própria Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA), órgão que responde pela fiscalização ambiental. As ações judiciais civis só são utilizadas em casos de violações repetidas e de natureza relevante ou, quando ocorre dano sério ao meio ambiente. São vários regulamentos, e no âmbito do título 40 estão estabelecidas as regras e as penalidades. Ao longo de quase 50 anos, a EPA tem preparado e divulgado vários procedimentos para a investigação e o monitoramento ambiental, ferramentas imprescindíveis para as decisões na gestão ambiental. Para quantificar os contaminantes, os métodos de análise química são fundamentais têm sido

desenvolvidos, publicados e utilizados como referência no mundo todo. Vários guias para investigação e avaliação de risco têm sido produzidos e revisados conforme a evolução do conhecimento nas diferentes áreas envolvendo identificação e gerenciamento de áreas contaminadas.

Para o tema 'áreas contaminadas', a avaliação de risco à saúde humana é ferramenta que demanda o uso de modelos matemáticos para projetar o risco, mesmo em cenários hipotéticos. Os dados toxicológicos estão entre as informações extremamente importantes para se verificar a possibilidade de risco em diferentes cenários de exposição; a EPA, por meio do Sistema de Informação de Risco (IRIS), tem revisado os dados toxicológicos e de carcinogenicidade divulgando tabelas contendo concentrações máximas aceitáveis de diferentes substâncias químicas, em cenários diversos de exposição. O sistema de avaliação de risco à saúde humana elaborado pela Planilha de Avaliação de Risco do Estado de São Paulo, como se verá, também considera uma série de dados, entre os quais, os toxicológicos. As diferentes tecnologias para remediar áreas com contaminação e suas aplicações são apresentadas em documentos específicos da EPA auxiliando na adequação e na otimização desta etapa do gerenciamento.

Entre as décadas de 1970 e 1990, os vários incidentes de contaminação de solo que despertaram a atenção mundial, levaram a União Europeia a organizar um evento denominado Fórum Comum para Solos Contaminados (1994), visando a construção de um projeto para apresentar propostas de identificação e de regeneração dos solos contaminados em vários países do continente. Entre 1996 e 1998, uma ação combinada para avaliar o risco em áreas contaminadas na Europa culminou na publicação de dois livros que contemplavam o estado da arte no tema em 16 países europeus, propondo ferramentas para o diagnóstico e a gestão das áreas contaminadas em cada um deles (FERGUSON, 1999).

O trabalho desenvolvido por Ferguson (1990), trouxe o entendimento quanto à necessidade de se adotar políticas públicas para proteger não apenas o solo, mas também, as águas subterrâneas. Um programa denominado *Concerted Action Risk Contaminated Sites* (CARACAS) foi implantado na Europa com alguns objetivos, dentre eles, criar áreas temáticas para a cooperação na Europa, elaborar recomendações em temas técnicos correlatos à contaminação e conhecer os problemas de contaminação do solo nos países da comunidade europeia. Os países participantes do programa iniciado em 1996 eram: Alemanha, Áustria, Bélgica,

Dinamarca, Espanha, Finlândia, França, Grécia, Irlanda, Itália, Holanda, Noruega, Portugal, Reino Unido, Suécia e Suíça. Estes países criaram uma rede de monitoramento de solo contaminado na Europa e muitos deles já possuíam, em seus ordenamentos jurídicos, diretrizes para as questões de contaminação de solo e de águas subterrâneas, pois este último recurso é amplamente utilizado no continente europeu (FERGUSON, 1999). O estado da arte no tema foi levantado em cada um dos países participantes possibilitando a troca de experiências que, posteriormente, serviram de inspiração para a construção de uma proposta de gerenciamento no Estado de São Paulo.

Entre os aspectos importantes considerados nos debates à época estavam: a impossibilidade de se identificar as concentrações de referência originais dos solos, denominada de concentração *background*, e a proposição de remediação das áreas com contaminação para níveis considerados adequados, considerando, em princípio, o uso mais sensível do solo.

Na Alemanha, o Ato Normativo Federal de Conservação do Solo foi ratificado em 1998 e inclui, entre os objetivos, viabilizar a utilização de áreas preteritamente comprometidas. As autoridades estaduais têm a responsabilidade de registrar, investigar e avaliar o risco em todas as áreas abandonadas suspeitas de contaminação.

Os valores de varredura da Alemanha, denominados em outros países como valores de corte, e que, no Brasil, recebeu o nome de valor de intervenção, se ultrapassados, desencadeiam investigação para melhor verificar a contaminação.

As decisões referentes ao tipo e à extensão das ações de remediação devem ser adotadas caso a caso, a depender da utilização presente e futura do solo, e da existência de receptores relevantes (FERGUSON, 1999). No procedimento alemão, nota-se a preocupação com a realidade dos cenários de ocupação urbana. A revitalização de áreas outrora contaminadas, com a remediação até níveis aceitáveis para a ocupação humana, impede a expansão para áreas que podem ser protegidas, principalmente em se tratando de país com pequena extensão territorial (UMWELT BUNDESAMT, 2014). Este modelo de gerenciamento teve grande influência no procedimento adotado pelo Estado de São Paulo, uma vez que a implantação do procedimento ocorreu por meio de um acordo de cooperação firmado com aquele país.

A Áustria já possuía, à época do CARACAS, uma Constituição com previsões para a manutenção do solo limpo, mas não havia lei de conservação do solo. A

remediação era responsabilidade das autoridades provinciais e tinha foco na manutenção da qualidade para o solo agrícola. Não existiam valores de referência para determinar o que configuraria contaminação do solo, assim, foi adotado um critério com base em valor genérico como ponto de partida. Se a concentração da substância pesquisada estivesse acima do valor genérico, seria necessário conduzir avaliações, em circunstâncias específicas do solo e das influências antropogênicas, ou seja, o uso e a ocupação fariam diferença. A norma austríaca ÖNORM S 2088-1, revisada pela última vez em 2018, estabelecia, desde 1997, critérios para a avaliação de risco nas águas subterrâneas. Este recurso é protegido no país desde o final da década de 1950, com a publicação de ato normativo *Federal Legal Gazette* n. 215/1959, calcado no princípio da precaução, considerando que a utilização deste recurso, naquele país, supera 99%. O perigo dos poluentes, as condições geológicas e hidrogeológicas locais, assim como o potencial de dispersão do poluente nas águas subterrâneas foram apontados como fundamentais. Portanto, existe uma classificação que separa quais aquíferos serão explorados e aqueles que não serão explorados. Há uma política pública bem definida para a captação e a utilização de água subterrânea.

No modelo criado, valores de triagem – que são notas de corte derivados de padrões de potabilidade – ao serem excedidos, demandam investigação adicional. Qualquer decisão relativa à gestão de uma área dependerá de condições específicas da área que está sob investigação. Uma rede de especialistas no tema de gestão em áreas contaminadas criou, no país, uma rede denominada CLARINET, cujo objetivo é defender a utilização de valores de referência desenvolvidos com diferentes objetivos de qualidade, visando a utilização sem risco à saúde humana ou ao meio ambiente. Para a avaliação específica da reutilização de antigos locais com solos contaminados, a Áustria tem norma vigente desde 1997 – revisada em 2014 pela última vez – que respeita as Diretivas da Comunidade Europeia (EUROPEAN COMMUNITY, 2021). A lei austríaca específica para limpeza de solos contaminados e as diretrizes para alimentação do fundo de áreas contaminadas, de acordo com Schmelz *et al.* (2012), existe desde 2008, e pressupõe a captação de recursos para uso em situações assumidas pelo governo como prioritárias.

A Bélgica possui os Estatutos de Descontaminação nas três regiões administrativas do país, prevendo obrigações e responsabilidades, criando claras distinções entre quem deve conduzir as investigações e quem é o responsável pela contaminação. Na região de Flandres, criou-se uma agência independente, a

Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij (OVAM), desde 1981, com poder e jurisdição no governo belga, responsável por publicar a primeira lei de gestão de resíduos na região. Este órgão implantou um sistema em 1995, que determina o registro de áreas com confirmação de solo contaminado. A investigação de instalações com potencial de contaminação do solo, no ato da desativação do empreendimento, ou na transferência de titularidade do terreno, é compulsória (BOCK, 2012). Esta mesma obrigatoriedade existe no Estado de São Paulo, que exige, na desativação de atividades com potencial de contaminação, a apresentação de avaliação preliminar e investigação confirmatória para a apreciação da agência ambiental. Ainda entre os procedimentos belgas, desde outubro de 1996, qualquer transação com transferência de propriedade, por fusão ou cisão de empresas, demanda a obrigação, por parte daquele que está transmitindo, de apresentar um certificado, apontando a condição do solo da propriedade junto à OVAM. Este órgão tem até 60 dias para se manifestar e emitir o certificado que deve apontar a condição da área.

Quando necessária a remediação, o plano de remediação da área é obrigatório após uma completa investigação quantitativa de contaminantes no solo. Para a legislação local, a investigação do solo abarca, automaticamente, a investigação nas águas subterrâneas (BOCK, 2012). O modelo proposto estabelece também uma distinção entre “contaminação nova” e o que denominam “contaminação histórica”, assim como diferencia a obrigação de remediação, que recai sobre o operador ou o proprietário da área (entendendo-se como operador aquele que está instalado no local exercendo a atividade potencial de contaminação), e a responsabilidade pela contaminação da área. A região de Flandres traz a obrigatoriedade de caracterização dos riscos à saúde humana e aos ecossistemas envolvidos. Em circunstâncias nas quais há contaminação histórica, ou seja, pretérita à ocupação atual, a decisão de remediação e “limpeza” da área será definida a depender dos riscos identificados ao homem e ao meio ambiente, ou seja, é possível que a conclusão seja pela não necessidade de qualquer intervenção, se não forem identificados riscos.

A norma belga *Flemish Decree* determina publicidade da contaminação no registro da terra, mas contém uma regra de responsabilidade não retroativa, ou seja, o proprietário, ou operador no terreno, não é obrigado a remediar se provar que não causou a contaminação por negligência ou, quando, ao adquiriu a propriedade, não tivesse ou, não pudesse ter conhecimento da contaminação. Propriedades com poluição histórica e, comprovadamente adquiridas antes de 1993, desde que utilizadas

para fins não comerciais, não têm, pelas regras do *Flemish Decree*, obrigação de realizar a remediação (FERGUSON, 1999).

Os valores de referência para a remediação do solo, na região de Flandres, foram definidos, desde a década de 1990, como as concentrações acima das quais ocorreriam sérios efeitos perigosos ao homem e ao meio ambiente. As características e as funções do solo da região foram consideradas, e para identificar o risco, foi proposta a utilização de modelos matemáticos entre os quais o C Soil, modelo holandês que previa a inserção de características específicas do solo contaminado e dos cenários de ocupação deste solo para o cálculo do risco nas condições específicas. Os possíveis cenários de risco propostos à época foram: ocupação agrícola, residencial, recreacional e industrial. Como será visto adiante, o procedimento paulista adotou três destes quatro cenários para o modelo matemático de cálculo de risco, que foi desenvolvido e transformado em planilha pelo órgão ambiental. Os dados toxicológicos para alimentar o modelo matemático utilizado são os definidos pela *World Health Organization* (WHO) e os propostos pela *Environmental Protection Agency* (EPA), dos Estados Unidos (FERGUSON, 1999).

Os procedimentos para se obter uma investigação robusta da contaminação geraram um guia de procedimentos para aquela região da Bélgica, que foi aprovado em 1999, mesmo ano em que, no Brasil, o Estado de São Paulo publicou a primeira edição do Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas. Avanços ao longo dos anos levaram a Região Metropolitana de Bruxelas a criar, também em 2009, um Estatuto de Descontaminação substituindo um procedimento que vigorava naquela região desde 2004. O *Environment and Energy Agency of the Brussels* (IBGE – BIM), na capital, tem um cadastro com dados da qualidade de água e do solo dividindo em categorias com notas que variam de 0 a 4 a depender do grau de alteração do solo pois o art. 3 do Estatuto prevê a investigação do solo em várias situações, a depender da nota de qualidade (ENVIRONMENT AND ENERGY AGENCY OF THE BRUSSELS, 2016). A norma desta região criou uma classificação na qual a contaminação simples seria aquela causada por um só poluidor e, identificada somente após 20 de janeiro de 2005, enquanto a contaminação denominada mista, traz a contribuição de diferentes atores, com a mesma data de corte. Nas áreas órfãs, não foi possível identificar os responsáveis pela contaminação.

Ainda na Bélgica, a Região de Wallon introduziu o Estatuto de Descontaminação, em dezembro de 2008, com uma regra de obrigatoriedade de

registro de todas as áreas com potencial de contaminação, e o estabelecimento de limites aplicáveis aos diferentes tipos de contaminantes (art. 25 do Estatuto). Adicionalmente, o Estatuto desta região traz uma listagem de eventos que, automaticamente, deflagrariam a investigação do solo, entre as quais: a transferência de propriedade, a transferência de um financiamento celebrado há mais de nove anos, o encerramento de atividades com potencial de causar contaminação, a solicitação para implantar uma atividade potencialmente poluidora em determinado local (FERGUSON, 1999). Nota-se a clara preocupação na identificação de passivo ambiental no ato da transferência da titularidade do terreno.

A Dinamarca é um dos países da comunidade europeia que, em função de problemas vividos com aterros na década de 1970, publicou o Ato Normativo para o tema áreas contaminadas em 1983, priorizando a proteção das águas subterrâneas, em áreas residenciais, uma vez que o abastecimento naquele país prove 95% deste recurso. O Ato Normativo determinou à época algumas áreas prioritárias para a investigação e remediação, visando garantir o abastecimento de água com qualidade. O país assumiu, como norte da legislação ambiental, o princípio do poluidor pagador, mas a Suprema Corte da Dinamarca determinou que o Ministério do Meio Ambiente não teria como provar que o poluidor, à época da contaminação, não estava agindo erroneamente, e definiu, em 1992, um prazo prescricional de 20 anos, ou seja, o poluidor não poderia ser obrigado a reparar contaminação ocorrida antes de 1972. Ao final de 1993, a Dinamarca publicou uma regra diferente, estabelecendo um regime especial para a remediação em propriedades cujas residências tivessem sido construídas sobre áreas contaminadas e com financiamento público (FERGUSON, 1999). O órgão ambiental da Dinamarca *Danish Environmental Protection Agency* providenciou um guia de orientação, e em 1994, o Ministério do Meio Ambiente criou um Comitê de Solo Contaminado, que propôs a criação de regras específicas para o tema com publicação de um guia, em 1996, após consulta e contribuições das indústrias. Com base no princípio do poluidor pagador, foi estabelecido que não deveria existir diferença de tratamento para contaminações anteriores a 1970 e todos os condados do país deveriam deflagrar investigações sistemáticas, em todas as áreas que abrigavam, ou que tinham abrigado, atividades com risco potencial de contaminação. Com esta decisão, foi providenciado um inventário dinamarquês das áreas contaminadas, o que permitiu identificar áreas com risco nas águas subterrâneas, e a priorização de áreas a serem remediadas, pois, toda a água utilizada

para consumo humano na Dinamarca tem origem subterrânea. E águas subterrâneas, se contaminadas, não ficam restritas à área de origem do contaminante, conhecida também como área fonte. O valor de referência ou nota de corte para cada contaminante, segundo o procedimento dinamarquês, se excedido, demandaria o avanço nas investigações.

Uma legislação específica para solo contaminado (Lei n. 1.427/2009), foi publicada na Dinamarca somente em 2009, segundo a *Food and Agriculture Organization* (2013) e, em janeiro de 2014, entrou em vigor o Decreto n. 1.552 que estabeleceu prioridade às ações públicas em solos contaminados.

Seguindo o exemplo da Áustria, a Dinamarca já havia definido, em 1998, valores como linhas de corte para solos. A regra estabelecia que valores abaixo das concentrações de corte não demandariam remediação nesta matriz porque a exposição à saúde humana poderia ser minimizada com a redução ou a inexistência do contato com o solo. Trouxe, pioneiramente, desde a década de 1990, reflexões interessantes quanto à existência de riscos em ambientes fechados a partir da contaminação de substâncias voláteis presentes na matriz solo. Concentrações de substâncias voláteis quando excedidas, nestas circunstâncias, remeteria ao risco no cenário de inalação de vapores em ambientes fechados. Ainda em 1998, a Dinamarca também publicou um manual para orientação nas ações de remediação de áreas contaminadas, e preparou um guia para avaliar risco em solos que tivessem utilização mais conservadora como, por exemplo, residências, parques e áreas de lazer. Em áreas fechadas, como ocorre em ambientes residenciais, existem concentrações limites que servem para indicar a presença de risco à saúde humana (FERGUSON 1999). Se o produto puro fosse encontrado, no solo ou nas águas subterrâneas, o que tecnicamente é conhecido como “fase livre”, já poderia ser assumida a existência de risco.

Importante destacar que nas observações do guia dinamarquês tem extrema importância o Modelo Conceitual, um conceito técnico e fundamental, que será apresentado neste capítulo, para apontar a relevância das condições do local: os receptores, o tipo de solo e outros aspectos importantes para identificar o risco. As estratégias para a avaliação de risco pressupõem analisar as concentrações dos contaminantes de interesse, nas matrizes ambientais solo e água subterrânea. A partir das concentrações obtidas nas primeiras amostragens, são demandadas

investigações complementares, cujos dados serão utilizados para verificar a existência de risco e, em caso positivo, deflagrar as intervenções.

A avaliação de risco deve considerar o raio de influência da alteração identificada, ou seja, com base em dados específicos como a velocidade do aquífero, massa dos contaminantes e a distância que estes contaminantes podem atingir. Um guia preliminar contendo concentrações de referência para 170 substâncias químicas foi publicado pelo governo finlandês com concentrações que reproduziam, em sua maioria, as concentrações definidas nos padrões holandeses que, por sua vez, foram desenvolvidos assumindo condições muito conservadoras. Guias específicos para a avaliação de contaminação foram sendo elaborados para atividades reconhecidas como potencialmente responsáveis por contaminação naquele país, como serrarias, clubes de tiro, minas de enxofre e aterros de resíduos perigosos. No Brasil, o procedimento vigente no Estado de São Paulo denominou estas etapas de investigação detalhada e de avaliação de risco. Mas, observa-se, pelos procedimentos desenvolvidos em outros países, que a identificação de risco depende de levantamentos e de avaliações técnicas.

Na Finlândia, o modelo estabelecido pelo Ato Normativo de Resíduos (1994), obriga os proprietários dos terrenos a se responsabilizarem por eventual contaminação e a transferir esta informação aos possíveis compradores (FERGUSON, 1999). Trata-se do princípio da publicidade, uma das chaves do direito público no Brasil, que foi incorporado pela lei paulista de áreas contaminadas com a obrigatoriedade de averbação da contaminação na matrícula do imóvel.

O Ministério do Meio Ambiente da Finlândia oferece apoio para a investigação e a remediação em áreas nas quais a causa da contaminação é desconhecida. Emitiu diretrizes específicas para a avaliação de risco e gestão do risco sustentável, assumindo o fato de que a ocupação ao longo dos anos não permite restauração e que não há valores conhecidos das condições originais.

As contaminações em Helsinque e Turku são exceções de gestão no país, uma vez que os casos de contaminação, nestes locais, ficam sob a responsabilidade das autoridades municipais. Periodicamente, as autoridades federais realizam o levantamento do número de áreas e há um banco de dados apontando a situação de cada uma delas. Esta questão do desconhecimento das concentrações originais, nos diferentes tipos de solo, é argumentação que vem sendo utilizada no Brasil, especificamente no Estado de São Paulo, para justificar o fato dos valores orientadores

não representarem, necessariamente, valores acima dos quais haveria risco. Quanto aos levantamentos das áreas contaminadas, o banco de áreas é ferramenta preciosa de gestão e foi implantado no Estado de São Paulo no início dos anos 2000.

A França não possuía, na década de 1990, a exemplo de outros países europeus, uma lei específica para contaminação de solo, mas o *Imperial Decree*, publicado em 1810, já apontava a preocupação com as atividades industriais e a prevenção de impactos ao meio ambiente.

Em 1993, o país publicou uma Diretiva Ministerial que teve origem a partir de uma lei de proteção ao meio ambiente, promulgada em 1976. A diretriz determina a remediação de áreas contaminadas aplicável apenas na presença de risco significante à saúde humana ou ao meio ambiente. O sistema francês tem, segundo Ferguson (1999), diretrizes introduzidas em 1995, para a remediação de áreas órfãs. Prevê, ainda, a cobrança de taxa equivalente a 40 francos franceses para cada tonelada de resíduo a ser tratado, taxa que cabe ao gerador pagar. Os valores arrecadados são administrados por um comitê, que oferece concessões e empréstimos para investigar e remediar áreas contaminadas (DRAMENDRAIL, 2003).

A *Agence de l'Environnement e de la Maîtrise de l'Energie* (ADEME) é o órgão que responde pelo acompanhamento da implementação das diferentes etapas da remediação. São 6 agências de água distribuídas pelo território francês que aplicam um procedimento nacional desenvolvido para identificar e avaliar áreas com potencial de contaminação. Este procedimento prevê vistorias para identificar a necessidade de medidas emergenciais com vistas à administração de situações com riscos imediatos. O manejo local das águas é o fator que define quais áreas serão protegidas, demonstrando a existência de uma política nacional a ser obedecida. Embora não existam leis específicas referentes à proteção e à poluição do solo, as *Circulaires*, como são conhecidos os documentos orientativos, determinam, nos casos de identificação de atividade com potencial de contaminação, que sejam descritas as operações, e todas as formas pelas quais o solo poderia ser impactado, permitindo, assim, estabelecer um *ranking* das áreas que necessitariam de alguma intervenção (DRAMENDRAIL, 2003).

Para estudos específicos de solo, a França tem uma Diretiva publicada em 1999 que determina a compilação de documentos referentes às operações da atividade potencial, os dados de uma investigação rápida do solo local para confirmar ou não a contaminação. Todas as etapas do processo de investigação devem considerar o

Modelo Conceitual desenvolvido. Trata-se de uma estratégia inicial para a compreensão da situação da área sob suspeita identificando substâncias, usos do solo e receptores. O conceito, previsto em normas nacionais e internacionais será apresentado no capítulo 4, seção 3.3. A avaliação de risco no modelo francês deve observar o uso atual e futuro da área, além dos receptores da vizinhança. Os receptores apontados no documento francês como relevantes são os seres humanos, os recursos de água, os ecossistemas e as edificações. O risco aceitável, definido no procedimento francês, é de 10^{-5} , o que significa que seria admissível o risco de um caso adicional de câncer a cada 100.000 casos ocorridos por diversos motivos. O procedimento francês destaca a importância das medições diretas, em campo, ou seja, a coleta de amostras das matrizes ambientais, após a remediação, visando verificar se os resultados são compatíveis com as concentrações calculadas pelo modelo matemático (DRAMENDRAIL, 2003).

As regras francesas deixaram claro que os objetivos da remediação deveriam ser compatíveis com a utilização da área e, do seu entorno, além de ser técnica e economicamente realista. Quanto às responsabilidades, na França, aquele que opera no terreno é o responsável pelo controle dos riscos e, na ausência de operador ativo em áreas industriais, o dono da terra ou o novo dono, em caso de venda, são os responsáveis pela limpeza da área. A Lei de Recursos Naturais e Prevenção ao Risco Industrial, em 2003, definiu regras com abordagem de prevenção à ocorrência de poluição e danos futuros. Áreas sem projeto de reabilitação pressupõem medidas de segurança prevenindo contato direto ou indireto da população. Este ponto da regra é extremamente importante pois pode ser decisivo para a reutilização da área. Áreas com proposta de mudança de utilização devem ser reavaliadas para o novo uso e registros da área devem estar disponíveis para consulta além da necessária implicação de todos os atores na responsabilidade pela remediação (DRAMENDAIL, 2003).

As ferramentas na política de gestão de áreas contaminadas na França incluem o Modelo Conceitual, a interpretação de dados de qualidade dos meios e um plano de gestão.

A gestão ambiental na Grécia – um dos países participantes do fórum na década de 1990 – já tinha previsão de proteger o solo por meio da Lei n. 1.650/1986 que dispõe sobre a deposição dos resíduos municipais e industriais, e sobre o uso de fertilizantes e de pesticidas para atividades agrícolas. Desde a década de 1990, todo

aterro precisa seguir os procedimentos estabelecidos por uma Junta Ministerial n. 69269/5387/90. Na política pública implantada, a reabilitação dos aterros, ao final da operação, e os respectivos custos são de responsabilidade das autoridades locais. Além dos aterros gregos, onde é sabido que existe codisposição de resíduos domésticos e industriais, alguns locais com suspeita de despejo de resíduos de forma inadequada foram objeto de preocupação do governo. As regras criadas apontam, entre outras questões, a escolha dos contaminantes de interesse conforme o uso da área para nortear as investigações.

A Irlanda também não possuía legislação específica até os anos 1990 e a Lei de Gestão de Resíduos, publicada em 1996, assumiu os princípios do poluidor pagador e da precaução. Não há regimento específico para solo contaminado e o país não tem registro de áreas contaminadas. Diante disso, as questões deste tema estão previstas nas seções 57 e 58 da *Waste Management Act* de 1996. A investigação do solo contaminado fica a cargo das autoridades e o proprietário ou o responsável pela contaminação respondem pela limpeza. Se a contaminação do solo criar contaminação da água subterrânea, deve ser aplicada a lei específica de poluição das águas (ASSOCIATION OF CORPORATE COURSE, 2013).

Na Itália, há lei de gestão de resíduos desde 1997 que traz, em sua estrutura, critérios gerais para a elaboração de projetos e de ações de remediação, estabelecimento de valores-limite nas matrizes ambientais considerando valores diferentes em função do uso do solo e, apresentando guias para amostragem, preparação e análise destas matrizes (FERGUSON, 1999).

Importante destacar que para se identificar a contaminação, o resultado da análise química é prova fundamental; imprescindível, portanto, que a coleta de amostras seja representativa e defensável com referências metodológicas determinadas pelo órgão ambiental. Afinal, a incerteza na medição é fator relevante para a tomada de decisão.

A Agência Nacional de Proteção Ambiental da Itália (ANPA) utilizava como referência, no Manual n. 175, publicado em 1994, as normas da Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA). Posteriormente, a Itália publicou a Lei n. 22/1997 e o Decreto n. 471/1999, que estabelecia limites genéricos para a identificação de áreas contaminadas. Estes limites também eram assumidos, inicialmente, como os valores-alvo a serem atingidos na remediação de solo e de águas subterrâneas contaminadas pois não eram ainda cogitadas, conforme afirma Quercia (2006), soluções de

gerenciamento baseadas em risco. Uma nova proposta foi publicada pela Lei n. 308/2004, e o Decreto n. 152/2006 introduziu a avaliação de risco com base nas condições específicas de cada área. Entre as diretrizes do novo decreto, a possibilidade de reinjetar as águas subterrâneas, que após bombeadas e descontaminadas, seriam devolvidas no mesmo aquífero, desde que em conformidade aos padrões de qualidade das águas subterrâneas naquele país, que pode variar a depender da região. Além da reinjeção das águas subterrâneas após a limpeza, o lançamento de águas subterrâneas em corpos d'água superficiais também foi permitido e a norma adotada para esses procedimentos foi a elaborada pela *American Society for Testing and Materials* (ASTM) (QUERCIA, 2006). Essas ações demonstram a conexão entre os diferentes atores técnicos e jurídicos na busca de soluções para compor as políticas públicas.

A Holanda possui normativas para a proteção do solo há mais tempo que os demais países da comunidade europeia. As operações de remediação de solo contaminado tiveram início em 1980, com a elaboração de um inventário das áreas contaminadas naquele país e publicação de um Ato Normativo de Proteção. A proposta holandesa prevê o uso das melhores tecnologias disponíveis para a remediação de forma a atingir valores tão baixos quanto os razoavelmente alcançáveis. A questão mais importante para a normativa holandesa é proteger a multifuncionalidade do solo (MINISTRY OF INFRASTRUCTURE AND THE ENVIRONMENT, 2017). O país desenvolveu modelos matemáticos para a derivação dos valores de intervenção (referência) cuja nomenclatura foi copiada no modelo definido no Estado de São Paulo, pioneiro na abordagem do tema no Brasil.

A gestão da contaminação na Holanda, de acordo com Ferguson (1999), considera também fatores econômicos e sociais; em algumas situações, é necessário adaptar a utilização final do solo e, além disso, o poluidor deve se responsabilizar pelo pagamento das despesas com a remediação. Não sendo possível identificar o poluidor, o proprietário do terreno é quem deve ser responsabilizado no modelo holandês, mas se o proprietário comprovar ser inocente, a remediação é paga pelas autoridades, com o dinheiro público. O Ministério de Habitação, Planejamento Espacial e Meio Ambiente é o órgão que define as políticas de uso do solo, as metas de qualidade e os procedimentos para a estimativa do risco. Em cooperação com o trabalho do Ministério, o Instituto Nacional de Saúde Pública e Proteção Ambiental estabelece critérios, por exemplo, as metas de remediação a serem atingidas, ou seja,

as concentrações máximas aceitáveis, visando proteger a vida. Estes valores-alvo ou concentrações máximas aceitáveis seriam concentrações acima das quais haveria risco em alguma via de exposição ao ser humano.

O ato normativo holandês apresenta um sistema de questionamentos a serem formulados para cada nova área sob avaliação. Entre as perguntas, consta se a contaminação é séria, se a remediação é caso de urgência e qual o objetivo final da remediação. Esta última teria gerado vários debates incluindo discussões abrangendo justificativas técnicas para a remediação e os custos excessivos em algumas situações. O mesmo tema é motivo de debates no processo de gerenciamento de áreas contaminadas no Estado de São Paulo. Em casos cuja remediação seja impossível, o governo holandês propõe estratégias de isolamento, controle e monitoramento das áreas. As áreas com contaminação anterior à publicação do ato normativo tinham como possibilidade remover os contaminantes na extensão necessária, conforme o uso declarado para o terreno. Para áreas cuja contaminação ocorreu durante ou após 1987, ano de publicação do ato, exige-se a remediação completa da área, considerando, no entanto, a situação política, econômica e os fatores sociais.

A Noruega tem ato normativo para controle de poluição desde 1981 e utiliza o princípio do poluidor pagador. Mas, se o causador da contaminação não puder ser identificado ou, se não puder ser responsabilizado, o atual proprietário do terreno poderá ser acionado para pagar a investigação e a remediação do local. Desde 1995, antes de construir em local que abrigou fontes potenciais de contaminação, é necessária a aprovação dos órgãos competentes. O procedimento prevê que sejam apontadas fontes, vias de exposição, grupo de receptores entre outras informações. Os valores envolvidos na intervenção são os mesmos apontados pela lista holandesa. Desde 1991, o governo publicou um Manual para Investigação Ambiental de Solo que, revisto em 1999, apresentava instruções detalhadas recomendando as melhores técnicas de amostragem, pré-tratamento de amostras e análises químicas (FERGUSON, 1999).

Os valores de intervenção desenvolvidos pela Holanda também foram adotados pela Espanha, que teve sua Lei de Resíduos aprovada em 1998, conforme estabelecia a Diretiva Europeia n. 91/156, vigente à época, e cujo foco era reduzir, valorizar ou reciclar resíduos. Anterior à lei, em 1995, fora aprovado o Plano Nacional para a Remediação de Áreas Contaminadas com o objetivo de caracterizar 1.650 áreas

potenciais ao longo de 11 anos. O Ministério do Meio Ambiente da Espanha celebrou contratos com 17 comunidades autônomas visando desenvolver o Plano que previa 50% do valor de financiamento para a remediação de áreas públicas. Assim, as comunidades se encarregariam de contratar os trabalhos de remediação e monitoramento e a área só será considerada remediada e reabilitada quando atingir as concentrações para ser utilizada conforme o objetivo antecipadamente declarado.

Em Portugal, na década de 1990, ainda não havia sido desenvolvido um sistema de regras para o gerenciamento de áreas contaminadas e, na remediação de uma antiga refinaria, em 1994, o país teria utilizado os critérios fixados na legislação canadense. Alguns anos depois, o Decreto Lei n. 236/1997 teve por objetivo apontar as competências de várias entidades intervenientes no domínio das águas e apresentar a sua classificação. Foi um período fértil para a elaboração de planos de ação para eliminar os lixões a céu aberto visando atender à Diretiva Europeia.

Observa-se um vazio legislativo quanto às questões de contaminação dos solos portugueses. A Diretiva n. 2004/35/CE focou na responsabilidade ambiental apontando a prevenção e a reparação de danos, implantada em Portugal pelo Decreto-Lei n. 147/2008, que foi alvo de críticas por não abranger, especificamente, as questões da gestão de áreas contaminadas. Em 2016, a Agência Portuguesa do Ambiente (APA) identificou 1.593 áreas potenciais em Portugal e destas, 181 já estariam contaminadas. Foram propostos guias técnicos para definir valores de referência, análise e aceitabilidade de risco, plano de amostragem e monitoramento, mas o projeto legislativo de Decreto-Lei para Prevenção da Contaminação e Remediação dos Solos, proposto em 2015, ainda não havia sido aprovado.

A Agência de Proteção ao Meio Ambiente da Suécia apresentou, desde outubro de 1995, o Plano de Ação para Remediação com o objetivo de elaborar propostas de trabalho a longo prazo, identificando as ações necessárias para remediar áreas contaminadas no país. O documento trouxe a definição de área contaminada como: “qualquer solo, água, edificação e instalação a qual está contaminada na extensão que possa colocar em risco a saúde humana ou o meio ambiente”. Todavia, a nova lei ambiental sueca, em 1999, incluiu a obrigação de reportar e, tornar pública qualquer contaminação de solo e água que fosse identificada; trouxe a possibilidade de registro da contaminação na matrícula do imóvel e a imposição de restrições ao uso do solo com regras de responsabilidade para se investigar e remediar solos contaminados (FERGUSON, 1999). Em primeiro plano, no modelo sueco, a responsabilidade ficaria

com a pessoa causadora da poluição, posteriormente, com o proprietário do terreno contaminado. A avaliação de risco pode incluir debate do nível necessário de remediação da área, de forma a não apresentar ameaça ao ser humano ou ao meio ambiente. O órgão ambiental sueco desenvolveu valores de referência para 36 contaminantes no solo considerando diferentes tipos de solo: com uso sensível como residências, agricultura, parques infantis com captação de água; uso menos sensível que inclui escritórios, indústrias, rodovias, estacionamentos com captação de água e as áreas de uso menos sensível mas sem captação de água (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2011).

Na Suíça, a identificação, a avaliação, a remediação e os financiamentos para áreas contaminadas estão regulados desde 1983, pela Lei Federal de Proteção ao Meio Ambiente, revisada em 1995. Em 1998, um regimento específico para a remediação de áreas contaminadas foi publicado como o foco principal da política suíça, dentre os casos emergenciais. Visando à prevenção de novos riscos, a regra na Suíça pressupõe que a construção e o desenvolvimento de atividades em áreas contaminadas só seriam possíveis se comprovado ser desnecessária a remediação. Além disso, um fundo foi criado pelo governo federal para pagar a remediação em áreas órfãs (FERGUSON, 1999).

O *Federal Office for the Environment* (FOE) indica que há cerca de 38.000 locais contaminados na Suíça; quase 40% deles por despejos, 50% devido às operações de empresa, 10% por campos de tiro e cerca de 1% em função de acidentes. A água subterrânea é um recurso a ser protegido no país, mas 60% de todos os locais poluídos estão em área de águas subterrâneas utilizáveis. De acordo com a Portaria de Áreas Contaminadas em vigor, a fiscalização revela que mais da metade dos locais contaminados não demandam exames por não serem esperados danos ambientais; em 22% dos locais as investigações teriam apontado que não há necessidade de remediação; e há cerca de 5.100 áreas com investigação em andamento. A estratégia de remediação mais utilizada quando necessário é escavar o solo com destinação final desta matriz (AGÊNCIA FEDERAL PARA O MEIO AMBIENTE SUIÇA, 2021).

O Reino Unido publicou um ato normativo sobre o tema em 1990, que passou a vigorar em 1999, e a providenciar um regime para controlar as ameaças à saúde ou ao meio ambiente a partir da ocorrência de áreas contaminadas. O conceito de área contaminada pressupõe, naquele país, significativo perigo sendo causado ou significativa possibilidade de ser causado. A avaliação de risco segue o conceito do

tripé fonte-via de exposição-receptor, largamente reconhecido para identificar os cenários de risco, ou seja, são necessárias as três condições para o cenário se completar (FERGUSON, 1999). Por muitos anos, o Reino Unido utilizou os valores de varredura (referência) como gatilho para avaliar riscos. Estes valores de varredura são agora utilizados para auxiliar na decisão quanto à necessidade de continuidade de investigações no solo. Na revisão do guia, enfatiza-se a importância do Modelo Conceitual adequado.

Em 2011, a Agência Europeia de Meio Ambiente apresentou uma estimativa de áreas com potencial de contaminação em 39 dos 50 países do continente europeu, com cerca de 2 milhões e 500 mil áreas (45% deste total já identificadas como contaminadas) (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2011). Uma nova estimativa apresentada por Falconi (2021), na I Conferência Internacional de Áreas Contaminadas, em maio de 2021, em Portugal, apontou 2 milhões e 800 mil locais potencialmente contaminados na Europa, identificando dentre os principais tipos de contaminantes os metais pesados, os hidrocarbonetos e os óleos minerais.

Entre 20 e 24 de setembro de 2021, na Itália, ocorreu a Conferência Internacional REMTECH, na qual foram apresentados vários temas relativos à investigação, remediação e gestão de risco, incluindo a avaliação de risco ecológico que, apesar de adicionado em muitas normas internacionais, demanda estudos específicos para cada situação.

O Canadá tem um plano federal para a gestão de áreas contaminadas I, que foi estabelecido em 2005 como um programa com fundo de C\$ 4 milhões e 540 mil alimentado pelo governo canadense. O plano foi renovado em 2020, por mais 15 anos, e recebeu um novo aporte financeiro. Há uma série de guias com procedimentos e informações a respeito. O sistema canadense prevê, ainda, a participação pública que permite às comunidades afetadas pela contaminação e outras partes interessadas participarem do processo de tomada de decisão (GOVERNO DO CANADÁ, 2021).

3.2 Gerenciamento de áreas contaminadas: contexto nacional

Embora o Brasil tenha estabelecido uma política nacional para o meio ambiente, definida desde 1981, com a publicação da Lei n. 6.938, especificamente para o tema das áreas contaminadas, apenas em 2009 o CONAMA apresentou uma diretriz. A Resolução CONAMA n. 420/2009 foi publicada após a Lei n. 13.577/2009, do Estado

de São Paulo, e determinou a criação de padrões de referência específicos para os diferentes tipos de solo existentes em cada estado brasileiro, oferecendo como referência de padrão temporário para comparação, a lista de valores orientadores desenvolvida pelo Estado de São Paulo. A determinação da Resolução CONAMA n. 420/2009 não foi atendida pela maioria dos estados; raros os que conseguiram desenvolver seus padrões e, ainda assim, limitados a poucas substâncias químicas, pois este desenvolvimento demanda a coleta representativa de solo, análise química para substâncias químicas diferentes e uso de modelos matemáticos para projetar as concentrações que serviriam para decidir quanto à continuidade ou não das investigações.

Em 2015, o Ministério do Meio Ambiente realizou um inventário de áreas contaminadas por poluentes orgânicos persistentes visando atender ao Plano Nacional de Implementação da Convenção de Estocolmo, que determina eliminar determinados poluentes. No entanto, obteve informações de contaminação em apenas nove estados, o que não significa a inexistência de áreas contaminadas nos demais estados, mas que podem ter sido geradas por outros tipos de poluentes.

Neste contexto, visando atender à necessidade da gestão do tema no país, o Ministério do Meio Ambiente (2020) publicou a Portaria MM n. 603/2020, instituindo o Programa Nacional de Recuperação de Áreas Contaminadas, visando criar um procedimento comum para identificar áreas contaminadas em todo país, incluindo treinamentos para o nivelamento técnico no que diz respeito aos critérios e procedimentos para atingir o adequado gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil. Foi celebrado um acordo de cooperação, segundo o Ministério do Meio Ambiente (2020), entre o Ministério e diferentes associações, prevendo a criação de uma plataforma digital para alavancar a gestão de áreas contaminadas em todo o país.

O Estado de São Paulo desenhou e implantou, desde 1999, com a publicação do Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, uma política pública para o gerenciamento das áreas contaminadas. Durante os últimos 22 anos, como forma de aprimorar a política implantada, providenciou a publicação de procedimentos orientativos, de lei específica e de instruções para a aplicação de penalidades administrativas.

A preocupação com a contaminação do solo no Brasil tem um marco importante: os estudos realizados, no Estado de São Paulo, no final da década de 1980, para avaliar os efeitos da aplicação de vinhaça, um resíduo gerado na produção

de açúcar e álcool. A fertirrigação com vinhaça, rica em potássio, nitrogênio e compostos orgânicos foi disciplinada em Norma Técnica específica, em 2005, pela Agência Ambiental Paulista (CETESB, 2005), mas a possibilidade do comprometimento das águas subterrâneas com os componentes da vinhaça gerou, segundo Hassuda (1989), preocupação com a proteção dos aquíferos no Estado de São Paulo que já possuía, em 1988, legislação específica sobre a preservação dos depósitos naturais de águas subterrâneas regulamentada em 1991 (SÃO PAULO, 1991).

A contaminação de solo e água subterrânea a partir da atividade do comércio varejista de combustíveis também foi motivo de preocupação no início da década de 1990, uma vez que o vazamento de tanques antigos, em postos de combustíveis, podia gerar impactos negativos motivando o Conselho Nacional de Meio Ambiente, em 2000, a criar o licenciamento ambiental obrigatório para este tipo de atividade por meio da Resolução CONAMA n. 273. No Estado de São Paulo, mediante a necessidade de licenciamento ambiental de postos de comércio varejista de combustíveis, foi publicada a Resolução SMA n. 05/2001. A partir de então, o órgão ambiental estadual CETESB passou a exigir e a convocar os cerca de 9000 postos do Estado para o licenciamento (CETESB, 2001).

Uma metodologia de gerenciamento de áreas contaminadas que havia sido elaborada por Gloeden (1999) para a bacia da represa Guarapiranga, no município de São Paulo, foi incorporada à proposta de procedimento desenvolvida pela cooperação entre CETESB e GTZ, celebrada em 1992, consolidando-se no principal documento de referência a dar origem aos procedimentos do Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas CETESB (1999). Constituído por 12 fascículos, trouxe conceitos básicos sobre o tema, o estado da arte no mundo, as bases legais nos dois países signatários da cooperação, e uma efetiva proposta de metodologia para identificar áreas contaminadas. No mesmo ano, um guia contendo dados históricos referentes a passivos ambientais, fundamentos básicos químicos, biológicos, hidrogeológicos e indicações de técnicas para a coleta de amostras e dos procedimentos existentes para eliminar a contaminação foi publicado pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) (SCHIANETZ, 1999). Alguns anos depois, diante da complexidade envolvendo o diagnóstico de áreas contaminadas, a ABNT passaria a elaborá-las para o tema a partir de 2010.

A possibilidade de existência de contaminação a partir de atividades industriais levou à consciência da importância da desativação de empreendimentos industriais e demais atividades capazes de causar degradação, o que levou Sánchez (2001) a produzir obra alertando para a questão e incluindo a preocupação com as garantias financeiras para a recuperação desses passivos. Posteriormente, as garantias financeiras foram incluídas na legislação paulista (Lei n. 13.577/2009).

Paralelamente ao início do desenvolvimento dos procedimentos no Estado de São Paulo, alguns casos de contaminação começavam a se tornar públicos no início dos anos 2000. Foi o caso do Condomínio Residencial Barão de Mauá, implantado em terreno que havia recebido deposição clandestina de resíduos com a posterior construção de um conjunto de prédios, conforme a Cetesb (2013). A temática da possibilidade de reutilização de terrenos contaminados gerou um novo produto dentro da cooperação técnica CETESB-GTZ: o Guia de Avaliação do Potencial de Contaminação em Imóveis, debatido no âmbito da Câmara Técnica da Construção Civil. Trata-se do primeiro documento a alertar quanto à necessária investigação antes da ocupação de uma área que outrora tenha abrigado uma atividade com potencial de causar contaminação (CETESB, 2003).

Ainda em 2001, outro caso, amplamente divulgado, foi o da área ocupada por uma antiga unidade da Shell, no município de Paulínia, cuja contaminação ocorreu por substâncias utilizadas para produzir agroquímicos em uma planta industrial instalada desde meados dos anos 1970 e, interditada em 2002, que atingiu o solo e as águas subterrâneas (CETESB, 2004). O Ministério Público do Trabalho moveu uma ação face à Shell-BASF envolvendo uma indenização de R\$ 200 milhões por danos morais coletivos, R\$ 83,5 milhões por danos morais individuais e R\$ 87,3 milhões por danos materiais individuais (PORTAL NACIONAL DO DIREITO DE TRABALHO, 2018). Em 2002, outras unidades da Shell, na Vila Carioca, município de São Paulo, foram apontadas como áreas contaminadas por borras de combustível oriundas da limpeza dos tanques que teriam sido enterradas no terreno desde o início das operações da empresa nestes locais, até a década de 1980 (ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DE SÃO PAULO, 2002).

Outro caso, entre os primeiros divulgados no Estado de São Paulo, é o do Aterro Mantovani, local de deposição de resíduos que operava no sítio Pirapitingui, município de Santo Antônio de Posse. Ali, teriam sido identificadas cerca de 40 empresas que depositaram seus resíduos entre as décadas de 1970 e 1980. Identificados os

responsáveis pelos resíduos ali depositados, foi celebrado um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) com o Ministério Público Estadual e várias medidas de intervenção foram providenciadas para investigar e equacionar a contaminação na área, dentre elas: remoção e destinação de parte dos resíduos, instalação de barreira hidráulica, que se constitui de uma rede de poços alinhados e muito próximos que rebaixam a água subterrânea e a bombeiam, impedindo que atinja o corpo d'água superficial, um dos bens a proteger, e o monitoramento periódico das águas subterrâneas (CETESB, 2021).

Conforme novos casos de contaminação no solo e/ou águas subterrâneas iam sendo descobertos no Estado de São Paulo, alimentavam um cadastro que foi implantado a partir de 2002 e passou a ser publicado anualmente, indicando não somente o número de casos mas também as tipologias responsáveis pela contaminação, em porcentagem. O cadastro de áreas contaminadas do Estado de São Paulo contava, em maio de 2002, com 255 casos; em dezembro de 2020 já eram 6.434 (CETESB, 2020).

Fato importante diz respeito ao número de casos de áreas reabilitadas que, a partir de 2019, passaram a ser apontados em gráficos, mostrando que o procedimento criado e aprimorado ao longo de mais de 20 anos colheu frutos para o meio ambiente. Das 6.434 áreas apontadas em 2020, 1.902 já estavam reabilitadas para uso declarado, 1.463 em processo de remediação, 1.369 em processo de monitoramento para o encerramento do caso, 780 contaminadas com risco confirmado, 635 contaminadas, mas ainda sob investigação e 285 em processo de reutilização (CETESB, 2020).

A obrigatoriedade da investigação de passivos para o licenciamento de postos de comércio varejista de combustíveis elevou os números para esta tipologia que, até os dias atuais, responde pela maior porcentagem de casos. São os que possuem no cadastro, e nas ações de fiscalização, poderosos auxiliares na identificação de melhorias para a gestão. O órgão ambiental do Estado de São Paulo escreveu um procedimento específico para investigar postos de comércio varejista de combustíveis como forma de auxiliar uma investigação representativa e conclusiva. Um roteiro, apontando todos os itens que deveriam ser incluídos em um relatório de investigação de passivo consistente em postos de combustíveis, foi elaborado no âmbito de uma câmara técnica ambiental de petróleo e disponibilizado, em 2002, para permitir uma investigação mais assertiva, apontando vários aspectos, entre os quais: localização da

área, planta ou croqui com os pontos de amostragem e descrição das sondagens entre várias outras informações técnicas (CETESB, 2001).

Entre julho de 2002 e abril de 2008, o órgão ambiental estadual realizou oito convocações para o licenciamento ambiental dos 8.516 empreendimentos desta tipologia estabelecendo critérios para priorizar a convocação, por exemplo: características das instalações e equipamentos, proximidade de corpos d'água, ocupação do entorno e ocorrência pretérita de eventos de contaminação. O Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, publicado em 1999, auxiliou a elaboração deste roteiro para postos e, por consequência, nas análises de concessão das licenças ambientais.

O Estado do Rio de Janeiro, por força da Resolução CONEMA n. 44/2012 incorporou a identificação de áreas contaminadas ao processo de licenciamento. Em 2013, primeiro ano da coleta de dados naquele estado, segundo Ahmed, (2015) havia 160 áreas divididas em 4 viações, 84 postos de comércio varejista de combustíveis, 64 indústrias e 5 aterros, número que quase dobrou no ano seguinte com o registro de 270 áreas. Em 2015, último ano com dados de áreas contaminadas, o Instituto Estadual do Meio Ambiente (INEA) sinalizou 328 áreas, incluindo contaminadas e reabilitadas (VELLEDA, 2018).

O Estado de Minas Gerais também tem um banco de dados das áreas contaminadas desde 2007 no qual constam 56 registros. Conforme a Semad (2020), uma Deliberação Normativa, publicada pelo Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) n. 116/2008, fixou a necessidade de os responsáveis por áreas consideradas suspeitas ou contaminadas até março de 2009 preencherem um formulário.

Na esteira da Resolução do CONAMA n. 420/2009, foi criado o Programa Estadual de Gestão de Áreas Contaminadas pela Deliberação Normativa COPAM/CERH n. 02/2010 (COPAM, 2010). Os critérios para a classificação do potencial poluidor para fins de licenciamento no Estado de Minas Gerais foram estabelecidos posteriormente pela Deliberação COPAM n. 217 (COPAM, 2017).

Embora alguns Estados brasileiros estejam adotando ações importantes, é necessário que todos os Estados tenham procedimento para identificar e cadastrar passivos a partir da contaminação de solos e de águas subterrâneas, a ser aplicado nas atividades com potencial de contaminação. Entende-se que em função de particularidades regionais, pode haver variações não somente nos valores de

referência para o solo mas, também, nos procedimentos de gerenciamento. Modelos já implantados, como o do Estado São Paulo, têm demonstrado eficiência, inclusive quanto ao desenvolvimento de novas ferramentas, como é o caso da recente proposta de projeto de norma para avaliação de risco ecológico. Ressalta-se que nem sempre a avaliação de risco ecológico será necessária como será apontado adiante.

O modelo introduzido como política pública para o gerenciamento de áreas contaminadas, no Estado de São Paulo, será utilizado para o debate dos critérios adotados para uma avaliação de risco consistente e defensável, além da possibilidade de reutilização segura de terrenos em áreas urbanas.

3.2.1 Importância das políticas públicas para identificação e gerenciamento de passivos ambientais a partir de áreas contaminadas

As políticas públicas são responsáveis pelas escolhas a serem feitas para a realização de objetivos considerados relevantes quando se reconhece um problema. No âmbito das questões ambientais, os Estados devem engendrar as diversas competências, pois têm obrigação de respeitar e proteger o ambiente natural implementando um sistema de gestão integrada de temas ambientais setoriais a serem materializados por planos, programas e projetos. Bessa Antunes (2021) defende o desenvolvimento de políticas ambientais específicas para os diferentes temas ambientais. Para a gestão de áreas contaminadas, o Estado de São Paulo, desde 1999, implementou uma política específica visando a equacionar os problemas oriundos de passivos no solo e águas subterrâneas.

Política pública é tema de elevada complexidade e tem sido objeto de estudos desde a década de 1950. Por ter caráter eminentemente dinâmico e funcional, trata-se de campo para utilização de conhecimento multidisciplinar com o objetivo de resolver problemas públicos concretos fundamentando-se nas ciências políticas, na sociologia, na economia, e, por vezes, com apoio da administração, no direito, na engenharia e na psicologia, dentre outras áreas.

A expressão tem origem no termo *policy* remetendo ao *policy cycle* que prevê a identificação de um problema e a formação de agenda para estudá-lo e tratá-lo. Pressupõe ainda, segundo Secchi (2015), a formulação de alternativas para a tomada de decisão e a implementação da política desenhada avaliando, posteriormente, a eficácia e a eficiência da política pública.

Por se tratar de um programa de ação governamental, tem a função de coordenar os meios à disposição do Estado e, as atividades privadas, para concretizar objetivos socialmente relevantes, portanto, é pressuposto que o Estado deva determinar metas e prioridades (NUNES, 2021).

Os analistas de políticas públicas devem ser capazes de extrair elementos essenciais e de desenhar uma política adequada à determinada situação, recorrendo às tipologias existentes na doutrina, que são esquemas de interpretação e análise, baseados em variáveis e categorias analíticas.

Um dos desafios apontados por Silva Júnior (2014) é a determinação da correta competência, ou seja, a responsabilidade para implantar uma política pública, pois a solução política para um problema já reconhecido deve existir, e seu efeitos devem ser tangíveis.

Entre os instrumentos regulatórios de gestão ambiental apontados por Silva Júnior (2014) estão aqueles baseados em risco. Dentre eles, ressalta o modelo do Reino Unido *better regulation*, desenvolvido com base na estratégia da avaliação de risco para a quantificação do potencial de perda relativo a um efeito adverso. Destaca, ainda, que a escolha do nível de aceitação de um risco é, em última análise, uma decisão política, e que a regulação pressupõe a identificação de níveis aceitáveis obtidos a partir de fatores técnicos, que oferecem a necessária robustez para o embasamento, mas nem sempre serão decisivos na orientação de uma ação pública.

São necessárias, portanto, diretrizes claras para a determinação de riscos. Silva Júnior (2014) aponta o método desenvolvido pela Agência Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), para o gerenciamento de áreas contaminadas como exemplo de política pública ambiental voltado à tema específico, no caso, a contaminação de solos e de águas subterrâneas, sublinhando que é política composta por procedimentos técnicos, que serão apresentados em sequência, e no plano legislativo, de uma lei específica. Ao final, conclui tratar-se de um sistema interessante, uma vez que promove um diálogo entre o poder público e os sujeitos responsáveis pela contaminação, definindo claramente as responsabilidades e indicando as estratégias adequadas para o avanço no equacionamento dos passivos.

A política pública estadual para áreas contaminadas no Estado de São Paulo é, como se verá neste capítulo, um sistema baseado na avaliação do risco, deflagrada após a confirmação da contaminação e do detalhamento da sua ocorrência. Conforme apresentado no capítulo 2 desta pesquisa, a contaminação é conceito que pressupõe

uma alteração sem que, necessariamente, tenha efeito adverso à saúde humana ou ao ecossistema que recebeu esta contribuição. Neste contexto, além das informações referentes às propriedades físico-químicas e toxicológicas das substâncias accidentalmente introduzidas, é imprescindível conhecer as propriedades do meio no qual foram introduzidas as concentrações presentes e os possíveis receptores.

3.2.2 Desenvolvimento de padrões de qualidade para solos e águas subterrâneas

A Política Nacional do Meio Ambiente trouxe entre seus princípios o princípio do limite, ou seja, ressaltou a importância de um valor, um número absoluto, acima do qual é possível identificar uma alteração que, no caso de áreas contaminadas, significa a necessidade de melhor investigação, com ampliação das amostragens de solo e água subterrânea visando identificar a efetiva existência de risco, além de apontar se há necessidade de ações para remediar a matriz ambiental impactada.

Para a avaliação de fertilidade do solo existem parâmetros específicos desenvolvidos ao longo de anos de experiência do homem na atividade agrícola, permitindo identificar a qualidade para fins de produtividade. Sob o aspecto dos impactos negativos para esta matriz ambiental e, principalmente, para a gestão de áreas contaminadas, é necessário pesquisar a qualidade do solo para várias substâncias e elementos. Considerando a diversidade de tipologias de solo brasileiro e, especificamente, no Estado de São Paulo, um grupo de pesquisas em qualidade do solo, na Agência Ambiental Paulista, trabalhou investigando a qualidade natural dos solos, simultaneamente ao desenvolvimento das metodologias de identificação de passivos pelo grupo gestor de áreas contaminadas, nos anos 2000.

O grupo de pesquisa da qualidade percorreu o Estado de São Paulo em diferentes regiões do estado coletando amostras desta matriz, utilizando os resultados das análises químicas para alimentar um modelo matemático desenvolvido na Holanda, denominado C. Soil, e, deste modo, propor uma lista de valores de referência. Os valores definidos consideraram diferentes substâncias químicas de interesse, em diferentes cenários de utilização do solo. Assim, a partir de modelagem matemática, foram estabelecidos, para um cenário de risco conservador, valores de referência para solos agrícolas, solos com ocupação residencial e solos com ocupação comercial/industrial. No programa, foram utilizados dados e critérios disponíveis na

literatura científica internacional; a primeira lista foi publicada em 2001, contendo 37 substâncias químicas, e ficou conhecida como “Lista de Valores Orientadores”. Essas substâncias ali incluídas tiveram como fator limitante a existência de métodos analíticos disponíveis para a sua identificação e, principalmente, para a quantificação das diversas substâncias químicas que necessitam de um valor de referência, de uma nota de corte.

Ainda que um modelo matemático possa projetar concentrações que seriam críticas para diferentes substâncias, é imprescindível que os métodos de análise química sejam capazes de atingir essas concentrações, por vezes, muito baixas. Em muitas situações, o desenvolvimento de métodos analíticos, mesmo com as mais modernas tecnologias, não consegue atender aos valores estabelecidos em uma modelagem matemática.

A lista de valores orientadores foi atualizada em 2005, contemplando 84 substâncias e, posteriormente, em 2014 (CETESB, 2021). As concentrações apontadas nos valores de intervenção são aquelas acima das quais é necessária uma melhor investigação, e que devem ser revisadas periodicamente, uma vez que podem ocorrer alterações nas informações toxicológicas das substâncias químicas conduzindo a novos valores de referência, mais conservadores, ou não. Um exemplo claro é a substância tricloroeteno, que tinha como valor de intervenção para as águas subterrâneas a concentração de 70 μ g/L; posteriormente, a concentração limite foi definida como 20 μ g/L devido aos novos estudos toxicológicos para esta substância.

Para as águas subterrâneas, a Lista de Valores Orientadores traz apenas um valor para cada substância química ali elencada. Isto ocorre porque foi assumido, em princípio, e de forma conservadora, com base no princípio da precaução, que toda água subterrânea poderia ser utilizada para ingestão, por este motivo, reproduz as concentrações estabelecidas para potabilidade previstas no Anexo XX da Portaria de Consolidação n. 5/2017 mesmo sem a efetiva utilização do aquífero (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017).

A Resolução do CONAMA n. 396 propõe a classificação dos usos das águas subterrâneas. Diante disso, este trabalho de investigação, restrição e controle de uso das águas subterrâneas tem sido conduzido, no Estado de São Paulo, pelas Secretarias do Meio Ambiente e Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos com algumas publicações específicas para a região do bairro Jurubatuba, no município de São Paulo, e região de São José do Rio Preto, na qual a taxa de extração já havia

superado 75% da disponibilidade do aquífero, e onde segundo o Estado de São Paulo (2011), também havia registro de contaminação por nitratos.

Em 2007, foram identificados mais de 50.000 poços tubulares ativos para a captação da água subterrânea no Estado de São Paulo, indicando que 80% dos municípios eram abastecidos por poços tubulares; em razão disso, ações prioritárias foram propostas para a gestão integrada de recursos hídricos e superficiais incluindo a avaliação de vulnerabilidade e o perigo de contaminação em áreas agrícolas num projeto iniciado em 2017 (ESTADO DE SÃO PAULO)

Conforme apontado, a Lista dos Valores Orientadores é conservadora e utilizada no sistema implantado no Estado de São Paulo para avaliação prévia, uma triagem, a exemplo do modelo proposto na norma ÖNORMS 20188-1 da Áustria. Se ultrapassado o valor de intervenção na etapa de triagem, outros critérios serão considerados, após o detalhamento, para a avaliação de risco em cenários nos quais for identificada a possibilidade de contato com o solo e águas subterrâneas. Assim como na norma austríaca, são considerados o potencial de perigo das substâncias poluentes, as condições geológicas e hidrogeológicas locais e a capacidade de dispersão do contaminante presente no solo para as águas subterrâneas.

Os valores de triagem, no caso de São Paulo, chamados de valores de intervenção, ao serem excedidos demandam investigação adicional com o uso de informações específicas da área que está sendo investigada. Esta é a proposta da utilização dos valores de intervenção, valores estes que foram desenvolvidos para a realidade do Estado de São Paulo e reproduzidos, provisoriamente, na Resolução CONAMA n. 420/2009, que determinou, sem sucesso, que cada estado brasileiro, em função das características diferentes de seus solos, desenvolvesse seus próprios valores de referência.

3.2.3 Importância da elaboração do Modelo Conceitual para o adequado gerenciamento de áreas contaminadas

O sistema estabelecido pelo órgão ambiental no Estado de São Paulo, na década de 1990, pressupõe, para o início do processo de avaliação, a existência de uma área potencial, ou seja, de uma atividade com potencial de causar contaminação. A primeira edição do Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas traz uma lista de atividades potenciais, baseada no Cadastro Nacional de Atividade Empresarial (CNAE), como orientação para as tipologias que demandariam atenção.

No sistema implantado, a avaliação preliminar é a primeira etapa do gerenciamento, conforme definida na Lei n. 13.577/2009, Seção III, art. 3º, VIII: "avaliação preliminar: avaliação inicial, realizada com base nas informações disponíveis, visando fundamentar a suspeita de contaminação de uma área".

Pressupõe, portanto, a obtenção de várias informações referentes à atividade, ao local e ao histórico de ocorrências. O Decreto n. 59.263/2013 apresentou, no entanto, uma definição mais clara e robusta, em sua Seção III, art. 3º, XIII:

Avaliação Preliminar: avaliação inicial, realizada com base nas informações disponíveis, públicas ou privadas, visando fundamentar a suspeita de contaminação de uma área e com o objetivo de identificar as fontes primárias e potencialidades de contaminação com base na caracterização das atividades historicamente desenvolvidas e em desenvolvimento no local, embasando o planejamento das ações a serem executadas nas etapas seguintes do gerenciamento.

A nova definição é mais completa e reflete a necessidade de conhecer todas as atividades. Nesta etapa, vários documentos são importantes para nortear a elaboração de um primeiro Modelo Conceitual, identificando as utilizações pretéritas do terreno e todas as substâncias químicas de interesse (SQLs) relevantes para serem utilizadas na identificação da possível contaminação. O julgamento da necessidade de inserção de determinadas substâncias químicas de interesse ocorre não só em função da atividade, mas também considera informações de toxicidade, carcinogenicidade, solubilidade, biodegradabilidade e outros critérios técnicos. Documentos referentes ao imóvel, como cópia da matrícula do imóvel e memorial de caracterização do empreendimento, normalmente apresentado no licenciamento ambiental, quando se tratar de atividade passível de licenciamento, auxiliam na identificação de matérias-primas, tecnologias, resíduos e efluentes gerados, medidas de controle empregadas durante o processo e mudanças na distribuição das operações.

Não somente a atividade é objeto de avaliação, mas a ocupação do entorno da área que está sob investigação também integra o processo de elaboração do Modelo Conceitual, definido na primeira edição do Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (CETESB, 1999):

Constitui-se numa síntese das informações relativas a uma área em estudo, onde se possa visualizar, através de texto explicativo ou ilustração, a localização da contaminação, a sua forma de propagação e a sua relação com os bens a proteger existentes.

Bens a proteger também têm definição apresentada no Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (CETESB, 1999):

Bens que, segundo a Política Nacional do Meio Ambiente e legislações decorrentes desta, devem ser protegidos. São considerados como bens a proteger:

- ✓ saúde e bem-estar da população;
- ✓ fauna e flora;
- ✓ qualidade do solo, das águas e do ar;
- ✓ interesses de proteção à natureza/paisagem;
- ✓ ordenação territorial e planejamento regional e urbano;
- ✓ segurança e ordem pública.

Posteriormente, a Decisão de Diretoria n. 103/C/E da Cetesb definiu Modelo Conceitual:

Modelo Conceitual: O Modelo Conceitual é um relato escrito e/ou a representação gráfica do empreendimento investigado, do meio físico e dos processos físicos, químicos e biológicos que determinam o transporte de contaminantes da(s) fonte(s) através dos meios que compõem este sistema, até os potenciais receptores dentro deste sistema. É fundamental para embasar a continuidade das etapas ou investigações seguintes e para justificar as ações desenvolvidas até o momento. Durante a execução das demais etapas do gerenciamento de áreas contaminadas, o Modelo Conceitual, inicialmente definido na etapa de avaliação preliminar, deverá ser continuamente atualizado de acordo com os dados obtidos.

Em 2017, após a publicação da legislação estadual, nova definição do Modelo Conceitual foi apresentada pela Decisão de Diretoria n. 038 da Cetesb:

Modelo Conceitual: relato escrito, acompanhado de representação gráfica, dos processos associados ao transporte das substâncias químicas de interesse na área investigada, desde as fontes potenciais, primárias e secundárias de contaminação, até os potenciais ou efetivos receptores. Esse relatório deve conter a identificação das substâncias químicas de interesse, das fontes de contaminação, dos mecanismos de liberação das substâncias, dos meios pelos quais as substâncias serão transportadas, dos receptores e das vias de ingresso das substâncias nos receptores;

Portanto, o Modelo Conceitual é a representação gráfica da área a ser estudada acompanhada de relato escrito, claro e objetivo, apontando operações, ocupação do entorno da área, indicando substâncias, receptores e cenários de risco inicialmente

identificados. O primeiro Modelo Conceitual é elaborado na etapa de avaliação preliminar, incluir o maior número de informações e ser aprimorado na medida em que novas informações da área são obtidas, tornando as decisões de gestão mais assertivas.

Como conclusão da etapa de avaliação preliminar, a área poderá ser declarada área suspeita devido às evidências obtidas em documentações e outras ferramentas de avaliação, por exemplo, inspeções no local e entorno, ou ainda manter-se na condição de área potencial. No conjunto de normas da ABNT foi desenvolvida, no âmbito de uma Comissão de Estudo Especial de Avaliação da Qualidade do Solo e da Água, a Norma ABNT 15.515-1 – Passivo ambiental em solo e água subterrânea – Parte 1: Avaliação preliminar cuja primeira edição, em 2007, teve versão corrigida em 2011.

Se classificada a área como suspeita, precisa prosseguir para a próxima etapa do procedimento: a investigação confirmatória, fase que inclui a coleta de amostras, comumente retiradas da matriz solo e das águas subterrâneas. Esta etapa de investigação confirmatória precisa atender a uma série de requisitos e a amostragem deve contemplar todas as fontes primárias, ou seja, todas as operações que possam originar ou ter dado causa a alguma contaminação. Um tanque de combustível, por exemplo, é fonte primária de contaminação pois, a partir de um vazamento poderá ocorrer a contaminação do solo.

São vários os critérios importantes para se realizar a amostragem de solos e águas subterrâneas que foram sendo estabelecidos com base na literatura internacional, treinamentos de especialistas e observações dos dados obtidos em campo a partir da coleta em de amostras. A Norma ABNT NBR 15.492, elaborada em 2011, orienta a investigação confirmatória, que remete a outras normas como, no caso de água subterrânea, à normativa para a instalação dos poços de monitoramento, que devem ser locados a jusante das fontes primárias, ou seja, após a fonte, na direção que segue a água subterrânea, pois o sentido do fluxo da água subterrânea é fundamental. Do contrário, há chance de serem obtidos dados não representativos e que não refletirão a real situação do local investigado. Há norma para amostragem de água subterrânea, também indispensável, pois a coleta compõe o resultado que embasará a conclusão quanto à confirmação, ou não, de contaminação. A norma traz todos os tópicos que devem ser contemplados em um relatório referente a esta etapa da investigação, e aponta a importância dos dados, obtidos nesta fase, para a

atualização do Modelo Conceitual. Isto porque, após esta fase, é possível conhecer o sentido das águas subterrâneas, o nível, o mecanismo de liberação dos poluentes, entre outras informações. As amostras são enviadas para um laboratório para a determinação das substâncias químicas de interesse que, como visto, foram definidas durante a etapa da avaliação preliminar. Trata-se de etapa sensível, pois não depende apenas de um Modelo Conceitual consistente mas, também, de prévio debate entre o responsável pela investigação, e o laboratório que irá executar as análises químicas. Isto porque, entre as maiores preocupações está a capacidade de o laboratório determinar, no método de análise que tem implantado, concentrações abaixo dos limites estabelecidos pela Lista de Valores Orientadores.

Se o método de análise química não conseguir quantificar abaixo do limite, então, não há como afirmar que a área não esteja contaminada pelas substâncias de interesse. Há, portanto, grande fragilidade nesta questão analítica, que também é objeto de norma específica da ABNT NBR 16435/2015 – Controle da qualidade na amostragem para fins de investigação de áreas contaminadas – Procedimento que traz os principais aspectos para uma amostragem consistente, como os aspectos de auditoria analítica, ou seja, a verificação da consistência dos resultados apresentados.

Uma questão importante diz respeito ao cálculo e à apresentação da incerteza das medições realizadas no laboratório pois, mediante um único resultado acima dos valores de referência estabelecidos, a incerteza associada ao resultado da análise pode ser determinante para a tomada de decisão entre: declarar a área isenta de contaminação ou, como área contaminada sob investigação, o que deflagra automaticamente a próxima etapa do processo de gerenciamento, a investigação detalhada. Uma vez confirmada a contaminação, ainda que tenha que ser conduzido um detalhamento, em nova etapa, a área será incluída no cadastro de áreas contaminadas, portanto, é muito importante a observação e a adequação às normas vigentes para que uma área não seja indevidamente incluída no cadastro ou, ainda, deixe de ser incluída por imperícia daquele que conduziu a investigação.

Se confirmada a presença de contaminantes acima do valor de referência, é necessário realizar uma investigação detalhada, conforme definida no art. 3º, XXI, do Decreto n. 59.263/2013:

Investigação detalhada: etapa do processo de gerenciamento de áreas contaminadas que consiste na avaliação detalhada das

características da fonte de contaminação e dos meios afetados, determinando os tipos de contaminantes presentes e suas concentrações, bem como a área e o volume das plumas de contaminação, e sua dinâmica de propagação.

Esta etapa tem a função de determinar a extensão da contaminação. A contaminação no solo está restrita ao perímetro da operação/atividade, e o solo atua como fonte secundária dos contaminantes para as águas subterrâneas que saem do perímetro do empreendimento e podem avançar por uma significativa distância, a depender das circunstâncias. A investigação detalhada é uma etapa para a realização de novas sondagens, instalação de poços de monitoramentos adicionais, no raio de influência dos poços instalados na etapa de investigação confirmatória, com alteração frente ao valor de intervenção (nota de corte), visando a aprimorar a investigação na busca dos limites da contaminação e de concentrações que possam representar risco, em cenários elencados previamente no Modelo Conceitual. Na investigação detalhada, os limites da pluma de um determinado contaminante é a concentração de referência, apontada na Lista de Valores Orientadores. Portanto, nesta etapa, não é possível determinar previamente quantos poços de monitoramento serão necessários, uma vez que não há conhecimento da extensão das plumas. Quando há mais de um contaminante acima dos valores de referência, devem ser delimitadas as plumas de cada um deles; existem situações nas quais as maiores concentrações dos contaminantes podem estar distantes das fontes primárias demandando intervenções específicas quando há algum risco confirmado. Assim como nas etapas anteriores do procedimento, há uma norma ABNT NBR 15.515: Passivo ambiental em solo e água subterrânea – Parte 3.

Delimitada a contaminação, identificados os seus limites e das diferentes concentrações, a avaliação de risco é a ferramenta que será utilizada para identificar se há risco, pois, se confirmado, será necessário elaborar o plano de intervenção visando eliminá-lo.

No procedimento proposto para o Estado de São Paulo, todas as etapas são atribuídas ao responsável legal pela área que, no sistema implantado, deve assinar, junto ao outro responsável técnico uma declaração registrando ter executado, de acordo com os procedimentos fixados pelo órgão ambiental, a etapa do gerenciamento que estiver sendo apresentada.

O Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas está em revisão. Uma parte dos novos fascículos já foi apresentada, porém, durante estes anos, o órgão ambiental em São Paulo publicou diferentes Decisões de Diretoria para orientar o gerenciamento de áreas contaminadas.

A Decisão n. 103/C/E/2007 foi publicada para esclarecer os conceitos e apresentar as novas orientações necessárias para a investigação e o gerenciamento de áreas contaminadas. Neste procedimento, foi apontada a criação do grupo gestor de áreas críticas. A Lei Estadual n. 13.577/2009 foi publicada dois anos depois, em julho de 2009, e trouxe, entre os objetivos, no art. 2º, a garantia do uso sustentável das áreas contaminadas protegendo o solo de contaminações e prevenindo alterações nesta matriz. Os meios definidos para a proteção incluem medidas preventivas à geração de áreas contaminadas, procedimentos para investigar e promover a remediação, garantir a saúde e a segurança da população exposta, incentivar a reutilização, propor a articulação entre as instituições, garantir a informação e a participação da população exposta.

Um procedimento orientativo para a investigação detalhada foi publicado em outubro de 2009. É a Decisão de Diretoria n. 263/2009/P, que teve por objetivo apresentar um roteiro de investigação detalhada para elaboração de plano de intervenção em postos e sistemas retalhistas de combustíveis.

Não existiam fascículos dedicados a estes temas na primeira edição do manual paulista em 1999, e a construção do conhecimento, a partir da vivência prática viabilizou a elaboração do documento orientativo para estas etapas do gerenciamento. Isto ocorreu antes de ser constituída a comissão especial da ABNT, que possibilitou registrar questões operacionais importantes, como as metodologias para a amostragem de águas subterrâneas, os métodos de amostragem de solo, as estratégias para controle da qualidade de amostragem e de resultados analíticos.

A experiência paulista passou a ser referência e nortear procedimentos e ações em outros estados brasileiros, pois as normas, conforme ressaltado, trazem orientações para uma investigação representativa e defensável, que associadas à experiência, são fundamentais para decisões assertivas de gestão.

Importante destacar a extrema importância, na etapa de caracterização da área de estudo, considerar, entre outros pontos relevantes, os usos reais, potenciais e pretendidos. A ocupação tem regras, e a Lei de Uso e Ocupação do Solo (Lei n. 6.766/1979), alterada pela Lei n. 9.785/1999, em seu art. 3º, define:

Art. 3º. Somente será admitido o parcelamento do solo para fins urbanos em zonas urbanas, de expansão urbana ou de urbanização específica, assim definidas pelo plano diretor ou aprovadas por lei municipal.

Parágrafo único – Não será permitido o parcelamento do solo:

- I – em terrenos alagadiços e sujeitos a inundações, antes de tomadas as providências para assegurar o escoamento das águas;
- II – em terrenos que tenham sido aterrados com material nocivo à saúde pública, sem que sejam previamente saneados;
- III – em terrenos com declividade igual ou superior a 30% (trinta por cento), salvo se atendidas exigências específicas das autoridades competentes;
- IV – em terrenos onde as condições geológicas não aconselham a edificação;
- V – em áreas de preservação ecológica ou naquelas onde a poluição impeça condições sanitárias suportáveis, até a sua correção.

O inciso II aponta a importância do saneamento prévio, ou seja, a limpeza do terreno, podendo ser assumido o termo sanear como remediar e tornar habitável o local.

A Lei Estadual n. 13.577/2009, que dá diretrizes e procedimentos para a qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas incluiu entre seus objetivos, no art. 2º, IV, o incentivo à reutilização de áreas remediadas, e o Decreto n. 59.263/2013, que regulamentou a lei, traz, no art. 18, a cadeia das responsabilidades, a obrigatoriedade da desativação de empreendimentos, ferramenta importante para os aspectos preventivos, evitando a ocupação de área com contaminação que possa oferecer risco à saúde humana.

Entre outros pontos importantes abordados na legislação, os arts. 97 e 98 do Decreto n. 59.263/2013 trouxeram a necessidade de avaliação preliminar e investigação confirmatória, antes de se emitir a licença de instalação para ampliar atividades em áreas que estejam classificadas como suspeita ou contaminada sob investigação, ou com risco confirmado (SÃO PAULO, 2013). Foram atualizados os procedimentos para o gerenciamento de áreas contaminadas e publicada a Decisão de Diretoria n. 038/2017, contendo explicações detalhadas para cada etapa do gerenciamento. Todas estas ferramentas têm auxiliado na identificação e na gestão das áreas contaminadas no Estado de São Paulo.

É fato que o processo de remediação, quando necessário, mediante a complexidade do meio e as características dos contaminantes, pode realmente demorar alguns anos até que as suas concentrações estejam abaixo das consideradas críticas. Após um período de intervenção na área, com a queda das concentrações

das substâncias químicas de interesse, ainda que a área possa ser considerada reabilitada para o uso declarado, o monitoramento da qualidade das águas subterrâneas deve permanecer por um período de tempo.

A emissão do termo de reabilitação, previsto na lei estadual, é a garantia de que a área pode ser reutilizada para o uso declarado.

3.2.3.1 Avaliação de risco à saúde humana

Avaliar o risco à saúde humana consiste em verificar as probabilidades de um agente tóxico ou toxicante causar dano a um sistema biológico, alterando seriamente uma função ou levando-o à morte, sob certas condições de exposição (OGA; SIQUEIRA, 2008).

A presença de determinado agente tóxico no meio ambiente não é condição suficiente para se promover e observar um efeito nocivo, conforme explicam Pedrozo e Kuno (2008). Segundo os autores, a toxicidade de uma substância química depende das características da exposição e de seu comportamento no meio e/ou, no organismo, e está relacionada aos mecanismos de transporte da substância e da interação desta com os meios ou com os órgãos-alvo do ser humano.

Alguns autores ressaltam a diferença conceitual entre contaminante e poluente, este último, o termo utilizado quando a substância causa um efeito nocivo sobre o meio ambiente, quando em concentrações acima de uma concentração de referência, e disponível para interagir com o ecossistema afetando-o de algum modo; do contrário, trata-se de um contaminante.

Há ainda questões específicas, como o fato de uma substância ser tóxica para um organismo, mas não ser para outro, o que leva alguns autores a utilizarem estas expressões contaminante e poluente como sinônimos. Nesse caso, o termo “estressor” pareceria mais adequado, e é utilizado para representar qualquer entidade química, física ou biológica que possa induzir uma resposta adversa (PEDROZO; KUNO, 2008).

Uma vez que a exposição de humanos em áreas contaminadas pode resultar em danos à saúde, a metodologia de avaliação de risco tem sido largamente utilizada nas questões de gerenciamento ambiental. Em meados dos anos 1980, a *World Health Organization* (WHO) publicou uma série de guias contendo informações e propostas para a avaliação da toxicidade de produtos químicos (WHO, 1985). No

mesmo período, importantes esforços em diversas universidades e agências ambientais do mundo geraram informações e propostas para a avaliação de risco à saúde humana.

A *Environmental Protection Agency* (EPA) publicou procedimento para avaliar o risco à saúde humana, destacando que existem etapas a serem cumpridas, a primeira delas, identificar o perigo. Significa que o responsável por avaliar o risco deve examinar se os contaminantes teriam potencial de causar perigo aos humanos e/ou sistemas ecológicos, e, em caso positivo, sob quais circunstâncias.

Em etapa subsequente, o avaliador do risco deve coletar informações e estabelecer uma relação numérica entre exposição e os efeitos para, posteriormente, avaliar a exposição verificando o que já se sabe em relação à frequência, ao tempo de exposição, as formas de contato da população que estaria exposta aos estressores (EPA, 2021).

Finalmente, caracteriza-se o risco incluindo a estimativa e a descrição do risco. No primeiro, mede-se o nível de exposição das plantas, animais, população, comunidade ou ecossistema de interesse aos estressores. Na descrição, são oferecidas informações importantes para a interpretação dos resultados entre as quais os efeitos esperados da exposição e as possíveis incertezas que poderiam afetar a avaliação. A EPA incorporou o conceito de dose no estudo de avaliação de risco à saúde humana: representa a quantidade de uma substância que pode ser incorporada ou absorvida pelo organismo humano. Portanto, avaliar a dose é fundamental para quantificar a exposição a um contaminante. Existem outras variáveis importantes a considerar, por exemplo, a idade dos indivíduos expostos, considerando que crianças e idosos, por serem mais suscetíveis, têm o risco aumentado.

Ao longo de 35 anos, os diferentes guias de avaliação de risco foram sendo publicados e revisados, uma vez que o uso de valores genéricos como unidade regulatória para contaminantes não se mostrava consistente com o conceito de risco. Veiga e Fernandes (1999) destacam que as estratégias para reduzir contaminantes baseadas somente em concentrações estabelecidas como valor de referência podem resultar em alto custo nas estratégias de controle e trazer resultados desprezíveis. Os autores reforçam que a probabilidade de uma substância em produzir efeito adverso tem correlação com o potencial da substância produzir efeitos tóxicos, mas também tem relação com a suscetibilidade da população exposta, esclarecendo que os efeitos tóxicos podem dividir-se em: sistêmicos ou carcinogênicos (uma mesma substância

poderá produzir os dois tipos de efeito). Estes tipos de efeitos são importantes no que diz respeito ao cálculo do risco, porque os efeitos sistêmicos são os que produzem os efeitos tóxicos. Assim, estabelece-se um limiar de exposição, ou seja, uma fronteira abaixo da qual não são observados efeitos adversos. A dose de referência expressa a concentração, em miligramas da substância química de interesse por quilo de peso corpóreo do indivíduo por dia. É uma estimativa, abarcando as incertezas da exposição diária de uma população humana, incluindo os grupos sensíveis. A dose de referência não apresenta riscos adversos durante toda a vida do indivíduo, e é calculada considerando a via de exposição e o efeito tóxico da duração da exposição (VEIGA; FERNANDES, 1999).

O quociente de risco é a razão entre a dose decorrente da exposição, em um período específico de tempo, e a dose de referência calculada para o mesmo período. Portanto, se o resultado for maior que 1, existe o risco. O índice do risco é a soma dos quocientes de risco de todos os contaminantes pesquisados. Importante destacar que existem circunstâncias nas quais as substâncias, no cálculo individual, não apresentam risco, mas na somatória dos quocientes individuais, numa mesma via de exposição, ele é confirmado.

Para os efeitos carcinogênicos, o cálculo é diferente, pois representa a capacidade de um contaminante induzir modificação celular e iniciar processo carcinogênico. Ao contrário da toxicidade sistêmica, demanda, primeiramente, uma avaliação qualitativa, com revisão de várias informações que determinam se o contaminante em análise pode, ou não, causar resposta carcinogênica. Isto ocorre a partir de dados disponíveis em estudos realizados com animais e seres humanos. Obtidas as evidências, as substâncias são classificadas como cancerígenas ou potencialmente cancerígenas, e são determinados fatores potenciais de causar câncer a partir de modelos matemáticos chamados de *slope factor* (o risco é diretamente proporcional à dose). O cálculo desenvolvido tem 95% de confiabilidade, logo, trata-se de uma estimativa conservadora para garantir segurança, controlando possíveis incertezas.

A avaliação da exposição, conforme apontado na descrição das etapas do procedimento da EPA, tem papel fundamental, pois busca a frequência, a duração da exposição, e as vias de exposição da população exposta. A estimativa da concentração do contaminante que entrará em contato com os indivíduos da

população, pelas diversas vias de exposição, pode ser obtida por modelos matemáticos ou utilizadas concentrações do monitoramento do local sob avaliação.

O estudo de avaliação de risco à saúde humana para áreas contaminadas utiliza modelos matemáticos, automatizados via planilhas eletrônicas, nos quais foram assumidas variáveis relevantes para se determinar a probabilidade de risco acima do aceitável para os diferentes cenários estabelecidos durante a elaboração do Modelo Conceitual.

O Estado de São Paulo já desenvolveu a própria planilha de avaliação de risco, que permite a alimentação com dados específicos, por exemplo, informações do solo do local avaliado, concentração das substâncias de interesse selecionadas para o Modelo Conceitual, e contém células protegidas nas quais os valores são padrão, pré-determinados, impedindo assim que o avaliador, ao alimentar os dados na planilha, utilize valores diferentes que possam apresentar cálculo de risco diferente do esperado.

Após o cálculo para verificar se existe risco acima do aceitável, verificada a existência de risco carcinogênico acima de 1×10^{-5} , ou seja, acima de um caso adicional de câncer, causado por exposição a uma área contaminada, a cada 100.000 casos ou, acima do quociente 1, para risco toxicológico, deve ser proposto um plano de intervenção para a área.

O plano em questão deve ser elaborado e proposto pelo responsável técnico, aquele que assessorá o responsável legal no gerenciamento da área; deve apontar, a partir do julgamento técnico, as intervenções adequadas para remediar a área visando um determinado uso; ao final, o plano proposto será avaliado por órgão ambiental.

Neste contexto, as medidas de intervenção podem apresentar quatro diferentes modalidades:

- ✓ medidas emergenciais: justificam-se para eliminar perigo iminente;
- ✓ medidas institucionais: visam eliminar vias de exposição por restrições;
- ✓ medidas de engenharia: desenho de soluções para mitigação;
- ✓ medidas de remediação: aplicação de tecnologias;

A depender do risco quantificado, o responsável técnico pode propor uma ou mais medidas combinadas, pois cada plano de intervenção deve ser desenhado

visando atender ao Modelo Conceitual estabelecido para a área, conforme foi sendo aprimorado nas diferentes etapas do gerenciamento.

3.2.3.2 Risco ecológico: situações que demandam sua avaliação

A identificação do risco ecológico tem sido apontada em vários documentos internacionais, conforme visto na abordagem do contexto internacional. A lei paulista de áreas contaminadas também deu destaque ao tema. O Decreto n. 59.263/2013 aponta o risco ecológico em dois artigos: art. 3º, VII (apresenta a definição de área contaminada com risco confirmado; aquela onde foi confirmada a existência de risco à vida humana ou ecológico); e art. 36, II (área é contaminada com risco confirmado quando observado risco inaceitável para organismos presentes nos ecossistemas, por meio de utilização de resultados de avaliação de risco ecológico). É fato, que ao apontar o risco ecológico teria sido importante o decreto esclarecer as condições em que seria aplicável a realização dessa avaliação.

A preocupação com o risco ecológico não é atual, pois entre os registros dos debates referentes ao tema, há o do seminário ocorrido entre 23 e 25 de junho de 1997, nos Estados Unidos, que reuniu pesquisadores da área. A partir daí a Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental (SETAC) começou a publicar uma série de artigos técnicos para a criação de uma estrutura visando ao gerenciamento de risco ecológico. As discussões conduzidas desde então têm sido transformadas em livros que apresentam propostas de avaliação e gerenciamento de risco ecológico. Uma das primeiras publicações data de 1998 e propôs uma estrutura para a criação de um sistema de suporte visando possibilitar a avaliação de risco ecológico. No mesmo ano, a incerteza de análises na avaliação de risco ecológica foi transformada em publicação (SETAC, 2001).

No ano 2000, a possibilidade da atenuação natural de contaminantes na avaliação e no gerenciamento de risco foi apontado como possibilidade; em 2001, o SETAC trouxe considerações e estratégias para a tomada de decisão no gerenciamento do risco ecológico. A tomada de decisão pressupõe critérios para decidir se deve ser conduzido o risco ecológico ou não, pois é fato que esta etapa não precisa ser realizada em determinadas situações.

Em 2002, a ASTM incluiu, em sua lista de normas, a E 2205/E 2205M-02 “Guia Padrão para Ações Corretivas Baseadas no Risco para a Proteção de Recursos

Ecológicos”, reprovada em 2014. Trata-se de uma publicação para a abordagem em níveis durante a avaliação do risco ecológico, que proporciona uma estrutura para a tomada de decisão com 10 etapas, 3 níveis de risco diferentes e tem dependência extrema com a natureza ou a complexidade da área que se pretende avaliar. Em uma primeira etapa, a avaliação busca identificar a existência de receptores ecológicos potenciais seguida de uma questão objetiva no segundo passo:

As condições da área justificam uma avaliação ecológica? Se a resposta for não, e se não for reconhecida a necessidade do monitoramento da área, nenhuma ação será necessária.

Caso seja identificada a necessidade de uma avaliação de risco ecológica (ARE), o nível 1 pressupõe o desenvolvimento de um Modelo Conceitual, que tem por objetivo verificar se o risco presente seria inaceitável. Em caso positivo, cabe perguntar se seria necessário um programa de remediação para prosseguir para o próximo nível. No nível 2 da avaliação de risco ecológico, são coletados dados, redefinidos os receptores e as vias de exposição. Se o risco nesta etapa for considerado inaceitável ou incerto, deve-se questionar se é praticável a remediação antes de prosseguir para o nível 3, etapa na qual novos dados são necessários (ASTM, 2014). Antes da elaboração da norma ASTM, uma outra, a E 1848-96, revisada pela última vez em 2020, era o guia para selecionar indicadores ecológicos para a avaliação de risco em áreas contaminadas.

A escolha dos receptores ecológicos e a identificação dos habitats relevantes depende de fatores específicos da área. Trata-se de uma decisão técnica e importante para o planejamento do escopo da avaliação de risco ecológico. Imprescindível, portanto, a verificação de risco aceitável dentro do que é apresentado pela norma como *Technical Policy Decision* (TPDs-), que são as políticas públicas, definidas em instância maior, estabelecendo categorias de proteção. Um exemplo destas categorias de proteção são as diferentes regiões na Bélgica e a proibição de instalação de atividades com potencial de contaminação em porções destas regiões resguardando os aquíferos.

Neste contexto, uma contaminação que venha a atingir área com nível de elevada proteção, pela relevância do ecossistema, pouco ou não antropizado (sem ou com pouca interferência humana), e pela fácil identificação de receptores, demanda uma minuciosa avaliação de risco ecológica. Este é o ponto da lei paulista que deveria ter sido esclarecido evitando o entendimento de que caberia avaliação de risco

ecológica em todas as áreas contaminadas ainda que em região urbana, com larga antropização, e descaracterização do ecossistema.

Assim, é fundamental ressignificar este ponto, destacando que a norma de avaliação de risco ecológica considera a atenuação natural uma estratégia que pode ser suficiente, em muitos casos, para a completa recuperação ecológica, pois a avaliação de risco não aponta comprometimento. Isto significa que esgotadas as medidas de intervenção para a remediação em uma área, permitir que a fauna indígena do solo, ou da água subterrânea, desenvolva vias metabólicas para a degradação natural das substâncias que permanecem ligeiramente acima da nota de corte, garantirão a eliminação natural do contaminante.

A atenuação natural tem sido proposta em alguns casos de áreas contaminadas no Estado de São Paulo quando os valores estão ligeiramente acima dos valores de intervenção e, muitas vezes, de forma pontual. A proposta, feita pelo responsável técnico, ainda demandaria a avaliação e o consentimento do órgão ambiental.

O órgão ambiental no Estado de São Paulo elaborou e submeteu à consulta pública, no final de 2020, uma proposta de norma de avaliação de risco ecológica n. P4001 (CETESB, 2020), cujo objetivo é estabelecer uma estratégia visando subsidiar tomadas de decisão no Estado de São Paulo.

O texto propõe a divisão em duas avaliações de risco ecológicas possíveis: a prospectiva e a retrospectiva. A primeira delas ocorreria antes de qualquer evento na área de interesse, ou seja, seria preventiva, indicando os receptores sensíveis antes. Já a avaliação de risco retrospectiva ocorre quando houve impacto negativo no local.

Utilizando, entre as referências de trabalho a norma ISO 19 204 *Soil Quality Guideline for Ecological Risk Assessment*, e outras, a proposta parte da formulação do problema com a caracterização da área de influência direta e indireta, seleção de estressores e receptores definindo o estressor como a substância que poderia responder pelo eventual risco, a elaboração de um Modelo Conceitual, definição dos objetos de proteção e, por último, um plano de trabalho, portanto, é avaliação caso a caso. Devem ser consideradas todas as interações entre estressores e receptores, além das incertezas. A avaliação pode ser quali ou quantitativa e propõe a análise por compartimento ambiental. Por exemplo, solo é um compartimento ambiental, e água subterrânea, outro.

Durante a etapa de formulação do problema, quando são levantados dados nas referências e no campo, devem ser verificadas as áreas de influência e, após a seleção

de estressores, receptores ecológicos e das vias de ingresso, é possível chegar à conclusão de que não há receptores ecológicos suscetíveis, encerrando-se assim a avaliação de risco.

Caracterizados os estressores e os receptores, e elaborado o Modelo Conceitual, é o momento de definir os objetivos de proteção antes de analisar o efeito, a exposição e o nexo de causalidade. Uma vez caracterizado o risco, é necessário propor uma intervenção adequada.

4 DESAFIOS À VALORAÇÃO ECONÔMICA DE DANOS AMBIENTAIS EM ÁREAS CONTAMINADAS E RESPONSABILIDADES

4.1 Por que valorar: a relevância da valoração econômica para a reparação integral dos danos ambientais

A falta de procedimentos e de critérios para a valoração de danos ambientais ficou clara, segundo Magliano (2020), após o rompimento da barragem do Fundão da mineradora Samarco, em novembro de 2015, no município de Mariana, Estado de Minas Gerais. Eventos críticos como este, acabam funcionando como testes de responsabilidade para as empresas, e para as organizações do país que têm atribuições para a proteção ambiental.

Sob a perspectiva econômica de sustentabilidade, pensando na equidade entre as gerações, torna-se imperativa a incorporação de valores ambientais nas decisões da sociedade para que cada geração possa transferir para a próxima, recursos e bens. Uma vez que existe estreita dependência entre a avaliação de bens não mercantis e os objetivos sociais, a valoração econômica ambiental é um desafio, uma tentativa de atribuir valor monetário para os ativos e serviços proporcionados pela natureza. Na década de 1980, após o início dos debates referentes à crise ambiental mundial, foram retomadas discussões da literatura das décadas de 1960 e 1970 para valorar *commodities* não mercantis. Referenciada como “aproximação contingente”, a metodologia propôs estimar valores com a retenção para uso futuro, e a existência de um meio ambiente natural (BROKSHIRE *et al.*, 1983). Economistas destacam que valores ambientais são desconhecidos ou inválidos mas, ainda assim, desenvolvem desde a década de 1980, várias ferramentas de valoração que podem ser baseadas na produção, na pesquisa de informação para estimativa usual com métodos de valoração contingente, ou por pesquisa de preferência revelada com base em mercados hedônicos (DIXON, 2011).

O método de valoração econômica contingente, muito citado por vários autores, fundamenta-se na economia do bem-estar medindo em termos monetários o impacto de mudanças sobre o que é de utilidade para as pessoas, e pressupõe a aplicação de questionários. Segundo Andrade (2011), é um método muito utilizado em análise custo-benefício de políticas públicas e em reparações judiciais. Foi utilizado, por exemplo, no acidente do petroleiro Exxon Valdez no Alasca (1986) e no episódio de

vazamento de óleo da Refinaria Duque de Caxias na Baía da Guanabara (2000), além de ser citado como opção para valoração de reservas ecológicas na Amazônia.

O método dos preços hedônicos é bem documentado na teoria econômica e considera o prazer individual utilizando as preferências individuais para estimar valores de bens e produtos com a aplicação do preço no mercado existente. Pode-se recorrer a valores indiretos que se aproximariam ao preço do bem segundo Negri Neto (2003) que já registrava na época o que a literatura convencional da economia sugeria para a atribuição de valor para um bem ou serviço ambiental.

Segundo o autor, este valor deve ser desmembrado em valor de uso e de não uso, conhecido também como valor intrínseco ou de existência. Este valor de não uso refletiria o valor de fato que reside nos recursos ambientais independentemente de uma relação com os seres humanos, em um uso presente ou futuro, defendendo que na área de meio ambiente, a aplicação desta metodologia seria adequada, por exemplo, para o turismo ecológico.

Para Dixon (2011), os esforços do Canadá para o desenvolvimento do *Environmental Valuation Resource Inventory* (EVRI) trouxe um conceito muito útil, o *Total Economic Value* (TEV), cujo objetivo é esclarecer que o valor econômico de um bem ou serviço é composto por partes diferentes: algumas tangíveis e utilizadas diretamente e algumas intangíveis ou muito remotas. Neste contexto, os valores de uso são aqueles através dos quais os bens e os serviços proporcionam produtos tangíveis para o uso da geração presente e os valores de não uso abarcam o legado a ser deixado para as futuras gerações mais valor de existência. O valor de opção seria o “espaço” entre o valor de uso e não uso, ou seja, o valor que o ser humano atribui para uso futuro.

Os valores de uso abarcam, então, o uso direto, geralmente medido na saída e são valores estruturais, os de uso indireto que medem usualmente os benefícios do serviço, seriam segundo Dixon (2011) valores funcionais, e os valores de opção estariam também enquadrados como valores de uso. Os valores de não uso seriam, conforme apontado, os valores de legado e de existência.

A valoração seria para Dixon (2011) uma arte. O autor questiona a percepção de alguns economistas que considerariam meramente o preço multiplicado pela quantidade e o uso indevido de alguns estudos conduzidos no passado. Defende que valores econômicos refletem os valores das pessoas e da sociedade que são, frequentemente parciais e imperfeitos, mas não deixam de ser importantes, pois gera

informação útil para a criação ou a melhoria de políticas públicas. Destaca que no uso do método de valoração contingente para a valoração ambiental existe mau uso das questões apresentadas sempre voltadas para a “disposição a pagar”. Isto porque deve existir uma interação entre consciência, valoração ambiental e confiança no resultado defendendo a importância do aumento de exposição à consciência e ao conhecimento dos bens e dos serviços ambientais de modo a mudar os valores.

No Brasil, a literatura referente ao tema data do final da década de 1990 com uma vasta revisão bibliográfica apresentada por Nogueira *et al.* (1998) contendo importantes alertas quanto ao uso inadequado das técnicas de valoração e da importância de um adequado entendimento prévio da situação com a medição dos efeitos físicos, químicos e biológicos das atividades (HUFSCHMIDT *et al.* 1983 *apud* NOGUEIRA *et al.* 1998).

Existe uma imperfeição em imputar valores monetários a bens e serviços não transacionáveis com métodos empíricos. Nogueira *et al.* (2003) registram ainda a importância da fundamentação teórica na valoração para não gerar falsas impressões com os resultados.

Entende-se que, a partir do momento que se estabelece valor para os bens e serviços ambientais, o preço da utilização destes pode ser estimado para ser incluído no preço final de um produto ou serviço. Porém é preciso primeiramente definir quais são os recursos de uso direto e indireto e o que seria incluído no valor de não-uso. Como exemplo, no Brasil, poderíamos citar a floresta amazônica, que mediante a importância que tem, já deveria ter sido demarcada com implantação de políticas públicas efetivas para impedir a ocupação e o desmatamento sob qualquer justificativa. A supressão da floresta nativa gera claros danos que podem ser considerados irreversíveis considerando o tempo que a floresta levou para se formar e as complexas funções cumpridas por aquele ecossistema.

Há que se tomar cuidado pois a valoração monetária/precificação não pode ser assumida como possibilidade ou liberação para utilização do bem ambiental para posterior pagamento.

4.2 O que valorar: abrangência dos danos a serem valorados

Apesar dos esforços da comunidade científica internacional e nacional há necessidade de refinamentos nos modelos propostos para valoração de recursos

ambientais, e de cuidado extremo ao testar os modelos em uma série de situações atentando-se, como exposto anteriormente, na compreensão dos possíveis efeitos. Dixon (2011) ressaltou a tendência em subestimar a importância de certos fenômenos no equilíbrio dos ecossistemas.

Outro ponto que merece destaque é a diferença entre valor e preço. O preço é o que se paga por algo, ou o que o mercado pensa que algo vale; valor é o que se acredita que algo vale. Neste contexto, Steigleider (2011), apontou que não há identidade entre os conceitos de preço e de valor, exemplificando que o valor de existência de uma espécie é de imediato aumentada quando esta é declarada como ameaçada de extinção. As funções ecossistêmicas permanecem como desafio para os estudiosos no tema uma vez que existem complexas interconexões nos processos ecossistêmicos (MAY *et al. apud* STEIGLEDER, 2011).

Algumas propostas de valoração têm sido apresentadas tanto pelas equipes de assistentes do Ministério Público de alguns estados, como por exemplo, os métodos propostos para valoração de dano pela extração de carvão nativo, pelo lançamento de efluentes em cursos hídricos, pelo transporte e armazenamento de madeira nativa e os causados por voçorocas em nota técnica do Ministério Público do Estado do Mato Grosso do Sul (2019), e a Comissão de Meio Ambiente do Ministério Público Federal, que recentemente publicou documento contendo diretrizes para a valoração com diferentes propostas a depender da situação de dano. Diferentes grupos de trabalho foram constituídos para os temas fauna, flora, loteamento irregular, mineração, patrimônio cultural, pesca e poluição. Este último tema abarcou a poluição sonora atmosférica e das águas apontando que o mercado de bens substitutos seria critério a ser utilizado para a contaminação hídrica sendo apontado, como exemplo, o aquífero contaminado por um empreendimento que exerce atividade de comércio varejista de combustível, a água degradada seria a unidade de análise e a remediação foi considerado o “serviço de reposição do bem ambiental” com inclusão até do gasto de energia elétrica utilizada na remediação no cálculo do valor de reposição ambiental. (MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL, 2021).

É fato que o dano ambiental precisa estar caracterizado, e o conhecimento prévio daquele ecossistema é muito importante pois visa subsidiar a especificação dos bens e serviços ambientais suprimidos. Por exemplo, se a mata ciliar às margens de um corpo d’água é suprimida além da faixa que é permitida, com consequente ocupação humana, torna-se importante mapear a área de ocorrência, identificar, e

estimar o número de indivíduos das diferentes espécies da flora e fauna, conhecer as relações existentes naquele ecossistema, e os serviços prestados por estas relações, estabelecendo um modelo matemático específico, assumindo valores monetários para especificar cada variável e incluir os impactos da ocupação local, como por exemplo, compactação do solo, infiltração de esgoto, entre outros possíveis. Imputar valor monetário em uma árvore que se encontra em estágio sucessório avançado é um desafio, e a projeção dos valores monetários dos danos podem incluir os lucros cessantes ambientais, ou seja, a função daquela árvore desde a data de sua supressão. O dano é mais complexo de ser valorado/ especificado porque pressupõe, que no cálculo, seja incluído o período em que foi causado.

4.2.1 Como valorar: critérios de valoração econômica

As valorações de danos ambientais tiveram início com o acidente do navio Exxon Valdez, em março de 1989, do qual foram vazados 41, 69 milhões de litros de óleo no Alasca. A valoração utilizou o método contingente que demandou, segundo Carson *et al.* (2003) a descrição dos cenários, e dos danos com um planejamento a partir de pesquisa conduzida com diferentes grupos, e aplicação do questionário em partes diferentes do Estados Unidos gerando um valor de indenização estimado de 2,8 bilhões de dólares que, após nova avaliação, seria de 1,025 bilhões de dólares (HARRISSON, 2006).

O método de disposição a pagar encontra-se previsto entre os métodos de valoração da Agência Federal de Meio Ambiente da Alemanha. É método contingente direto para uma estimativa e pressupõe a técnica de entrevista para identificar quanto a comunidade está disposta a pagar pela qualidade ambiental. O próprio manual alemão aponta o quanto difícil é para os entrevistados associar a qualidade ambiental com quantias monetárias. Há ainda que ser considerado o perfil da população local, que influencia nesta percepção.

O manual alemão diferencia a valoração para danos tangíveis e intangíveis. Para os tangíveis seria possível aplicar valoração utilizando preços de mercado, mas muitos dos impactos ao homem e, a natureza são intangíveis, e para estes, foram propostos:

- ✓ Método de valoração hedônico vinculado ao valor que o indivíduo dá para o que lhe promove a felicidade, por exemplo, a manutenção de uma paisagem.
- ✓ Método baseado em Despesas vinculados aos benefícios da recreação na natureza.
- ✓ Métodos Diretos para a estimativa da disposição a pagar por bens ambientais O método de Disposição a Pagar utiliza as entrevistas.
- ✓ Método de Valoração Contingente. Utiliza a econometria e multiplica uma percepção individual, de um bem específico, pelo número de indivíduos afetados.
- ✓ Abordagens de avaliação baseadas em atributo. (Análise Conjunta). Utilizada para valorações complexas, como por exemplo, uma paisagem.

As valorações podem ser participativas com a composição de um júri de cidadãos e equipes de mercado ou, pode ser solicitada para os agentes públicos.

Vários estudos de caso de valoração estão disponíveis para verificação na *Review of Externalities Data (RED)*, *Environmental Valuation Database (ENVALUE)*, *The Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI)* e *United Kingdom Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA)*.

No Brasil, especificamente no Estado de São Paulo, no início da década de 1990, Marcelino *et al.* (1992), em função do histórico de acidentes com navios petroleiros que ocorriam na costa paulista, desde o início da década de 1970, propôs um critério para a valoração monetária de danos causados por derrames de petróleo e derivados. Foi criado na época um sistema de pontuação que variava de acordo com o local, e ecossistema atingido pelo vazamento, portanto, a pontuação para o óleo que atingia o mangue é maior que a atribuída quando o óleo atinge o rochedo. Eram os critérios possíveis de serem criados à época sendo fato a grande evolução desde então em modelos matemáticos assim como no controle de acidentes e gestão ambiental.

Quase vinte anos depois, a norma ABNT n. 14653-6/2008, denominada “Avaliação de bens Parte 6: Recursos Naturais e Ambientais”, confirmada em 30. 11. 2018, tem por base métodos econôméticos. A norma é citada por Steigleider (2011) que aponta a necessidade de reflexões antes da transposição para o universo do dano

ambiental ressaltando, que a maior parte das metodologias estaria amparada na disposição a pagar dos consumidores.

Não há, portanto, apesar das diversas propostas ao longo de anos, um procedimento padrão para a valoração de danos. O dano é convertido em valor monetário e depende do Modelo Conceitual desenvolvido para a área que necessita de avaliação a partir da confirmação do dano ambiental. Como apontado anteriormente, é importante o auxílio com dados de base do local, como por exemplo, as espécies esperadas no ecossistema que está sendo avaliado, e a frequência de sua ocorrência. Muitas vezes estas informações são encontradas em pesquisas nas universidades da região onde o dano ocorreu e demandam intensa pesquisa.

Em 2010, um seminário referente ao tema de valoração de danos reuniu especialistas de universidades, e do Ministério Público de alguns estados brasileiros quais sejam: Acre, Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, Santa Catarina e São Paulo. O Ministério Público de São Paulo, por meio do Ato PGJ n. 36/11, criou um grupo de trabalho para a elaboração de uma proposta de valoração de dano. O Relatório do grupo de trabalho para valoração ambiental, trouxe, no âmbito das discussões, as mesmas propostas do guia alemão e, entre outros, debateu o método Valoração Econômica de um Recurso Ambiental (VERA) que pressupõe a somatória de parcelas constituídas pelo Valor de Uso Direto (VUD), Valor de Uso Indireto (VUI), Valor de Opção (VO) e Valor de Existência (VE). Estes dois últimos são de difícil valoração. Ressalta-se que a equação proposta é a representação do Total Economic Value (TEV), desenvolvido no Canada, conforme apontado por Dixon (2011), sem a adição do valor de “legado” que compõe, juntamente com o valor de existência, o valor de não uso. O valor de uso direto seria precificado em função de algum índice. Por exemplo, a vazão de água subterrânea explotada de um aquífero seria multiplicada pelo valor do metro cúbico da água tratada. O valor de uso indireto, calculado da mesma forma, demanda o entendimento, no ciclo do bem que se pretende avaliar, quais seriam os valores indiretamente utilizados daquele ecossistema.

O relatório registrou também, a existência de documento científico, elaborado em 2001 e intitulado “Avaliação Ecossistêmica do Milênio” o qual propõe a criação de um índice emergético para cada bem ambiental. Para o cálculo final existiriam fatores de correção a serem considerados em função de outros bens e/ou impactos associados. Emergia é conceito desenvolvido por Odum (1998) e representa toda

energia necessária para um ecossistema produzir um recurso. Representa a energia útil disponível dos diferentes recursos da Terra.

Um exemplo que pode ser assumido a partir da leitura do relatório e da bibliografia apensada ao texto constitui-se na supressão da vegetação para a produção agrícola. Esta flora original deve ter seu “índice emergético” calculado que, por sua vez será somada ao índice emergético calculado para o solo que teve suas características alteradas pela produção agrícola, adição de nutrientes e fertilizantes. A água do aquífero, sob a influência deste solo, no caso da irrigação, deve ser somado o índice emergético desta água, no estado de equilíbrio, e considera-se o volume bombeado, portanto retirado do aquífero. A somatória fornece o valor da energia que envolve os serviços do ecossistema que está sendo afetado. No entanto, o relatório que apresentou estas discussões do grupo de trabalho não propôs equações para o cálculo destes índices emergéticos, mas houve fomento para a pesquisa e desenvolvimento de modelos matemáticos de valoração culminando em publicação específica (MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2015). Os vários artigos apresentaram as multifases da tutela ambiental e entre eles, um artigo referente aos princípios da valoração de recursos hídricos subterrâneos impactados por atividades contaminantes elaborado por Aly Junior *et al* (2015) que culminou em uma proposta de método desenvolvido pelo Centro de pesquisas de Águas Subterrâneas (CEPAS) do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, publicada por Bertolo *et al* (2019). O método proposto baseia-se no método VERA que, como visto, pressupõe a somatória das 4 parcelas: VUD, VUI, VO e VE. A equação considerou o comportamento da pluma de contaminação no tempo sendo o volume da pluma, no presente, assumido como o Valor de Uso Direto, e o volume da pluma, em outro período no tempo, foi assumido como o Valor de Uso Indireto, a água potável, adjacente à contaminação, foi assumida na equação como sendo o Valor de Opção e o volume total de água (contaminada e as adjacências), assumido como o dano causado ao aquífero. O valor monetário seria calculado como sendo o produto do volume total de água (contaminada e adjacências) pelo valor do metro cúbico em reais, com base nas tarifas cobradas pela concessionária SABESP.

Nota-se que a contaminação, neste caso, é assumida como dano, independentemente de ser captada e utilizada ou não, e além da remediação, exigida pelos procedimentos de gerenciamento de áreas contaminadas, haveria a cobrança da compensação *in pecúnia*. Nas diretrizes recentemente apresentadas pelo

Ministério Público Federal (2021), o método desenvolvido por Bertolo *et al.* (2019) foi apontado como o de escolha pelo Ministério Público de São Paulo, em um caso específico, no qual compostos organoclorados, de difícil degradação, teriam contaminado as águas subterrâneas e extrapolado os limites do empreendimento. O parecer do Ministério Público de São Paulo considerou que o dano causado seria irreversível e, portanto, deveria ser mensurado economicamente.

Ainda com referência à proposta de Bertolo *et al.* (2019), teriam sido assumidas premissas infundadas para o cálculo de indenização, de acordo com Gloeden e Tanure (2020) que esclarecem ser o procedimento de gerenciamento de áreas contaminadas do Estado de São Paulo ferramenta cujo objetivo principal seria a reabilitação para o uso declarado diferente do objetivo da reparação integral dos danos. Os autores alertam que o método de valoração proposto por Bertolo *et al.* (2019) deixou de considerar outros danos passíveis de serem gerados a partir de uma área contaminada como: danos à saúde humana, ao patrimônio público ou privado, persistindo, portanto, a demanda quanto à definição de um procedimento para a valoração reparação de danos relativos às áreas contaminadas.

O procedimento para gerenciamento de áreas contaminadas, já apresentado nesta dissertação, prevê que sejam contemplados na avaliação de risco não só os receptores humanos sendo eficaz e eficiente para a recuperação (remediação) de uma área contaminada. Gloeden e Tanure (2020) apontam também que a Lei Estadual n. 13.577/2009 está em consonância com o art. 2º, VIII, da Lei Federal n. 6938/1981, regulamentado pelo Decreto Federal n. 97.632/1989 que em seu art. 3º estabelece: "Art. 3º A recuperação deverá ter por objetivo o retorno do sítio degradado a uma forma de utilização, de acordo com um plano preestabelecido para o uso do solo, visando a obtenção de uma estabilidade do meio ambiente".

Neste contexto, não existem lacunas ou não conformidades no procedimento estabelecido pelo órgão ambiental paulista como alegado por Bertolo *et al.* (2019), pois não é o instrumento para a valoração dos danos ocorridos, mas obtém informações importantes que podem ser utilizadas para identificar e caracterizar danos ambientais. A etapa de avaliação de riscos irá determinar se a área é contaminada com risco confirmado e, a partir daí investigações complementares conduzidas por equipes multidisciplinares irão identificar os danos.

Entre outras questões, Bertolo *et al.* (2019) defendem a aplicação dos recursos obtidos a partir das indenizações por danos no monitoramento e na avaliação

hidrogeológica dos aquíferos na região urbana, fato contestado por Gloeden e Tanure (2020), ao apontarem o determinado pelo Decreto n. 59.263/2013 no art. 99:

Art. 99 – Os valores estipulados a título de indenização em ações judiciais concernentes a danos ambientais advindos de contaminação do solo e das águas subterrâneas deverão ser destinados ao Fundo Estadual para Prevenção e Remediação de Áreas Contaminadas – FEPRAC.

A CETESB, órgão da Administração Pública pode solicitar recursos do FEPRAC para identificar e remediar passivos com posterior resarcimento pelo responsável nos termos do artigo 19, § 6º, do Decreto n. 59.263/2013.

Oportuno ressaltar ainda que a depender do Modelo Conceitual, a extração total de contaminantes não é recomendada. Conforme esclarecem Gloeden e Tanure (2020), a estratégia foi adotada por vários países entre os anos 1970 e 1980, mas deixou de ser exigida na década de 1990, por mostrar-se inadequada e impraticável. Existem questões adicionais a serem consideradas nesta tomada de decisão, por exemplo, riscos e danos referentes à quantidade de resíduos, impactos no transporte, consumo de energia, que podem se desdobrar a partir da necessidade de remoção total, contrariando práticas sustentáveis.

Destaque foi dado ainda para o fato de a maior parte das áreas contaminadas cadastradas na Região Metropolitana de São Paulo não apresentarem potencial de atingir maiores profundidades, sem contribuir, portanto, com o aquífero profundo que supera 50 metros. Como proteção complementar, existe a obrigatoriedade, na implantação de poço de captação profunda, de um isolamento de 20 metros determinada pelo Departamento de Água e Energia Elétrica (DAEE), que concede ou não a outorga, nos termos da Instrução Técnica DPO n. 006.2015 (GLOEDEN; TANURE, 2020). Deve-se considerar ainda que o custo do metro cúbico da água captada de aquífero subterrâneo depende da profundidade da captação associada ao consumo de energia, portanto, passível de variação. As águas rasas não são outorgáveis, e toda solicitação de outorga nova ou de renovação demanda obrigatoriamente uma manifestação do órgão ambiental que verifica a existência de áreas contaminadas no raio de influência do local do poço manifestando-se tecnicamente.

Tendo em vista as premissas inadequadas, a utilização deste método do CEPAS como recurso para calcular o valor monetário não foi recomendada, por isso,

houve o desenvolvimento do método para avaliar os danos após a confirmação do risco.

4.3 A quem cabe valorar?

Encontra-se na literatura internacional e nacional vários artigos e livros com diferentes propostas para a valoração. O Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA), órgão da esfera de atuação federal tem, por exemplo, desde 2002, um modelo para valorar impactos ambientais em Unidades de Conservação a exemplo do método do órgão ambiental paulista para os impactos do derramamento de petróleo.

Existem manuais do Ministério Público em alguns estados brasileiros com propostas de cálculo para diferentes situações de ocorrência de danos ambientais, mas não fica claro se algum órgão teria atribuição de modo específico. Os órgãos ambientais estaduais e municipais têm critérios e valores claros para, na esfera de atuação administrativa, aplicar penalidades em diferentes situações, entre as quais a alteração da qualidade do meio ambiente, que não representa necessariamente a existência de dano.

Entre 2012 e 2014, após a publicação do Ato PGJ n. 45/2012, o Centro de Apoio Operacional Cível e, de Tutela Coletiva do Ministério Público de São Paulo, especificamente o subgrupo VI, referente ao tema Áreas Contaminadas, criado em razão dos diversos inquéritos civis, reuniu-se para debater o tema, concluindo que a reparação integral do dano, tratada no grupo de trabalho criado em 2011, não seria alcançada pela adoção dos procedimentos definidos para o gerenciamento das áreas contaminadas pelo órgão ambiental estadual. De acordo com o relatório do Ministério Público, ainda que toda a massa de contaminantes fosse eliminada, restaria o dano intercorrente referente ao período de tempo em que estes contaminantes estiveram presentes comprometendo os serviços ecossistêmicos destes meios até a conclusão da remediação. Portanto, na cobrança de indenizações, o Ministério Público tem estimado os valores com base na metodologia do CEPAS apresentada anteriormente.

4.4 A responsabilidade civil do Estado, do proprietário e de terceiros pela reparação integral dos danos ambientais em áreas contaminadas: o caso Shell Paulínia

A sociedade civil tem se organizado cada vez mais, e demandado o Estado para as ações em defesa do meio ambiente uma vez que o Estado é detentor do papel fiscalizador do cumprimento da lei. Neste contexto, a administração pública tem, portanto, por obrigação considerar os critérios estabelecidos em lei quando autorizar a prática de determinadas atividades (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2021). Por este motivo, alguns estudos ambientais são exigidos para o licenciamento ambiental de empreendimentos que possam causar significativos impactos ambientais, e estes pressupõem a completa descrição e análise dos recursos ambientais existentes, as suas interações, caracterizando a área que receberá o empreendimento conforme o estabelecido pela Resolução CONAMA n. 01/1986. Desta forma, é imperativo entender a topografia do local, as aptidões do solo, caracterizar o subsolo, águas superficiais e subterrâneas, identificar recursos minerais, correntes atmosféricas e marinhas como fundamento para a compreensão do meio físico. Ainda, é extremamente importante caracterizar o meio biológico e os ecossistemas naturais presentes providenciando o levantamento de espécies indicadoras da fauna e flora local.

Igualmente importante é caracterizar o meio socioeconômico, pois a ocupação do solo, os usos dados à água na região, e a eventual ocorrência de monumentos arqueológicos precisam ser apontados. A análise de impactos positivos e negativos ao meio ambiente, direto e indiretos, imediatos, de médio e longo prazo, temporários e negativos devem compor o estudo junto à definição de medidas mitigadoras dos impactos negativos e um programa de monitoramento. O licenciamento ambiental também irá considerar as diferentes tipologias de empreendimentos, mas muitas vezes, não representam possibilidade de impactos negativos. Este entendimento vem sendo construído ao longo dos anos, pois o licenciamento ambiental foi uma ferramenta introduzida no Brasil em 1981 a partir da Política Nacional do Meio Ambiente.

Desde o início da industrialização até as legislações ambientais e, da publicação dos padrões de qualidade, o Brasil, a exemplo do resto do mundo, depositava aquilo que restava das operações de produção, nas águas e no solo. Mesmo no período anterior ao da industrialização, a história registra a deposição de

resíduos, águas servidas, dejetos humanos e nos arredores das ocupações humanas. Importante, portanto, ressaltar que a industrialização no país passou por diferentes fases. Os primeiros registros datam entre 1808 e 1930. Após a crise de 1929, o Brasil alavancou a industrialização e veio a instalação da Companhia Siderúrgica Nacional, entre 1942 e 1947, o que possibilitou a oferta de matérias-primas para a indústria no país e a instalação da Petrobras, em 1953, que supriu as deficiências no setor energético. Uma nova expansão da industrialização entre 1967 e 1973, por meio de políticas governamentais de incentivos, com a presença do Estado como produtor, foi viabilizada pelo Plano Nacional de Desenvolvimento instituído pela Lei n. 6.151/1974. A finalidade foi estimular a produção de insumos básicos, bens de capital, alimentos e energia pois havia uma crise internacional de petróleo que havia desencadeado uma grande crise econômica. Polos industriais como o de Cubatão, no Estado de São Paulo, desde 1968, era área de interesse à Segurança Nacional sob o comando de interventores que tinham como foco a produção, portanto, sem diretrizes ou preocupações com o meio ambiente.

Os censos brasileiros referentes às atividades industriais entre 1919 e 1980 mostram o franco crescimento de tipologias que incluem indústrias da área metalúrgica, mecânica e produtos químicos. Estas são, atualmente, atividades de elevado potencial poluidor para fins de licenciamento e demandam controle frequente de fontes de poluição, todavia, à época da sua implantação, não havia este entendimento. O modelo de crescimento, guiado pelo Estado, perdeu força no início da década de 1980 devido à dívida externa brasileira fazendo com que, nos anos de 1990, o país deixasse o modelo de intervenção do Estado e adotasse a privatização e a liberalização.

Esse resgate histórico das etapas de industrialização é importante e oportuno, pois se existiam atividades industriais desde o início do século XIX, é fato que muito dos impactos negativos ao meio ambiente seriam anteriores à criação da Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA), em 1973, e à Política Nacional de Meio Ambiente. Assim, eventuais danos ambientais referentes aos vários aspectos do meio ambiente teriam o próprio Estado como responsável pelas contaminações, que no processo de incentivo à industrialização, associado ao desconhecimento da necessidade de práticas de controle da poluição pode, antes de ser sucedido por empresas privadas, ter provocado diversos impactos negativos, entre os quais alterações na qualidade do solo natural e nas águas subterrâneas.

O Decreto n. 1413/1975, publicado após a criação da SEMA, determinou que as empresas eram obrigadas a promover medidas para prevenir ou corrigir os inconvenientes e prejuízos da poluição e da contaminação ao meio ambiente. Deixou claro, no art. 2º, que a competência para suspender o funcionamento de indústria, cuja atividade fosse considerada de alto interesse para o desenvolvimento e, segurança nacional, era exclusiva do Poder Executivo Federal. Definiu poluição e apontou 13 áreas críticas de poluição, quatro delas no Estado de São Paulo. A região metropolitana de São Paulo, na década de 1970, representava 45% da indústria brasileira, e somente pelo Decreto n. 8468/1976, que regulamentou a Lei n. 997/9176, referente ao controle da poluição do meio ambiente no Estado de São Paulo, é que foram propostos os primeiros padrões de qualidade e de emissão para as matrizes água (superficial) e ar.

Para o solo, uma das matrizes de interesse no gerenciamento de áreas contaminadas, o Decreto n. 8468/1976, em seu art. 51, já estabelecia que não era permitido depositar, dispor, descarregar, enterrar, infiltrar ou acumular no solo resíduos em qualquer estado da matéria, desde que poluentes. No entanto, até 2002, não havia valores de referência. Diante desta constatação e, assumindo, também, a presença do ser humano mesmo antes do fato histórico do Descobrimento, no século XV, não haveria como identificar as concentrações originais ou de *background* para diferentes elementos e substâncias nas matrizes solo, águas subterrâneas, águas superficiais e ar.

Certo é que o aumento da população nas áreas urbanas e, a industrialização, trouxeram incrementos de diferentes elementos químicos, substâncias simples, compostas, produtos que vem sendo distribuídos nestes compartimentos ou, matrizes ambientais. A proposição dos padrões ambientais é responsabilidade do Estado e estes padrões têm sido definidos com base na experiência de outros países ou, com base em observações e modelagens matemáticas que resultam em números, concentrações, valores que podem tanto ser utilizados como limites máximos permitidos, acima dos quais, justifica-se a aplicação de sanção, como podem ter função de “linhas de corte”, que são concentrações de varredura, ou para triagem, demandando, portanto, uma pesquisa mais detalhada para verificação da existência de risco em um determinado cenário. A estratégia foi adotada em vários países, e tem como propósito auxiliar na “tomada de decisão”, com base na realidade das áreas urbanas, em locais com passivos ambientais, que demandam decisão baseada na

avaliação de risco à saúde humana, nos cenários de ocupação residencial, comercial ou industrial.

Independentemente da denominação de contaminação, poluição ou dano, no Estado de São Paulo, na esteira da identificação de novas áreas contaminadas, além das ações administrativas do órgão ambiental, entende-se, na esfera civil, a necessidade de reparação integral em terrenos que tenham apresentado algum tipo de contaminação ou a providência da compensação *in pecúnia*.

O Ministério Público do Estado de São Paulo questiona judicialmente a constitucionalidade da Lei Estadual n. 13.577/2009, política pública adotada pelo Estado de São Paulo, e a Resolução CONAMA n. 420/2009 em Ação Direta de Inconstitucionalidade Estadual n. 0210197-50.2011.8.26000 (ADI), julgada improcedente pela 1^a Câmara Reservada do Meio Ambiente do Tribunal de Justiça de São Paulo, em 08-08-2012. O TJ-SP, em resposta à alegação do MP que a lei estadual fere o art. 225 da Constituição Federal de 1988, e o art. 14 da Lei n. 6.938/1981 (Política Nacional do Meio Ambiente), registrou na ementa da decisão que as normas são constitucionais e não ofendem à Constituição:

A reparação integral da área e do meio ambiente ecologicamente equilibrado, quando em desacordo com os demais princípios e com os valores comunitários, pode gerar arbitrariedades que não devem ser permitidas. Ante a proibição de excesso e proibição de insuficiência, surgem para o legislador ordinário possibilidades de variação em aberto.

Prosseguindo no entendimento quanto à necessidade de reparação integral, o Plano Geral de Atuação do Ministério Público de São Paulo (PGA), publicado pela Procuradoria Geral de Justiça (PGJ), em 30 de janeiro de 2016, norteou, entre outras ações, a atuação dos membros do MP-SP na busca da reparação integral de terrenos com algum tipo de contaminação no Estado de São Paulo, por meio da instauração de inquéritos civis que poderiam resultar em Termos de Ajustamento de Conduta (TAC) ou, por força do Poder Judiciário.

4.4.1 Obrigação *propter rem*: as averbações na matrícula do imóvel e outros dados relevantes

A obrigação é vocábulo que vem de *obligatio* e tem vários sentidos. Representa, em essência, um vínculo de sujeição, submissão a uma regra de conduta.

Conforme aponta Santos (2013), a obrigação *propter rem* é uma categoria de obrigação, aquela que recai sobre uma pessoa por força de um direito real e surge quando o titular é obrigado a satisfazer certa condição (DINIZ, 2012). Por ser obrigação híbrida, encontra-se entre os direitos patrimoniais e os direitos reais. É imposta ao titular, que por ser adquirente da coisa, se obriga a adimplir com suas despesas. De acordo com Torres de Carvalho (2018), é obrigação frequente no direito ambiental, sendo a mais relevante a obrigação de fazer.

No caso de um terreno com dano ambiental constatado, por ser obrigação que adere à propriedade e a sua função social, ao transitar de um titular para outro faz com que cada um deva prestá-la a seu tempo, mesmo que não tenha sido o titular atual o autor da degradação, pois a obrigação se extingue para o transmitente e passa, com a titularidade da coisa, ao novo proprietário (TORRES DE CARVALHO, 2018).

Por sua vez, a responsabilidade civil é um instituto jurídico destinado a impor ao causador de um dano, o dever de repará-lo. A responsabilidade civil ambiental é a obrigação de reparar danos causados ao meio ambiente pela recomposição que representa a reparação *in natura*, e caso esta não seja possível, pela compensação ou indenização, portanto, é considerado um dos valiosos instrumentos de proteção do equilíbrio ecológico. Mesmo uma atividade lícita não se isenta da reparação de eventual dano por ela causado, bastando a existência da atividade, do dano e do nexo de causalidade. Há diversas teorias sobre este último, que é o liame necessário para conectar a atividade ao dano. A mais aceita entre os doutrinadores ambientais, segundo Bechara (2019), é a teoria da equivalência dos antecedentes que não distingue causa de condição. A autora resgata também que a lei, no caso a Política Nacional do Meio Ambiente, faz com que a contribuição dada para o dano seja uma de suas causas. Assim, é necessário verificar quem criou as condições propícias ao dano apontando que uma parte considerável da doutrina entende que só existe contribuição se alguém deixar de observar o dever de segurança atribuído pelo ordenamento jurídico.

Neste cenário de obrigações e de responsabilidades, tem sido grande motivo de preocupação a aquisição de imóveis, uma vez que, a obrigação de equacionar o passivo é claramente do proprietário pois, como a função social da propriedade é indissociável do imóvel, o proprietário está em posição indeclinável de garantir a proteção dos recursos nele encontrados. Um alerta aos compradores ou credores foi feita por Sampaio (2013) que destacou, entre outras questões, o fato de bancos

receberem vários terrenos urbanos e rurais como garantias contratuais em operações de crédito. Portanto, cabe aos bancos adotarem medidas de gestão de maneira a antecipar esses problemas porque a remediação de uma área pode representar, a depender dos poluentes e da complexidade das intervenções, um valor monetário maior que o do próprio terreno.

No Estado de São Paulo, a publicidade da condição de um terreno quanto à existência de contaminação, e no que diz respeito à etapa do gerenciamento em que se encontra, é dada pela averbação na matrícula do imóvel estabelecida pelo Decreto n. 59.263/2013 que regulamentou a Lei n. 13.577/2009. Antes disso, conforme apontam Yoshida *et al.* (2020), já havia um parecer favorável (Parecer 155/2006-E – Processo CG n. 167/2005) da Corregedoria Geral de Justiça para a consulta formulada pelo Ministério Público de São Paulo, em conjunto com a CETESB, quanto à viabilidade de averbação enunciativa ou, de mera notícia, na matrícula do imóvel (TRIBUNAL DE JUSTIÇA DE SÃO PAULO 2005).

Em 2003, a CETESB publicou um guia de orientação para divulgar a avaliação do potencial de contaminação em imóveis, promovendo o alerta necessário após o primeiro cadastro de áreas contaminadas publicado em 2002 (CETESB, 2003). As ferramentas instituídas pelo cadastro e averbação da matrícula transformaram-se em auxiliares importantes para os agentes financeiros, que passaram a exigir informações a respeito das áreas dadas em garantia ou objeto de financiamento uma vez que podem ser enquadrados como poluidores indiretos, portanto, passíveis de responsabilização à luz do art. 3º, IV, da Lei n. 6938/1981. Em algumas destas instituições financeiras, equipes específicas de avaliação foram formadas visando prevenir o financiamento de obras em áreas contaminadas, e ainda não reabilitadas para o uso declarado, evitando a instauração do nexo de causalidade entre o dano e a instituição financeira (RASLAN, 2012).

4.4.2 Histórico e contexto do caso Shell Paulínia

Paulínia é o maior polo industrial da América Latina. Sua vocação industrial teve início em 1942, com a instalação da Rhodia Têxtil, após um longo período em que a região esteve dedicada à produção agrícola. O polo foi recebendo uma série de indústrias, e neste processo de transição para área industrial, foram surgindo questões referentes ao controle da poluição.

A Shell Brasil – Divisão Química obteve autorização para se instalar no polo industrial de Paulínia antes da publicação do Decreto Estadual n. 8468/1976, que regulamenta a Lei n. 997/1976 e dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente no Estado de São Paulo. No entanto, teria iniciado sua produção apenas em 1977, com a síntese de defensivos agrícolas organofosforados e unidades para a formulação de defensivos agrícolas organoclorados quais sejam: aldrin, endrin e dieldrin e dos organofosforados. Ingressou no ramo químico ampliando as operações na planta em meados de 1980, no mesmo período em que interrompeu a formulação de drins devido à proibição da sua comercialização e uso no Brasil a partir da publicação da Portaria n. 329/1985 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

A planta ocupada pela Shell contava com duas unidades para incineração de resíduos, uma para resíduos sólidos e outra para líquidos, que além do lixo incinerava resíduos do processo de organofosforados e organoclorados e resíduos da planta química.

Em 1995, um inquérito civil foi instaurado pelo Ministério Público do Meio Ambiente de Paulínia face a contaminação de solo e das águas subterrâneas pela Shell Brasil S.A. em sua unidade no Recanto dos Pássaros. Uma auditoria teria identificado solventes em concentrações relevantes que estariam associados à atividade desenvolvida pela empresa. A causa provável apontada seria a infiltração a partir de tanques subterrâneos antes de uma reforma realizada em 1985.

Entre as informações do Parecer Técnico n. 028.484/095, elaborado pelo Conselho Superior do Ministério Público, destaca-se o deslocamento de plumas de contaminação na água subterrânea lentamente em direção às casas de veraneio localizadas entre a fábrica Shell e o corpo d'água superficial, o rio Atibaia, identificando a ocorrência de dois eventos planta: um vazamento de tanque subterrâneo, na área de organofosforados conhecida como OPALA, que teria ocorrido até 1978 com derramamento dos seguintes solventes: 1,2 dicloroetano, tricloroeteno, xilol e benzeno, e outro evento, na operação conhecida como parque de tanques, a partir de acidentes na descarga de caminhões para as substâncias xilol e benzeno, que teriam ocorrido antes de 1982.

Entre 1994 e 1995, devido à venda da fábrica para a empresa Cyanamid, uma ampla auditoria ambiental foi realizada e as substâncias aldrin e dieldrin foram identificadas entre os contaminantes presentes, no solo e nas águas subterrâneas,

mas não haviam sido relacionadas com as atividades da Shell – Divisão Química. Em 1995, foi celebrado um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) entre a Shell e o Ministério Público, após autodenúncia da Shell.

Os Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) são substâncias voláteis ou semi-voláteis, persistentes, bioacumulativas e organohalógenas extremamente mutagênicas e cancerígenas que, conforme a Convenção de Estocolmo sobre POPs, devem ser banidas. O reconhecimento da área e do entorno identificou a existência de poços escavados, rasos, conhecidos como cacimba em chácaras vizinhas, o que demandava o que se chama hoje medidas de intervenção emergenciais e institucionais que implicaram na remoção das famílias e na restrição do uso da água subterrânea.

Importante ressaltar que o Ministério Público do Trabalho, junto a Associação Civil de Combate aos POPs, ingressou com Ação Civil Pública face a Shell e Basf (sucessora da Cyanamid). Nesta ação, foram apresentadas informações complementares relevantes, por exemplo, o ano de instalação da Shell (1974), com vistas à produção de praguicidas, e o fato de ter sido uma investigação ambiental compulsória, devido a uma cláusula negocial com a American Cyanamid Company, que, efetivamente, criou a obrigação de pesquisa das pendências ambientais na área.

A Cyanamid foi sucedida pela Basf que, por sua vez, encerrou as atividades na unidade de Paulínia em 2002 prosseguindo, no entanto, a ação trabalhista e os aditamentos do Termo de Ajustamento de Conduta para as pendências ambientais.

O Acordão n. 20060474720 publicado pelo Tribunal Regional do Trabalho da 2ª Região (2006), ressaltou ser público e notório o dano ambiental, o grave e iminente risco, e a lesão a direitos indisponíveis dos trabalhadores. Apontou que caberia a observância do princípio da precaução pela Shell, uma vez que, a Agência de Proteção Ambiental norte-americana já havia confirmado, em 1974, ano da instalação da Shell em Paulínia, o perigo que os POPs representavam para a saúde pública. A Corte de Apelação de Columbia, nos Estados Unidos, determinou o fim da produção e proibiu a utilização dos estoques. Ao manipular os drins para a produção de substâncias na unidade instalada em Paulínia, em 1977, assumiu um risco enquanto deveria ter a cautela antecipada, que é esperada no princípio da precaução, utilizando a dúvida em favor da sociedade e do ambiente. Outras informações relevantes apontaram para a ausência de algumas matérias-primas e insumos, que não teriam sido apresentadas no processo de solicitação da licença de instalação, para registros

de lançamento de efluentes em desacordo para substâncias organofosforadas, e de reclamações da vizinhança composta pelas casas de veraneio e outras indústrias, o que motivou algumas lavraturas de penalidade de multa pelo órgão ambiental.

A Shell, hoje denominada Raízen Combustíveis S.A, ainda é responsável pela área e, ao longo dos anos, vem realizando investigação local para mapear a contaminação. A publicidade da contaminação pode ser constatada na matrícula do imóvel que pertencia à Cyanamid, em 2003, onde consta como oriunda de glebas remanescentes do Sítio Poço Fundo. Em 2008, a propriedade foi transmitida à Basf que vendeu para a Shell, atual Raízen, em 2014.

Em razão da contaminação deslocar-se em direção ao rio Atibaia – e sendo um rio um bem a proteger – foi implantada, por exigência do órgão ambiental estadual, uma barreira hidráulica que se constitui no rebaixamento do aquífero pela instalação de poços visando bombeiar a água subterrânea, impedindo que atinja o corpo d'água. O projeto incluiu o encaminhamento para estação de tratamento visando o abatimento dos contaminantes. Esta foi uma medida de intervenção de engenharia, e não deixa de ser também de remediação, com o sistema para remoção dos drins visando impedir que os contaminantes das diferentes plumas atingissem o rio Atibaia. Ainda entre as medidas de intervenção, a remoção dos moradores das 66 chácaras localizadas a jusante da unidade. Até 2008, aproximadamente, a Shell Brasil Ltda já havia adquirido 45 destas propriedades.

Durante o processo de investigação detalhada na planta da Shell/BASF, conforme esperado, todas as operações suspeitas na unidade receberam sondagens no solo e instalação de poços de monitoramento. Foram promovidas ações diferentes de remediação, entre elas, a escavação e a destinação de solo, o que teria representado quase 1.000 toneladas somente em uma das áreas investigadas, e uso de outras técnicas de remediação como injeção de ar e extração dos vapores mais adição de nutrientes coadjuvantes para acelerar a degradação dos contaminantes em uma delas.

Entre as outras ações de gestão na área, a recomposição da Área de Preservação Permanente do rio Atibaia (APP), no local antes ocupado pelas chácaras, e o monitoramento, desde 2004, da água e do sedimento do rio Atibaia.

No cadastro de áreas contaminadas, atualizado até dezembro de 2020, existem 6.434 áreas constando, na página 2.399, a área da Shell Brasil Ltda. (Divisão Química) na Avenida Roberto Simonsen, 2141, Recanto dos Pássaros, Paulínia. As

informações são divergentes da numeração das informações dos contaminantes identificados, as ações de remediação e o estado atual do gerenciamento que consta como “área em processo de remediação”, embora a matrícula traga a averbação como área contaminada sob investigação. O Termo de Ajustamento de Conduta, celebrado desde 1995, vem sendo aditado com consultas periódicas formuladas pelo Ministério Público ao órgão ambiental visando verificar o progresso das ações.

4.4.3 Responsabilidade solidária do proprietário

O Código Civil brasileiro assegura ao proprietário o direito de usar, gozar e dispor de seus bens, e de reavê-los do poder de quem injustamente a possua ou detenha nos termos do art. 1.228. Lemos (2012), ao abordar a responsabilidade civil do proprietário resgata as formas como a propriedade é entendida, além do que é assegurado pelo Código Civil, apontando que pode ser entendida como situação subjetiva e relação; nesta última situação prevalece a ideia de cooperação e não de subordinação.

Existe uma nova concepção envolvendo também a proteção do meio ambiente evitando os danos causados pela utilização, conforme prescreve o art. 1.228:

§ 1º O direito de propriedade deve ser exercido em consonância com as suas finalidades econômicas e sociais e de modo que sejam preservados, de conformidade com o estabelecido em lei especial, a flora, a fauna, as belezas naturais, o equilíbrio ecológico e o patrimônio histórico e artístico, bem como evitada a poluição do ar e das águas.

O proprietário, portanto, o adquirente de um terreno, é responsável pelo passivo ambiental porque a obrigação é *propter rem*, e a reparação do dano é imprescritível.

A jurisprudência a respeito não deixa dúvidas. É o que será visto a seguir.

- ✓ **TJ-SP Apelação Cível AC 11114552220158260100. Publicação em: 01-07-2018, Acordão 218 000 5 06337, 1ª Câmara Reservada ao Meio Ambiente. Rel. Des. Torres de Carvalho**

O objeto desta ação cominatória prevê o cumprimento de cláusula ajustada, em renovação de contrato de locação de parte de um terreno ocupado pela empresa locatária desde 2001. A área total do terreno é de 186.736,5 m², destacados 43.048,41 m² para a locatária. Em abril de 2009, teria sido constatada a contaminação na área,

e pactuado que a locatária, autora da ação, conduziria a investigação em sua parte, e a ré, proprietária do terreno, providenciaria nas áreas contíguas.

A ré não cumpriu com a obrigação, o que levou a CETESB a responsabilizar locador e locatário, conforme rege o art. 13 da Lei Estadual n. 13.577/2009:

Art. 13 – São considerados responsáveis legais pela prevenção, identificação e remediação de uma área contaminada:

I – o causador da contaminação e seus sucessores;

II – o proprietário da área;

III – o superficiário;

IV – o detentor da posse efetiva;

V – quem dela se beneficiar direta ou indiretamente.

Parágrafo único – Poderá ser desconsiderada a pessoa jurídica quando sua personalidade for obstáculo para a identificação e remediação da área contaminada.

O pedido para que a ré investigue em sua parte foi acolhido, destacando-se que a ré, sem dúvida, como proprietária, é responsável. O novo laudo de investigação da área, elaborado em setembro de 2017, concluiu que as fontes de contaminação estariam a montante (acima, na direção das águas subterrâneas), o que demanda o complemento das investigações, conforme determina o acórdão:

Não há dúvida de que a ré, na qualidade de proprietária da área é responsável pela identificação e remediação da área contaminada, nos termos da legislação mencionada. O proprietário e o autor da contaminação, se não for o proprietário, são responsáveis pela identificação, mitigação e recomposição da área que lhe pertence, tenha ou não causado a contaminação; o locatário, se não causou a contaminação, é ou pode ser responsável da mesma forma em relação à área ocupada. Assim, a ré é responsável pela descontaminação da área toda (que lhe pertence) e a autora, se não causou a contaminação na área vizinha, é responsável apenas pela área locada. A circunstância pode ser comunicada à CETESB pelas empresas em conjunto ou por qualquer delas, desnecessária a intervenção judicial. A análise técnica do dano ambiental será feita pela CETESB, órgão ambiental competente e a Ré deverá adotar medidas urgentes para mitigação que vierem a ser indicadas por aquele órgão.

- ✓ **TJ-MG, Agravo de Instrumento CV n. 1.000.19.058478-9/001, Comarca de Uberlândia, 5ª Câmara Cível. Rel. JD. José Eustáquio Lucas Pereira, j. 22-08-2019, Publicado em: 27-08-2019**

A Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) exigiu a realização de avaliação preliminar e investigação confirmatória em um empreendimento industrial e a empresa, atual proprietária, descumpriu a ordem. O acordão deu provimento ao recurso:

A Constituição da República reconhece e protege a livre iniciativa como valor da ordem econômica nacional, não havendo, contudo, permissão para que a atividade empresarial desrespeite os princípios constitucionais de proteção ao meio ambiente. Não obstante a recorrida não seja a responsável pela área supostamente poluída, a sua proximidade, bem como a similitude entre seus resíduos e os constatados na área denunciada justificam que haja estudos e investigação em sua propriedade a fim de que se verifique a origem da contaminação do solo na região.

Além da imprescritibilidade, se existir atividade poluidora em desacordo, o proprietário será solidariamente responsável pela sua regularização e pela recuperação dos danos causados ao meio ambiente. O Decreto n. 59.263/2013 que regulamenta a Lei Estadual n. 13.577/2009, no capítulo III, Seção I, art. 18, reitera o teor do artigo 13 da lei.

A cadeia de responsabilidades remete à reflexão quanto a algumas questões importantes, por exemplo, a possibilidade de acionar o proprietário depois de esgotadas as possibilidades de buscas do causador e dos sucessores. Um exemplo seria um comércio varejista de combustíveis que aluga um terreno para exercer sua atividade, que prevê a instalação de tanques subterrâneos. No caso de vazamentos, a empresa será responsabilizada sem prejuízo do acionamento dos sócios, se necessário, pela desconsideração da personalidade jurídica, o que não impede acionar o proprietário posteriormente. A publicidade quanto à existência de contaminação no terreno pressupõe que o proprietário é tornado ciente da averbação e da condição da área através de correspondência enviada pelo órgão ambiental estadual antes do cartório ser informado da necessidade de averbação.

No sentido contrário, há jurisprudência que entende pelo cancelamento de multa aplicada ao proprietário do terreno, pelo órgão ambiental, já inscrita na dívida ativa, sob a alegação da contaminação ser fruto de invasão.

✓ **TJ-SP, Apelação Cível n. 1040339-98.2017.8.26.0224, 1ª Câmara Cível, Acordão n. 20210000248642 da 1ª Câmara Reservada ao Meio Ambiente, Rel. Des. Otávio Rocha em 25-03-2021**

Em apelação de uma ação anulatória de multa, a empresa de empreendimentos imobiliários, que sucedeu particular na propriedade do terreno, alega que a simples condição de proprietário não bastaria para a responsabilização por eventuais danos ambientais, e que fora punida por infração cometida por terceiros, uma vez que o terreno, no município de Guarulhos, estava invadido desde novembro de 2002, sem que o Poder Judiciário tivesse autorizado a reintegração de posse. A ação anulatória foi julgada improcedente pela 2ª Vara da Fazenda Pública de Guarulhos motivando a apelação. Segundo o acórdão,

Não há nos autos, efetivamente, elementos que permitam a conclusão de que a apelante, por meio de seus representantes e/ou prepostos, praticou qualquer das condutas que lhe foram imputadas.

Em suma, ante a ausência de prova de conduta ativa atribuível à apelante que pudesse caracterizar a infração a ela atribuída por meio do AIIM de Multa n. 15001721, do qual derivou a Certidão de Dívida Ativa n. 1.238.877.581, é forçoso convir que este título executivo padece da nulidade reclamada pela apelante, que deve ser aqui reconhecida com prejuízo do exame das questões aventadas nas razões do apelo em caráter preliminar.

Ressalta-se que esta mesma área é objeto de ação civil pública que deu origem à apelação cível 0004944-48.2006.8.26.0224 cuja pesquisa resulta no acordão apresentado.

Com referência ao caso Shell Paulínia, a Cyanamid, sucedida pela Basf, apesar de figurarem como proprietárias do imóvel na matrícula cujo primeiro registro data de setembro de 2003 pelo 4º Cartório de Registro de Imóveis de Campinas, o acordo da venda da unidade previu, provavelmente, cláusulas contratuais que estipulavam a obrigação de investigação e demais etapas do gerenciamento para a Shell, atual Raízen. É possível que, pelo fato de ser obrigação *propter rem*, a Basf tenha negociado o retorno da propriedade em nome da Shell que foi efetivamente a responsável pela contaminação identificada em 1994.

Importante, também, seria buscar identificar quem era o proprietário do terreno à época da chegada da Shell no local, em 1974, quando já havia a Lei n. 6.015/1973 (Lei de Registros Públicos).

4.4.4 Responsabilidade solidária do Estado como poluidor indireto

A jurisprudência brasileira entende a responsabilidade civil pelo dano ambiental qualquer que seja a qualificação jurídica do degradador público ou privado como sendo de natureza objetiva, solidária e ilimitada (VIDAL DOS SANTOS, 2020). O artigo 23, VI, da Constituição Federal de 1988, traz a competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal, e dos municípios para a proteção do meio ambiente e combate à poluição em todas as suas formas, e o Estado pode ser responsabilizado por danos ocasionados ao meio ambiente, seja por uma atuação comissiva ou omissiva e por danos causados por terceiros, pois cabe a ele fiscalizar ações que possam ser prejudiciais ao meio ambiente.

A percepção do Superior Tribunal de Justiça é no sentido da integrar o Estado nas demandas envolvendo matérias ambientais, pois este tem a função da atividade fiscalizadora e de controle, concorrendo, portanto, indiretamente, para a degradação. Este Estado licenciador e fiscalizador deveria, segundo Vidal dos Santos (2020) ter atenção aos princípios da precaução, prevenção e do poluidor-pagador. O autor defende a manutenção do entendimento do STJ no Resp – 1.071.741-SP, cujo Rel. Min. Herman Benjamin, acolhe a tese em favor da responsabilidade recaindo primeiramente no poluidor direto, e se ele não puder arcar com a condenação, então o poluidor indireto é chamado no feito executivo. O Acordão n. 2008/0146043-5 ressalta:

Nesse diapasão, conclui-se que o embargo à obra sendo infrutífero, não desonera o Estado de prosseguir no exercício do seu dever de prevenir o dano ambiental sinalizado e restaurar o espaço degradado ao seu *status quo ante*. No caso concreto, o impacto da inércia estatal sobressai evidente do fato reconhecido pelo Tribunal *a quo*, embora por ele subestimado, de que o responsável direto pelo dano construiu irregularmente e desenvolvia atividade econômica no local. Constatase, portanto, que a conduta omissiva do Estado foi ilícita e colaborou para a degradação ambiental constatada pelo Tribunal *a quo*, revelando o nexo causal suficiente à sua responsabilização solidário-subsidiária, ressalvado o seu poder-dever de regresso contra o causador direto do dano.

Defendendo a importância do princípio do poluidor-pagador na responsabilidade civil do Estado, Vidal dos Santos (2020), aponta que este princípio é um recurso essencial com dupla finalidade: uma delas a preventiva de danos

ambientais, e a outra, repressiva pelos danos já ocorridos. Aponta, ainda, que o princípio do poluidor-pagador é a solução para o problema, pois determina que os custos ambientais sejam internalizados pelo processo produtivo. Mirra *apud* Vidal dos Santos (2020) destaca a inadequação de se açãoar indiscriminadamente o Estado em caráter solidário pela sua omissão de fiscalizar, pois representaria transferir para a sociedade a reparação do prejuízo. O Estado deveria ser chamado somente se o devedor principal não pudesse arcar com os custos de reparação ou de indenização, permanecendo ao Estado o direito de regresso seja contra o responsável pela degradação, seja contra o agente público responsável pelo dano.

No que diz respeito ao gerenciamento de áreas contaminadas, a responsabilidade solidária do Estado tem sido apontada em algumas situações, conforme veremos a seguir.

✓ **TJ-SP, Agravo de Instrumento AI 2163526852018826000 SP, Publicação em 07-09-2018, Acordão n. 2018.0000695568, Rel. Des. Torres de Carvalho**

Trata-se de ação civil pública e o agravante, o Ministério Público, apontou a responsabilidade solidária por omissão do órgão ambiental estadual que não havia inserido a empresa, que tem vários resíduos depositados sobre o solo, no cadastro de áreas contaminadas demandando que fosse, entre outras solicitações, providenciada a averbação da área na matrícula do imóvel. O agravo foi provido em parte. A 1^a Câmara Reservada ao Meio Ambiente entendeu não ser necessário averbar neste momento, apontando que a empresa ainda não realizou a etapa de investigação confirmatória, necessária para enquadrá-la como área contaminada sob investigação. Ressaltou ainda que a área está fechada desde novembro de 2013 e que o imóvel está penhorado por trâmites junto à Justiça do Trabalho, já informada sobre a ação.

O cadastro de áreas contaminadas é atualizado continuamente; além disso, há um relatório anual publicado pela CETESB. A averbação tem um trâmite específico e cabe em várias etapas do procedimento, inclusive quando a área inicialmente apresenta após a investigação confirmatória alterações que demandam complementos. O Decreto Estadual n. 59.263/2013 prevê: “Artigo 30 – Classificada a área como Área Contaminada sob Investigação (ACI), caberá à CETESB: V –

proceder à averbação da informação sobre a contaminação identificada na área na respectiva matrícula imobiliária".

Se o Estado fiscalizador ou licenciador pode responder solidariamente, e se há conhecimento do que práticas pretéritas podem ter causado ao solo e às águas subterrâneas com a construção de um procedimento para identificação de ações de remediação de áreas contaminadas, o mesmo não se justificará para novas atividades/empresas que solicitam a emissão de licença prévia ou a licença prévia junto com a licença de instalação.

O responsável legal que tenha interesse em licenciar seu empreendimento em área que tenha abrigado anteriormente atividade potencialmente geradora de área contaminada ou em área com suspeita de contaminação deverá, no processo de licenciamento, apresentar um relatório de avaliação preliminar. Se este concluir pela suspeita da área, elaborar um relatório de investigação confirmatória (art. 97 do Decreto n. 59.263/2013). Os pedidos de licenças subsequentes, de instalação ou de operação, devem estar instruídos com os relatórios. É prática também averiguar a existência de processo de gerenciamento de áreas contaminadas no órgão ambiental durante a apreciação de renovação de licenças de operação.

O Estado é responsável solidário na gestão de áreas contaminadas quando assume a responsabilidade pelas áreas órfãs, ou seja, nas quais não foi possível identificar um responsável legal. O Fundo Estadual para Prevenção e Remediação de Áreas Contaminadas (FEPRAC), criado pela Lei n. 13.577/2009, prevê um fundo para ser aplicado em determinadas situações.

Em seguida, apresentamos algumas jurisprudências do STJ referentes à responsabilidade solidária do Estado:

- ✓ REsp n. 1205171 originado a partir de uma Ação Civil Pública ajuizada pelo Ministério Público do Estado do Paraná contra a União devido a construções às margens de dois rios e do reservatório de uma usina. O Rel. Sérgio Kukina, do Tribunal Regional da 4ª Região, reconheceu conduta omissiva do Estado.

- ✓ REsp 1826761-RJ. O Rel. Min Herman Benjamin entendeu haver responsabilidade do município em loteamento irregular.

Quanto ao caso Shell em Paulínia, apresentado como estudo de caso, não foram localizadas, nas buscas conduzidas, informações referentes à eventual responsabilização do Estado. A Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) atuou na assistência técnica do Ministério Público e o órgão ambiental estadual tem dado prosseguimento nas ações de fiscalização e controle informando o Ministério Público das etapas cumpridas para o adequado gerenciamento da área. Importante seria resgatar o processo de parcelamento do solo de uma região que tinha vocação agrícola, mas que se transformou em polo industrial.

4.4.5 Responsabilidade solidária de terceiros

Extremamente importantes para a indústria e o comércio é a realização de determinados serviços, por exemplo, o transporte de produto e de resíduos. Estes prestadores têm responsabilidade solidária em situações de danos ambientais – os acidentes ambientais são um exemplo. Ainda que existam seguros de responsabilidade civil adotados por transportadoras, abrangem apenas as despesas de contenção do produto e, eventualmente, alguma despesa voltada aos lucros cessantes. Conforme explica Serrano *et al.* (2020), é importante, e necessário que despesas voltadas a reparar ou indenizar um dano ambiental também sejam cobertas por este terceiro.

Por exemplo, num acidente causado pelo derramamento de um produto químico, se houver escoamento do produto e infiltração no solo, a contaminação poderá atingir as águas subterrâneas, portanto, transportador e produtor podem ser solidariamente responsabilizados. Um terceiro prestador de serviços dentro de uma indústria poderá ser responsabilizado solidariamente por contaminação causada na empresa, que venha a gerar dano ambiental, e para a qual este terceiro contribuiu.

Esta constatação remete à importância da implantação de um sistema de gestão ambiental nas empresas que deve incluir diretrizes para a atuação do corpo funcional e de terceiros. É comum, em muitas empresas com elevado percentual de terceiros, a realização de treinamentos específicos voltados não somente à segurança ocupacional, mas também direcionados à preservação do meio ambiente.

Neste contexto, a jurisprudência para a responsabilidade solidária de terceiros registra diferentes situações, conforme demonstraremos a seguir.

✓ **TJ-RS, Apelação Cível AC 70085010577 RS, Publicação 03-09-2021, Rel. Des. Alexandre Mussoi Moreira**

O órgão ambiental estadual solicitou que a bandeira (empresa fornecedora do combustível) de um posto de combustíveis providenciasse a implantação de sistema de remediação no entorno; a bandeira recorreu. A 4ª Câmara Cível negou provimento alegando a responsabilidade solidária da empresa fornecedora de combustíveis apontando a Resolução CONAMA n. 273/2000.

✓ **TJ-SP, Apelação 11189112320158260100 SP 1118911 Publicação 25-10-2016, Rel. Mary Grün**

Compradores de imóvel alegaram danos materiais e morais pois adquiriram sem conhecimento de tratar-se de área contaminada, que foi reabilitada com posterior averbação na matrícula. A incorporadora e a empresa de negócios imobiliários foram colocadas no polo passivo; a incorporadora alegou ilegitimidade em preliminares, o que foi afastado pelo juiz. Os autores alegaram dano material pela inutilização das águas subterrâneas, afastada pelo fato de água subterrânea não compor a propriedade. A omissão dos vendedores foi reconhecida assim como os danos morais, pois a averbação posterior não afasta os transtornos e a desvalorização do imóvel. Recurso provido em parte.

✓ **TJ-RJ, Apelação APL n. 00292228220088190210-RJ, Publicação 16- 04-2014, Rel. Des. Juarez Fernandes Folhes**

Trata-se de ação civil pública face a um posto que exercendo a atividade de comércio varejista de combustíveis causou danos ambientais; foi acionada a empresa distribuidora do combustível (bandeira) considerada terceiro solidário.

✓ **STJ, Decisão Monocrática Agravo em Recurso Especial, ARESP1530357 SP 2019/0184326-0, Publicação 20-08-2019, Min. João Otávio de Noronha**

Empresa de empreendimentos imobiliários face à distribuidora de combustíveis de um antigo posto arguindo a responsabilidade solidária no saneamento do terreno. A decisão do Ministro resgata o art. 8º da Resolução CONAMA n. 273/2000 e mantém existência da responsabilidade solidária. Recurso desprovido.

Na pesquisa jurisprudencial, outros aspectos referentes à gestão de áreas contaminadas mostraram-se relevantes para o que propõe esta dissertação, conforme demonstraremos em seguida.

✓ **TJ-SP Apelação Cível AC 1096930982016 8260100, SP 1096930-98.2016.8.26.0100, Publicado 24-07-2020, Rel. Des. Nogueira Diefenthaler**

Apelação interposta pelo Ministério Público que face à sentença proferida nos autos de ação civil pública com uma indústria e o órgão ambiental estadual no polo passivo demanda que a empresa seja obrigada a apresentar investigação detalhada complementar ao órgão ambiental. O relator destaca ser impossível exigir solução técnica distinta daquela imposta pelo órgão ambiental no trato da área contaminada. Recurso desprovido.

No que tange às teses meritórias, propriamente ditas, igualmente não encontram espaço para o acolhimento. E isto, porque, consoante vasto conjunto probatório reunido nestes autos, resta indvidoso que a área em discussão bairro de Jurubatuba, São Paulo foi fiscalizada, monitorada e encontra-se em processo de restauração, TRIBUNAL DE JUSTIÇA PODER JUDICIÁRIO São Paulo Apelação Cível n. 1096930-98.2016.8.26.0100 – São Paulo – VOTO n. 7/13 consoante parecer expedido pela CETESB. Incontroverso outrossim, que o órgão ambiental consignou em longo do parecer técnico de n. 162/ESCA/2008 a necessidade de a empresaadotar os procedimentos para conter as contaminações por compostos orgânicos voláteis, semivoláteis, chumbo, boro, níquel, benzeno etc. Além disso, a exigência imposta pela CETESB para a empresa consistiu na recuperação, aplicação de medidas de intervenção e monitoramento e das áreas afetadas pelas contaminações. E, como demonstrado por meio do procedimento administrativo de acompanhamento das contaminações exigido pela CETESB, sob orientação do Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, pela Lei Estadual n. 13.577/09 e amparado no Decreto n. 59.263/2013, demonstrou-se que a empresa ré adotou os procedimentos necessários para remediação da área contaminada.

Há também um importante registro de requerimento de incidente de resolução de demandas repetitivas pelo Ministério Público do Estado de São Paulo para a apreciação do Grupo Especial de Câmara de Direito Ambiental do TJ-SP. O Ministério Público entende ser necessário homogeneizar o tratamento jurídico aplicável à gestão de áreas contaminadas urbanas e a reparação integral das áreas contaminadas; na sua impossibilidade, a compensação ou indenização. Não é suficiente a remediação

para o uso declarado proposta no procedimento da CETESB. O incidente de resolução de demandas repetitivas foi discutido no Processo n. 2116 110-58.2017.8.26, julgado improcedente em 10-08-2017 com publicação do Voto em 31-08-2017, sob a relatoria de Paulo Celso Ayrosa Monteiro de Andrade.

Destaca-se que o fato de terem sido proferidas decisões diferentes tem vínculo estreito com as argumentações técnicas, principalmente com o Modelo Conceitual que é específico para cada caso e que demanda soluções diferentes.

5 CONCLUSÕES

A preocupação referente às contaminações no solo e nas águas subterrâneas surgiu apenas no século XX, embora as causas de alteração na qualidade destas matrizes possam ser anteriores à industrialização. Na urbanização, que é processo dinâmico, muitas áreas que abrigavam atividades industriais ou operações que pudessem causar impacto negativo ao meio ambiente, ao serem desativadas, deixaram um passivo invisível no solo e nas águas subterrâneas, passivos esses que começaram a ser identificados no mundo ao final da década de 1970, e no Brasil, ao final da década de 1990.

O Estado de São Paulo, conforme apresentado, na esfera da administração pública, implantou uma política pública calcada em procedimentos para um adequado gerenciamento de áreas contaminadas. Primeiramente, o procedimento foi publicado em forma de um manual, em 1999, com pressupostos e regras similares às estabelecidas na Europa, nos Estados Unidos e no Canadá. O lançamento deste manual ocorreu praticamente no mesmo período em que a Comunidade Europeia iniciava debates quanto às ferramentas a serem utilizadas demonstrando o avanço da ciência brasileira para o tema à época. O modelo paulista tem servido de base para a gestão do tema em outros estados.

A elaboração de procedimentos de identificação e de gestão de áreas contaminadas têm papel extremamente importante no resgate da qualidade ambiental possibilitando, nas áreas urbanas, sua reutilização, seja para fins residenciais, comerciais ou industriais, e demanda a averiguação da existência de risco à saúde humana, e ecológico, quando aplicável. Isto porque podem não existir receptores ecológicos e padrões de comparação para essa análise pois, para caracterizar a existência ou não de dano ecológico seria necessário identificar receptores presentes e ter informações a respeito antes da contaminação e, após o aporte dos contaminantes, verificando se houve alterações significativas naquele ecossistema.

A principal contribuição desta pesquisa diz respeito à tomada de decisão quanto à necessidade de avaliação de risco ecológico, em área urbana, há muito tempo ocupada em vários locais e, com elevado grau de antropização. A depender do Modelo Conceitual, não é possível identificar receptores, logo, não se justifica essa avaliação.

Várias circunstâncias precisam ser consideradas na gestão de áreas contaminadas, entre as quais as diferenças regionais da qualidade da matriz solo e os

receptores que ocupam o local sob avaliação. O fato é que não há como identificar a existência de risco à saúde humana ou ecológico sem padrões de comparação. Os valores definidos como valores de corte, conforme tem sido apontado, são extremamente conservadores e indicam apenas a necessidade de um olhar diferenciado, com um número maior de observações, de resultados de análise nas matrizes ambientais, antes da tomada de decisão, pois a alteração pode ser pontual, não significativa, sem cenário de risco que se complete.

O procedimento proposto e implantado pelo órgão ambiental em São Paulo tem entre os seus objetivos identificar a existência de risco que demandará a proposição de uma ou mais medidas de intervenção de maneira a impedir a exposição ao perigo. Quando é necessária a implantação de medida de remediação para eliminar os contaminantes, em muitos casos, ainda que a contaminação tenha sido adequadamente identificada, delimitada e medidas de intervenção de remediação tenham sido providenciadas, minimizar as concentrações pode, por exemplo, não atender, naquele momento, os padrões de potabilidade. Nesta situação, a depender do Modelo Conceitual, inexistindo o cenário de utilização da água, se as concentrações estiverem próximas do padrão, a imposição de medida de intervenção institucional, qual seja, a restrição do uso das águas subterrâneas seria uma possibilidade, sem prejuízo do monitoramento.

A obrigação de remediar a área é do proprietário, que nem sempre é o responsável pela contaminação. Porém, como o entendimento é de que a natureza jurídica da preservação ambiental deriva da coisa, têm sido cobradas indenizações também dos proprietários, fato combatido por alguns autores sob a alegação da diferença entre obrigação *propter rem* e responsabilidade civil e em razão do fato da transferência de propriedade ter ocorrido há muito tempo. É importante considerar o fato de que muitas contaminações datam de fases anteriores à ocupação atual. Assim, parece sensato que o proprietário ou possuidor atual tenha a oportunidade de comprovar não ter sido responsável pela contaminação sem prejuízo na obrigação de remediar e sem impedimento do direito de regresso daquele que foi cobrado por um dano que não praticou, face a quem praticou. No entanto, embora o dano ambiental seja imprescritível, a demanda contra o responsável terá prazo prescricional – é possível aplicar a tese de vício oculto a partir da identificação da contaminação.

Ao longo de quase meia década de debates internacionais referentes à importância do meio ambiente, a identificação e a remediação de áreas contaminadas

urbanas, até que atinjam concentrações aceitáveis dos contaminantes, para o uso declarado, pode ser uma solução suficiente e aceitável. A legislação estadual em São Paulo fixou diretrizes e procedimentos que têm, na esfera administrativa, sido aplicados pelos agentes públicos para anuir, ou não, com a ocupação segura de áreas urbanas, outrora contaminadas, impedindo o abandono e a ocupação clandestina, revitalizando áreas a exemplo do que é praticado em outros países, como visto no capítulo 3 desta pesquisa. A jurisprudência tem apontado que não se pode exigir ações diferentes daquelas solicitadas e validadas pelo órgão ambiental.

A valoração de danos ambientais é importante, não somente para fins de indenização, mas também porque pode ser utilizada para embasar os prêmios em seguros ambientais de forma mais consistente. No entanto, deve-se cuidar para que a valoração monetária não se torne uma estratégia de pagamento pela contaminação, e o proprietário e/ou responsável pela atividade assuma não ser necessário providenciar as medidas de intervenção necessárias para a adequada gestão do passivo de acordo com os procedimentos desenvolvidos e implantados pelo órgão ambiental, uma vez que terá de pagar pela indenização.

O procedimento implantado no Estado de São Paulo prevê a aplicação de sanções administrativas diferentes, a depender da situação. Ao infringir uma ou mais regras estabelecidas para o gerenciamento, existem penalidades previstas nos artigos do Decreto Estadual n. 59.263/2013. Seus procedimentos e os trâmites administrativos estão esclarecidos na Decisão de Diretoria n. 38/2017/C, e na Instrução Técnica n. 39, publicada em dezembro de 2017, com atualização em agosto de 2019. O órgão ambiental estadual, no processo de identificação e de gestão de áreas contaminadas, demanda e fiscaliza o cumprimento de todas as etapas. Exige a avaliação de risco para o uso declarado garantindo que o termo de reabilitação seja emitido somente para áreas que não representem risco à saúde humana de acordo com os cenários de exposição validados no Modelo Conceitual estabelecido para a área. A averbação da matrícula garante a publicidade do estágio do gerenciamento em que se encontra a área, e eventuais restrições temporárias, por exemplo, a captação e a utilização da água subterrânea.

A remediação, até concentrações aceitáveis para o uso declarado, em áreas urbanas, parece ser condição razoável uma vez que pressupõe o monitoramento as águas subterrâneas ainda por um período, determinado caso a caso, após o atingimento das metas de remediação. E evita que antigas áreas comerciais e

industriais sejam abandonadas, sem a gestão necessária, facilitando a ocupação clandestina por sem-teto o que poderia se transformar em um problema adicional por eventuais questões de saúde pública.

Diferente é a situação quando a contaminação ocorrer em área com receptores ecológicos identificáveis seja por um acidente, seja pelo aporte de contaminantes originados em fonte diversa e que tenham atingido a área de interesse. Nestas situações, a avaliação de risco ecológico aplica-se nos moldes de política pública específica, a ser implantada, a exemplo do que existe como proposta em outros países. Essa política deve atentar e rever, se for o caso, as legislações de uso e de ocupação do solo, estabelecendo clara competência para a tomada das decisões. A valoração dos danos irá identificar, no Modelo Conceitual da área, as espécies atingidas e utilizar as técnicas de econometria sem prejuízo da necessária remediação da área pelo responsável pela contaminação.

A valoração dos danos intercorrentes ou lucros cessantes ambientais tem sido providenciada pelo Ministério Público que propôs diretrizes para o cálculo em diferentes situações de dano. Para contaminação, o cálculo de valoração deixa de considerar vários aspectos importantes para a identificação do dano ambiental, e é feito com base na estimativa do volume total de água, colocando o valor estimado no preço do metro cúbico, desconsiderando outras variáveis, conforme apontado no capítulo 4. Neste sentido, a ferramenta de avaliação de risco prevista no procedimento de gerenciamento de áreas contaminadas pode ser um auxiliar poderoso para levantar a existência de danos ambientais.

Na verificação da ocorrência de risco à saúde humana a partir de uma área contaminada, os modelos matemáticos, convertidos em planilhas, permitem identificar a probabilidade em cenários reais e hipotéticos. Se confirmada a possibilidade de risco à saúde humana, outros atores estatais seriam necessários para monitorar o dano à saúde de trabalhadores e/ou residentes a partir de uma área contaminada, uma vez que existem outros fatores na sociedade moderna que respondem por efeitos tóxicos e carcinogênicos. Neste contexto, a planilha de avaliação de risco e o cadastro de áreas contaminadas têm funcionado como apoio para a gestão de saúde pública.

Embora o risco ecológico esteja apontado em várias normas e legislações, identificá-lo e quantificá-lo a partir da contaminação de solo e/ou águas subterrâneas é um grande desafio. Há procedimentos propostos na literatura internacional e

nacional para identificar esta modalidade de risco que depende de uma série de circunstâncias.

Objetivamente, entende-se que com base na literatura técnica consultada nem toda contaminação representaria efeito adverso à saúde humana ou ao ecossistema, assim, a avaliação de risco é a ferramenta indicada para identificar esses efeitos.

O dano poderia ser configurado após a avaliação de risco, a partir da qual se verifica se as concentrações no ponto de exposição estão acima das máximas aceitáveis, confirmando-se com as análises nos receptores. No caso, a saúde humana, a avaliação médica e a coleta de amostras de sangue, urina e outras que sejam indicadoras da exposição, e de organismos do ecossistema no caso da avaliação de risco ecológico. Os critérios ainda merecem debates, conforme apontamos nesta pesquisa.

O risco ecológico é possível, existem procedimentos e literatura, mas irá variar a depender do Modelo Conceitual que, como visto, é o norte para o gerenciamento de áreas contaminadas, por isso, não há como proceder de um único modo, nem técnica nem juridicamente. Para além disso, o órgão ambiental no Estado de São Paulo já tem um projeto de norma para esta avaliação.

A técnica para valoração tem recebido várias propostas; entende-se que os métodos sugeridos precisam ser defensáveis explicando as funções assumidas para cada parcela da equação. Em princípio, qualquer pessoa ou instituição pode propor metodologias, mas é o Ministério Público quem tem proposto ferramentas, a partir do documento publicado em 2021. Para áreas contaminadas, o método sugerido não parece adequado porque calcula o volume de água desconsiderando outros aspectos. A avaliação de risco pode auxiliar no levantamento dos danos e os critérios podem ser debatidos por vários atores.

O agente público na esfera administrativa avalia os relatórios, vistoria a área, audita as metas máximas aceitáveis e os resultados dos monitoramentos tendo, com base na lei e nos documentos orientativos, a competência para decidir tecnicamente se a área pode ou não atender determinado uso proposto.

REFERÊNCIAS

ADAMS, John. **Risco**. São Paulo: SENAC, 2009.

AHMED, Denise Setsuko Okada. **Áreas contaminadas e sua inserção no planejamento urbano da cidade do Rio de Janeiro**: a relevância jurídica dos instrumentos urbano-ambientais. Tese (Doutorado em Planejamento Urbano e Regional). Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <http://objdig.ufrj.br/42/teses/858645.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2021.

ALAGO, Iride. **Ainda hoje um desafio para as empresas**. 21 jul. 2020. Disponível em: <https://www.chemicalrisk.com.br/ghs-no-brasil/>. Acesso em: 16 out. 2021.

ALY JÚNIOR, Osvaldo; BERTOLO, Reginaldo; HIRATA, Ricardo; PUGGA, Bruno P. Princípios da valoração dos recursos hídricos subterrâneos impactados por atividades contaminantes, p. 161-183. In: **Temas de Direito Ambiental**. Ministério Público de São Paulo. Imprensa Oficial do Estado, São Paulo, 2015.

AMARAL, Luiz Augusto do et al. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. **Revista Saúde Pública**, n. 37 (4), ago. 2003, Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rsp/a/Gf5rNkVxPCSQYSXxHGykMFB/?lang=pt#ModalTutors>. Acesso em: 01 ago. 2021.

AMBSCIENCE. **Novo Rio Pinheiros**: o que sabemos sobre a despoluição? Disponível em: <https://ambscience.com/novo-rio-pinheiros-o-que-sabemos-sobre-a-despoluicao/#:~:text=De%20acordo%20com%20reportagem%20recente,Rio%20Pinheiros%20progrediram%20em%202020.&text=Segundo%20o%20site%20do%20Novo,que%20equivale%20a%2015.037%20caminh%C3%B5es>. Acesso em: 07 jun. 2021.

ANDRADE, Rodrigo Bonfim. Introdução ao método de valoração contingente: teoria, potencialidades e limitações. Universidade de Brasília. **Congresso PET – Economia** 2011. Disponível em: <https://petecounb.files.wordpress.com/2011/05/valorac3a7c3a3o-contingente.pdf>. Acesso em: 25 dez. 2021.

ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DO ESTADO DE SÃO PAULO (ALESP-SP). **Contaminação na Vila Carioca pela Shell é debatida**. 11 jun. 2002. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/noticias/19473-contaminacao-na-vila-carioca-pela-shell-e-debatida/>. Acesso em: 17 jun. 2021.

BAUMAN, Zygmunt. **Modernidade líquida**. Rio de Janeiro: Zahar, 2001.

BECHARA, Erika. A responsabilidade civil do poluidor indireto e a obrigação *propter rem* dos proprietários de imóveis ambientalmente degradados. **Cadernos Jurídicos da Escola Paulista de Magistratura**, São Paulo, ano 20, n. 48, p.137-165, mar.-abr. 2019. Disponível em: <https://sbsa.com.br/wp-content/uploads/2020/06/Artigo-responsabilidade-poluidor-indireto-4.pdf>. Acesso em: 29 dez. 2021.

BECK, Ulrich. **Sociedade de risco**. São Paulo: Editora 34, 2010.

BENNETT, Jeff; BLAMEY, Russell. **The choice modelling approach to environmental valuation**. Edward Elgar, Publishing Limited, Cheltenham, U.K, 2001.

BERNSTEIN, Peter L. **Desafio aos deuses** – a fascinante história do risco. 14. ed. Rio de Janeiro: Campus, 1997.

BERTOLO, R. A.; HIRATA, R.; ALY JUNIOR, O. Método de valoração da água subterrânea impactada por atividades contaminantes no Estado de São Paulo. **Águas subterrâneas**, v. 33, p. 303-313, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/ras.v33i3.29479>. Acesso em: 24 jan. 2022.

BITTENCOURT, Darlan Rodrigues; MARCONDES, Ricardo K. Lineamentos da responsabilidade civil ambiental. **Revista dos Tribunais**, v. 86, n. 740, jun.1997.

BOCK, Pieter de. **Questions & answers on environmental law in Belgium**. Disponível em: <https://www.cliffordchance.com/content/dam/cliffordchance/briefings/2012/12/qa-on-environmental-law-in-belgium.pdf>. Acesso em: 11 ago. 2021.

BORGES, Rosana Maria de Macedo; MARCÍLIO, Thiago Gomes. A ética ambiental em Platão. **Revista Educação Ambiental em Ação**, jun. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Brasil desativa mais de 600 lixões em menos de um ano**. 22 abr. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/pt-br/noticias/meio-ambiente-e-clima/2021/04/brasil-desativa-mais-de-600-lixoes-em-menos-de-um-ano>. Acesso em: 15 out. 2021.

BRASIL. Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais (COPAM). **Deliberação Normativa n. 02/2010**. Publicado no Diário Executivo de Minas Gerais em 08 dez. 2017. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=14670>. Acesso em: 03 set. 2021.

BRASIL. **Lei n. 14.026/2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm. Acesso em: 29 jul. 2021.

BRASIL. **Lei Federal n. 12.305/2020**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 29 jul. 2021.

BRASIL. **Lei n. 6.938/1981**. Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 29 jul. 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação n. 5 de 28 set. 2017**. Disponível em: <https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/março/29/PRC-5-Portaria-de-Consolidação-n-5-de-28-de-setembro-de-2017.pdf>. Acesso em: 04 set. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Extrato de acordo de cooperação**. Brasília, DF, 2020. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/extrato-de-acordo-de-cooperacao-294725323>. Acesso em: 26 jun. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Programa Nacional para Recuperação de áreas Contaminadas**. André Luiz Felisberto França, Luiz Gustavo Gallo Vilela (coord.). Brasília, DF, 2020. Disponível em: Recuperação de Áreas Contaminadas — Português (Brasil). Acesso em: 28 jul. 2021

BRASIL Ministério do Meio Ambiente. **Portaria n. 603/2020**. Brasília, DF, 2020. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-603-de-10-de-dezembro-de-2020-293537585>. Acesso em: 26 jun. 2021.

BRASIL. Senado Federal. Rumo a 4 bilhões de toneladas por ano. **Revista Em Discussão**, Brasília. 22 set. 2014. Disponível em: <http://www.senado.gov.br/noticias/jornal/emdiscussao/residuos-solidos/materia.html?materia=rumo-a-4-bilhoes-de-toneladas-por-ano.html>. Acesso em: 01 ago. 2021.

CANADÁ. Departamento de Saúde do Canadá. **Relatórios e publicações de áreas contaminadas**. 31 mar. 2021. Disponível em: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/contaminated-sites.html>. Acesso em: 19 ago. 2021.

CERRI NETO, Mauro; FERREIRA, Gilda Carneiro. Poluição: incompatibilidades entre conceitos legal e técnico. **Geociências**, v. 28, n. 2, jan. 2009, p. 165-180. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/3506/2930>. Acesso em: 24 jun. 2021.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Condomínio Residencial Barão de Mauá**. 2013. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/2013/11/22/condominio-residencial-barao-de-maua-municipio-de-maua/>. Acesso em: 13 nov. 2021.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Cetesb convoca postos para o licenciamento ambiental**. 05 jan. 2001. Disponível em: <https://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Servicos/licenciamento/postos/relacao3.asp>. Acesso em: 07 set. 2021.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Rio Declaration, United Nations Conference on Environment and Development**. Rio de Janeiro, Brasil, 3-14 jun. 1992. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/proclima/wp-content/uploads/sites/36/2013/12/declaracao_rio_ma.pdf. Acesso em: 13 nov. 2021.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. Elton Gloeden, André Silva Oliveira, Fernando Ricardo Scolamieri Pereira (org.). 3. ed. São Paulo: CETESB, 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/documentacao/manual-de-gerenciamento-de-areas-contaminadas/informacoes-gerais/apresentacao/>. Acesso em: 14 maio 2021.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Cetesb aplica multa à Shell, em Paulínia.** 28 jun. 2004. Disponível em: <https://www.saopaulo.sp.gov.br/eventos/meio-ambiente-cetesb-aplica-multa-a-shell-em-paulinia/>. Acesso em: 16 jun. 2021.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Norma Técnica P4231/2005 – Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola.** 3. ed. DOU – Caderno Executivo I, v. 125, n. 30, 13 fev. 2015, Poder Executivo, Seção I, p. 51-53. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/11/P4.231_Vinha%C3%A7a_-Crit%C3%A9rios-e-procedimentos-para-aplicar%C3%A7%C3%A3o-no-solo-agr%C3%ADcola-3%C2%AA-Ed-2%C2%AA-VERS%C3%83O.pdf. Acesso em: 03 set. 2021.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Postos e Sistemas Retalhistas de Combustíveis.** Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/licenciamentoambiental/postos-e-sistemas-retalhistas-de-combustiveis/>. Acesso em: 17 jun. 2021.

CETESB. **Norma Técnica P4.001.** Avaliação de Risco Ecológico (ARE), 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2020/10/NTC-P4.001-EM-CONSULTA-PUBLICA-03.11.2020.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2020.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Procedimento para a identificação de passivos ambientais em estabelecimentos com sistema de armazenamento aéreo de combustíveis (SAAC).** Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/licenciamento/arquivos/S705.pdf>. Acesso em: 16 jun. 2021.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Recuperação da área do aterro Mantovani ganha novo reforço.** 19 maio 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/blog/2020/05/19/recuperacao-da-area-do-aterro-mantovani-ganha-novo-reforco/>. Acesso em: 16 jun. 2021.

CETESB. **Norma técnica.** Avaliação de Risco Ecológico (ARE). Consulta pública. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2020/10/NTC-P4.001-EM-CONSULTA-PUBLICA-03.11.2020.pdf>. Acesso em: 21 dez. 2020.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relação dos convocados.** 07 set. 2001. Disponível em: <https://www.saopaulo.sp.gov.br/ultimas-noticias/cetesb-convoca-postos-para-o-licenciamento-ambiental/>. Acesso em: 07 set. 2021.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Áreas Contaminadas e Reabilitadas no Estado de São Paulo – 2020.** Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2021/03/TEXTO-EXPLICATIVO-2020.pdf>. Acesso em: 26 jun. 2021.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Valores orientadores para solo e água subterrânea.** Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/solo/valores-orientadores-para-solo-e-agua-subterranea/>. Acesso em: 13 jun. 2021.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Declaração da Conferência de ONU no Ambiente Humano.** Disponível em:
<https://cetesb.sp.gov.br/posgraduacao/wp-content/uploads/sites/33/2016/09/Declara%C3%A7%C3%A3o-de-Estocolmo-5-16-de-junho-de-1972-Declara%C3%A7%C3%A3o-da-Confer%C3%A3ncia-da-ONU-no-Ambiente-Humano.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2021.

CHAPMAN, Peter M. **Determining when contamination is pollution – weight of evidence determinations for sediments and effluents.** Environ. Int. 2007. May; 33. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/17027966/#:~:text=Contamination%20is%20simply%20the%20presence,not%20all%20contaminants%20are%20pollutants>. Acesso em: 29 out. 2021.

CID, Felipe. **IBAMA Tópicos em avaliação de impactos ambientais para discussão em aula.** Disponível em:
https://repositorio.enap.gov.br/bitstream/1/3121/8/8%20Apresentacao_Topicos%20discuss%C3%A3o%20AIA_Licenciamento%20Ambiental.pdf. Acesso em: 18 jun. 2021.

COMUNIDADE EUROPEIA. **Austria:** enviroment. Disponível em:
https://ec.europa.eu/environment/legal/liability/pdf/wel_export.pdf. Acesso em: 09 ago. 2021.

CONFEDERAÇÃO SUÍÇA. Escritório Federal para o Meio Ambiente (FOAN). **Status de manuseio de locais contaminados.** Abr. 2021. Disponível em:
<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/altlasten/fachinformationen/altlastenbearbeitung/stand-der-altlastenbearbeitung-in-der-schweiz.html>. Acesso em: 30 nov. 2021.

CONSELHO NACIONAL DO MINISTÉRIO PÚBLICO. **Diretrizes para valoração de danos ambientais,** 478 p., 2021. Disponível em:
https://www.cnmp.mp.br/portal/images/Publicacoes/documentos/2021/DIRETRIZES-PARA-VALORACAO-DE-DANOS-AMBIENTAIS_compressed1.pdf. Acesso em: 01 dez. 2021.

COPAM. **Deliberação Normativa n. 217 de 8 de dezembro de 2017.** Estabelece critérios para a classificação de acordo com o porte e potencial poluidor. Disponível em: http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?id_Norma=45558. Acesso em: 03 set. 2021.

DARMENDRAIL, Dominique. **The French approach to contaminated-land management.** Revision 1 BRGM/RP-52276-FR, 2003. 148 p. Disponível em:
https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/38/116/38116726.pdf?r=1&r=1. Acesso em: 10 ago. 2021.

DIXON, John A. **Environmental valuation:** challenges and practices economics and conservation in the tropics: a strategic dialogue. jan. 31- fev. 1, 2008. Disponível em:
https://www.conservation-strategy.org/sites/default/files/field-file/Tropics_Conference_Dixon_Environmenta_Valuation.pdf. Acesso em: 18 dez. 2021.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Resource Conservation and Recovery Act (RCRA) Corrective Action.** Disponível em: <https://www.epa.gov/regulatory-information-topic/regulatory-and-guidance-information-topic-land-and-cleanup#rcra>. Acesso em: 07 ago. 2021.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Superfund:** CERCLA Overview. Disponível em: <https://www.epa.gov/superfund/superfund-cercla-overview>. Acesso em: 07 jun. 2021.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Technologies for cleaning up contaminated sites.** Disponível em: <https://www.epa.gov/remedytech>. Acesso em: 01 jul. 2021.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Integrated risk information system.** Disponível em: <https://www.epa.gov/iris>. Acesso em: 01 jul. 2021.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Superfund site:** love canal. Niagara Falls, NY. Disponível em: <https://cumulis.epa.gov/supercpad/SiteProfiles/index.cfm?fuseaction=second.Cleanup&id=0201290#bkground>. Acesso em: 30 jul. 2021.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Types of RCRA corrective actions.** Disponível em: <https://www.epa.gov/enforcement/types-and-approaches-rcra-corrective-action-enforcement-actions#type>. Acesso em: 24 jun. 2021.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Human health risk Assessment.** Disponível em: <https://www.epa.gov/risk/human-health-risk-assessment#:~:text=A%20human%20health%20risk%20assessment,exposed%20to%20chemicals%20in%20contaminated>. Acesso em: 16 jan. 2022.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Progress in management of contaminated sites.** 02 maio 2014. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3/assessment>. Acesso em: 31 jul. 2021.

FALCONI, Marco. **Progress in contaminated sites management in Europe.** International Conference on Contaminated Land Management and Rehabilitation. Lisboa, 11-14 maio 2021.

FERGUSON, C. et al. **Risk assessment for contaminated sites in Europe.** v. I, Scientific Basis. LQM Press, Nottingham, 1998. Disponível em: http://ctntes.arpa.piemonte.it/Bonifiche/Documenti/Altridocumenti/CARACAS_RiskAssessment.pdf. Acesso em: 01 set. 2021.

FERGUSON, Colin C. **Assessing risks from contaminated sites:** policy and practice in 16 European countries, land contamination & reclamation, 7 (2), Editora European People's Party, 1999. Disponível em: <http://epppublications.com/Documents/07-2-1.pdf>. Acesso em: 16 jun. 2021.

FERRONATO, Navarro; TORRETA, Vincenzo. Waste mismanagement in developing countries: a review of global issues. **Int. J. Environ. Res. Public Health.** 24 mar. 2019. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6466021/>. Acesso em: 01 ago. 2021.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Denmark national level.** Disponível em: <https://www.ecolex.org/details/legislation/order-no-1552-on-on-the-determination-of-priorities-for-public-action-on-contaminated-soil-lex-faoc129411/>. Acesso em: 12 ago. 2021.

FUNDAÇÃO ELLEN MAC ARTHUR. **Towards the circular economy:** economic and business rationale for an accelerated transition. v. 1, 2013. Disponível em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/publications/Ellen-MacArthur-Foundation-Towards-the-Circular-Economy-vol.1.pdf>. Acesso em: 01 ago. 2021.

GLOEDEN, Elton. **Gerenciamento de áreas contaminadas na Bacia Hidrográfica do Reservatório Guarapiranga.** São Paulo. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, 1999. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44133/tde-12022015-152823/pt-br.php>. doi:10.11606/T44.1999.tde-12022015-152823. Acesso em: 07 jun. 2021.

GLOEDEN, Elton; TANURE, Fernanda Abreu. Considerações técnicas e jurídicas sobre a imprecisão do método de valoração da água subterrânea impactada por atividades contaminantes no Estado de São Paulo. **Revista Síntese do Direito Administrativo**, RDSA n. 176, ago. 2020, parte geral, p. 49-70, Tribunal de Justiça do Distrito Federal e Território, 2020.

GONÇALVES, Carlos Roberto. **Direito civil brasileiro – responsabilidade civil.** v. 4. 12. ed. São Paulo: Saraiva, 2017.

HARRISON, Glenn. **Assessing damages for the Exxon Valdez Oil Spill.** Feb. 2006, 57 p. Disponível em: <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.504.3840&rep=rep1&type=pdf> Acesso em: 29 dez. 2021.

HASSUDA, Seiju. **Impactos da infiltração da vinhaça de cana no aquífero Bauru.** Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 1989. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44133/tde-19082015-121012/pt-br.php>. Acesso em: 07 jun. 2021.

HOLANDA. Ministérios da Infraestrutura e Meio Ambiente. **Inventory, identification and financing of contaminated sites in the Netherlands.** 2017. Disponível em: <https://circabc.europa.eu/sd/a/8e5e8bad-0e8c-45cf-bd02-a05ba22eb641/Presentation%20-%20Inventory%252c%20identification%20and%20financing%20of%20contaminated%20sites%20in%20the%20Netherlands.pdf>. Acesso em: 31 jul. 2021.

JANMAIMOOI, Piyapong; WATANABE, Tsunemi. **International Journal of Environmental Research and Public Health.** 2014 jun. 11 (6), p. 6.291-6.313. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4078580/>? Acesso em: 16 out. 2021.

JONAS, Hans. **O princípio da responsabilidade:** ensaio de uma ética para a civilização tecnológica. Rio de Janeiro: Contraponto| PUC-Rio, 2006.

JUNCÁ, Denise Chrysóstomo de Moura. **Mais que sobras e sobrantes:** trajetórias de sujeitos no lixo. Tese (Doutorado na Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca/FIOCRUZ). Rio de Janeiro, 2004.

KHALATBARI, Y; BAVAND, D. Hermidas; ZARE, A; Poorhashemi, S.A. Development of the concept of “environmental damage” in international environmental law. **Caspian J. Environ. Sci.**, v. 14, 2016.

KOTSCHO, Ricardo. Aterros no limite e baixa coleta de recicláveis desafiam a limpeza de São Paulo. **Folha de S. Paulo**. 23 abr. 2019. Disponível em: <https://www1.folha.uol.com.br/cotidiano/2019/04/aterros-no-limite-e-baixa-coleta-de-reciclaveis-desafiam-limpeza-de-sao-paulo.shtml>. Acesso em: 01 ago. 2021.

KUHN, Thomas S. **A estrutura das revoluções científicas.** 5. ed. São Paulo: Perspectiva, 1998.

LEMOS, Patrícia Faga Iglecias. **Meio ambiente e responsabilidade civil do proprietário.** 2. ed. São Paulo: RT, 2012.

LIPOVETSKY, Gilles. **A felicidade paradoxal:** ensaio sobre a sociedade de hiperconsumo. São Paulo: Companhia das Letras, 2007.

MADE FOR MINDS. **1976:** explosão provoca vazamento de dioxina em Seveso. Disponível em: <https://www.dw.com/pt-br/1976-explos%C3%A3o-provoca-vazamento-de-dioxina-em-seveso/a-871315>. Acesso em: 06 set. 2021.

MAGLIANO, Mauro Mendonça; ANGELO, Humberto. **The lack of economic environmental damage valuation – a critical review of Fundão Disaster.** CERNE 26 (1) jan.-mar. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/01047760202026012640>. Acesso em: 22 ago. 2021.

MAGNUSON, E. A problem that cannot be buried. **TIME** n. 41, 14 out., 1985.

MARCELINO, A.; HADDAD, E; AVENTURATO, H.: CAMPOS, M. V.; SERPA, R. R. **Proposta de critério para valoração monetária de danos causados por derrames de petróleo ou de seus derivados no ambiente marinho.** São Paulo: CETESB, 1992. Disponível em: https://site.mppr.mp.br/arquivos/File/bacias_hidrograficas/3_Doutrina/Artigo_Ambiental_Valoracao_Modelo_Cetesb.pdf. Acesso em: 22 ago. 2021.

MILARÉ, Édis. **Direito do ambiente:** a gestão ambiental em foco. 7. ed. São Paulo: RT, 2011.

MINAS GERAIS. Semad. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Inventário de áreas contaminadas**. Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: Feam 2020, p. 35. Disponível em: http://www.feam.br/images/stories/2021/AREAS_CONTAMINA DAS/Invent%C3%A1rio_2020_-_Final1.pdf. Acesso em: 06 set. 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Estudos Ambientais**. PNLA. Disponível em: <http://pnla.mma.gov.br/estudos-ambientais>. Acesso em: 20 ago. 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Portal Nacional de Licenciamento Ambiental** (PNLA). Estudos Ambientais. Disponível em: <http://pnla.mma.gov.br/estudos-ambientais>. Acesso em: 20 ago. 2021.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO MATO GROSSO DO SUL. Nota Técnica MPMS. **Valoração de dano ambiental**. v. II, 2019, 41 p. Disponível em: <https://www.mpms.mp.br/downloads/assecom/metodologia-valoracao-parte-ii.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2021

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Ato PGJ n. 36/2011. 6 maio 2011. Disponível em: http://biblioteca.mppsp.mp.br/PHL_IMG/ATOS/036-2011.pdf. Acesso em: 24 jun. 2021.

NEGRI NETO, Afonso. Preços hedônicos. **Informações Econômicas**, SP, v. 33, n. 12, dez. 2003. Disponível em: <http://www.iea.sp.gov.br/out/publicacoes/pdf/seto3-1203.pdf>. Acesso em: 24 jan. 2022.

NUNES, Andréia R. Schneider. **Políticas públicas**. Enciclopédia jurídica da PUC-SP. Celso Fernandes Campilongo, Alvaro de Azevedo Gonzaga e André Luiz Freire (coord.). Tomo: Direitos Difusos e Coletivos. Nelson Nery Jr., Georges Abboud, André Luiz Freire (coord. de tomo). São Paulo: PUC-SP, 2017. Disponível em: <https://enciclopediajuridica.pucsp.br/verbete/376/edicao-1/politicas-publicas>. Acesso em: 05 set. 2021.

OGA, Seizi; CAMARGO, Márcia Maria de Almeida; BATISTUZZO, José Antonio de Oliveira. **Fundamentos de toxicologia**. 3. ed. São Paulo: Atheneu, 2008.

OGA, Seizi; SIQUEIRA, Maria Elisa P. B. Introdução à toxicologia. Cap.1.1. In: OGA, Seizi; CAMARGO, Márcia Maria de Almeida; BATISTUZZO, José Antonio de Oliveira. **Fundamentos de toxicologia**. 3. ed. São Paulo: Atheneu, 2008.

OLIVEIRA, Everton de. **Contaminação de aquíferos por hidrocarbonetos provenientes de vazamento de tanques de armazenamento subterrâneo**. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia). Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, 1992. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44133/tde-19112013-163218/pt-br.php>. Doi:10.11606/D.44.1992.tde-19112013-163218. Acesso em: 07 jun. 2021.

PEDROZO, Maria de Fátima; KUNO, Rúbia. Contaminantes da água e do solo. Cap. 2.6. In: OGA, Seizi; CAMARGO, Márcia Maria de Almeida; BATISTUZZO, José Antonio de Oliveira. **Fundamentos de toxicologia**. 3. ed. São Paulo: Atheneu, 2008.

PINHEIRO, António C. A. Valor econômico do solo: perspectivas pública e privada. **Revista da Sociedade de Ciências Agrárias de Portugal**. 2015. Disponível em: <https://revistas.rcaap.pt/rca/article/view/16347/13314>. Acesso em: 2 ago. 2021.

PORTAL NACIONAL DO DIREITO DO TRABALHO. Caso MPT x Shell-BASF: acordo histórico encerra maior ação da Justiça do Trabalho. 23 mar. 2018. Disponível em: <https://pndt.jusbrasil.com.br/noticias/100493300/caso-mpt-x-shell-basf-acordo-historico-encerra-maior-acao-da-justica-do-trabalho#:~:text=Adicione%20t%C3%B3picos,Caso%20MPT%20x%20Shell%2DBASF%3A%20acordo%20hist%C3%B3rico%20encerra%20maior,a%C3%A7%C3%A3o%20da%20Justi%C3%A7a%20do%20Trabalho&text=A%20Shell%20iniciou%20suas%20opera%C3%A7%C3%A3o%C3%A7%C3%85es,Minist%C3%A9rio%20do%20Trabalho%20e%20Emprego>. Acesso em: 16 jun. 2021.

POSITIVO. Obsolescência programada: descubra se existem eletrônicos feitos para estragar. Disponível em: <https://www.meupositivo.com.br/panoramapositivo/obsolescencia-programada/>. Acesso em: 01 ago. 2021.

POVEDA, Eliane Pereira Rodrigues. Seguro-garantia como instrumento econômico para a implementação do gerenciamento de áreas contaminadas. **Revista Síntese Direito Ambiental**, ano I, n. 3, p. 78-89, São Paulo: IOB. out. 2011.

PROCURADORIA REGIONAL DO TRABALHO DA 15ª REGIÃO. Caso Shell: justiça amplia o número de habilitados a receber o custeio prévio de saúde. Disponível em: <https://mpt-prt15.jusbrasil.com.br/noticias/3168063/caso-shell-justica-amplia-numero-de-habilitados-a-receber-o-custeio-previo-de-saude>. Acesso em: 13 dez. 2021.

QUERCIA, Francesca. **Italy:** the new legislation on the remediation of contaminated sites. Tour de Table. Comitê da OTAN sobre os Desafios da Sociedade Moderna – NATO CCMS. Reunião Piloto de Estudo. Atenas, Grécia 5. 7 jun. 2006. Disponível em: https://clu-in.org/athens/download/Tour_de_Table/Italy_Tour_de_Table.pdf. Acesso em: 20 ago. 2021.

RAZZOLINI, Maria Tereza Pepe; GUNTHER, Wanda Maria Risso. Impactos na saúde das deficiências de acesso a água. **Saúde Soc.** 17, 1, mar. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0034-89102003000400017>. Acesso em: 01 ago. 2021.

REINO DA BÉLGICA. Environment and Energy Agency of the Brussels-Capital Region of Belgium. **Brussels Environment (IBGE)**, Bruxelas, 24 fev. 2014. Disponível em: https://www.bamb2020.eu/info_box/brussels-environment-ibge/. Acesso em: 17 jun. 2021

REVISTA MEIO AMBIENTE INDUSTRIAL. Entidades firmam acordo de cooperação para gestão de áreas contaminadas. 11 dez. 2020. Disponível em: <https://rmai.com.br/entidades-firmam-acordo-de-cooperacao-para-gestao-de-areas-contaminadas/>. Acesso em: 26 jun. 2021.

RIO DE JANEIRO. **Decreto-Lei n. 134, de 16 de junho de 1975.** Disponível em: <http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/decest.nsf/83b1e%2011a446ce7f7032569ba0082511c/20e029cb4455f7dc03256b6d00638572?OpenDocument>. Acesso em: 09 ago. 2021.

RODRIGUES, Letícia Stevanato; ZANIRATO, Silvia Helena. Contaminação, comunicação e remediação dos riscos ambientais no Conjunto Heliópolis – Gleba L – SP: um estudo das representações dos moradores do local. **IX Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental.** São Bernardo do Campo. 26-29 nov. 2018. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2018/IV-004.pdf>. Acesso em: 03 ago. 2021.

ROSA, Tadeu. Área contaminada não precisa ser recuperada integralmente. **Consultor Jurídico.** 25 mar. 2016. Disponível em: <https://www.conjur.com.br/2016-mar-25/valida-norma-nao-exige-recuperacao-integral-area-contaminada>. Acesso em: 21 ago. 2021.

SÁNCHEZ, Luis Enrique. **Avaliação de impacto ambiental:** conceitos e métodos. 2. ed. São Paulo: Oficina de Texto, 2008.

SÁNCHEZ, Luis Enrique. Desengenharia. **O passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais.** São Paulo: Edusp/Fapesp, 2001.

SANDS, Phillippe; PEEL, J. **Principles of international environmental law.** 14. ed. Cambridge: University Press, 2012.

SANTOS, Manuela Arruda. Nos tempos dos tigres: o indesejável transporte dos dejetos no recife oitocentista. XXIV Simpósio Nacional de História. 2007. Associação Nacional de História. **ANPUH.** Disponível em: https://anpuh.org.br/uploads/anais-simposios/pdf/2019-01/1548210565_13d7074a7013f476ed4c67e6111145cb.pdf. Acesso em: 30 jul. 2021.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo.** 2020. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/12/plano-resi%CC%81duos-solidos-2020_final.pdf. Acesso em: 29 jul. 2021.

SÃO PAULO. **Decreto n. 59.263.** Regulamenta a Lei. n.13.577, de 8 de julho de 2009. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas e dá providências correlatas. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-59263-05.06.2013.html>. Acesso em: 16 jun. 2021.

SÃO PAULO. **Ação programada de desenvolvimento e proteção de águas subterrâneas no Estado de São Paulo.** Ago. 2017. Disponível em: https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/233/2017/10/Acao_programada_de_desenvolvimento_e_protecao_de_aguas_subterraneas.pdf. Acesso em: 07 set. 2021.

SÃO PAULO. **Decreto n. 32955, de 7 fevereiro de 1991.** Dispõe sobre a preservação dos depósitos naturais de águas subterrâneas do Estado. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1991/decreto-32955-07.02.1991.htm>. Acesso em: 03 set. 2021.

SÃO PAULO. **Lei n. 997, de 31 de maio de 1976.** Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1976/original-lei-997-31.05.1976.html>. Acesso em: 01 ago. 2021.

SÃO PAULO. **Lei n. 9.477, de 30 de dezembro de 1996.** Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1996/lei-9477-30.12.1996.html>. Acesso em: 01 set. 2021.

SÃO PAULO. Projeto São José do Rio Preto: restrição e controle de uso de água subterrânea. **Cadernos do Projeto Ambiental Estratégico Aquíferos**, n. 4. São Paulo, 2011.

SÃO PAULO. **Decreto n. 59.263.** Regulamenta a Lei n. 13.577, de 8 de julho de 2009. Dispõe sobre as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas e dá providências correlatas. Publicado em: 6-06-2013. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-59263-05.06.2013.html>. Acesso em: 16 jun. 2021.

SCHIANETZ, Bojan. **Passivos ambientais** – levantamento histórico, avaliação da periculosidade, ações de recuperação. Curitiba: Santa Mônica, 1999.

SCHMELZ, Christian; RAJAL, Bernd; TOTH, Christina. **Environmental law and practice in Austria:** overview. 1 out. 2012. Disponível em: [https://content.next.westlaw.com/6-503-1951?__IPTS=20201110133307831&transitionType=Default&contextData=\(sc.Default\)&firstPage=true](https://content.next.westlaw.com/6-503-1951?__IPTS=20201110133307831&transitionType=Default&contextData=(sc.Default)&firstPage=true). Acesso em: 09 ago. 2021.

SECCHI, Leonardo. **Políticas públicas:** conceitos, esquemas de análise, casos práticos. 2. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2015.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO. **Guia para avaliação do potencial de contaminação em imóveis.** São Paulo, CETESB, 2003.

SERRANO, Pablo Jiménez; YOSHIDA, Consuelo Yatsuda Moromizato; BORGES, Rosana Maria de Macedo. Seguro como instrumento de gestão de áreas contaminadas: experiências cubana e brasileira. **Revista Veredas do Direito**, Belo Horizonte v. 17, n. 39, p. 177-206, Belo Horizonte, set.-dez. 2020.

SETAC. Society of environmental toxicology and chemistry. **Risk management:** ecological risk-based decision-making, 2001.

SILVA JUNIOR, Luiz Francisco Tavares da. **Políticas públicas ambientais:** aspectos de gerenciamento ambiental para uma análise dos modelos de regulação além do comando e controle. Dissertação (Mestrado em Direito). São Paulo, 2014. Disponível em: <https://tede2.pucsp.br/bitstream/handle/6612/1/Luiz%20Francisco%20Tavares%20da%20Silva%20Junior.pdf>. Acesso em: 01 jun. 2021.

STEIGLEDER, Annelise Monteiro. Valoração de danos ambientais irreversíveis. **Revista do Ministério Público de Minas Gerais**, 2011.

TRIBUNAL DE CONTAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Estamos avançando na gestão do lixo?** Um panorama dos municípios do Estado de São Paulo frente ao Novo Marco Legal do Saneamento Básico. Sérgio Ciquera Rossi/Marcos Portella Miguel (coord.). São Paulo, 2021. Disponível em: https://www.tce.sp.gov.br/sites/default/files/publicacoes/Manual_TCESP%20-%20AUDESCP-IEGM_Gestao_do_Lixo%20-%20202021_0.pdf. Acesso em: 02 jul. 2021.

TRIBUNAL SUPERIOR DO TRABALHO. **Presidência do TST requisita processo do caso BASF/Shell.** Disponível em: http://www.tst.jus.br/noticias/-/asset_publisher/89Dk/content/presidencia-do-tst-requisita-processo-do-caso-bASF-shell-atualizada. Acesso em: 13 dez. 2021.

UMWELT BUNDESAMT. Agência Federal Alemã do Meio Ambiente. **Site Contamination.** 10 mar. 2014. Disponível em: <https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/soil-agriculture/site-contamination>. Acesso em: 31 jul. 2021.

UNESCO. **Ciência, Tecnologia e inovação no Brasil.** Disponível em: <https://pt.unesco.org/fieldoffice/brasilia/expertise/science-technology-innovation>. Acesso em: 27 jul. 2021.

UNIVERSITY at BUFFALO. **Love canal chronologies.** Reimpressão em 1980. Disponível em: <https://library.buffalo.edu/archives/lovecanal/about/chronologies.html>. Acesso em: 03 set. 2021.

VEIGA, Lene Holanda Sadler; FERNANDES, Horst Monken. Avaliação de risco para a saúde humana e ecossistemas. In: BRILHANTE, O. M.; CALDAS, L.Q.A. (coord.) **Gestão e avaliação de risco em saúde ambiental.** Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 1999. Disponível em: <https://books.scielo.org/id/ffk9n/pdf/brilhante-9788575412411-06.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2022.

VELLEDA, Luciano. **Cadastro aponta 328 áreas contaminadas no RJ;** número pode ser bem maior. 07 jul. 2018. Disponível em: <https://www.redebrasilatual.com.br/ambiente/2018/07/rio-de-janeiro-tem-328-areas-contaminadas-ou-reabilitadas/>. Acesso em: 07 set. 2021.

VELLOSO, Marta Pimenta. Os restos na história: percepções sobre resíduos. **Revista Ciência & Saúde Coletiva**. Associação Brasileira de Saúde Coletiva (ABRASCO), dez. 2008. Disponível em: <https://www.scielosp.org/article/csc/2008.v13n6/1953-1964/>. Acesso em: 31 jul. 2021.

VILLA, Deliso. **História esquecida**. Trad. Adriana Pucci. São Caetano do Sul: Fundação Pró-Memória, 2000.

YOSHIDA, Consuelo Yatsuda Moromizato; AHMED, Denise Setsuko Okada; BORGES, Rosana Maria de Macedo. Os 40 anos da Política Nacional do Meio Ambiente e os sistemas de gerenciamento de áreas contaminadas nos Estados de São Paulo e do Rio de Janeiro, p. 433-458. In: **Política Nacional do Meio Ambiente 40 anos da Lei n. 6.938/1981**. Curitiba: Instituto Memória, 2021.

Referências normativas (Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT)

ABNT NBR 6023: 2018 – Informação e documentação – Referências – elaboração

ABNT NBR 6022:2018 – Informação e documentação – Artigo em publicação periódica técnica e/ou científica – Apresentação

ABNT NBR 6027: 2012 – Informação e documentação – Informação e documentação – Sumário – Apresentação

ABNT NBR 14724: 2011 – Informação e documentação – Trabalhos acadêmicos – Apresentação

ABNT NBR 15287: 2011 – Informação e documentação – Projetos de pesquisa – Apresentação

ABNT NBR 6034: 2005 – Informação e documentação – Índice – Apresentação

ABNT NBR 12225: 2004 – Informação e documentação – Lombada – Apresentação

ABNT NBR 6024: 2003 – Informação e documentação – Numeração progressiva das seções de um documento escrito – Apresentação

ABNT NBR 6028: 2003 – Informação e documentação – Resumo – Apresentação

ABNT NBR 10520: 2002 – Informação e documentação – Citações em documentos – Apresentação

ABNT NBR 10007: 2004. Resíduos Sólidos – Classificação. Publicada em: 31-05-2004.

ABNT NBR 14653-6: 2008, denominada Avaliação de bens Parte 6: Recursos Naturais e Ambientais, confirmada em 30-11-2018.

ASTM E 1848-96, (2003). Standard Guide for Selecting and Using Ecological Endpoints for Contaminated Sites.

ASTM E 2205/E 2205 M-02 (2014). Standard Guide For Risk Based Corrective Action For Protection of Ecological