



Universidade Federal do Rio de Janeiro

Escola Politécnica & Escola de Química

Programa de Engenharia Ambiental

**ESTUDO DE VIABILIDADE PARA UTILIZAÇÃO DE  $H_2O_2/O_3$  NA REMEDIAÇÃO  
DE ÁGUA SUBTERRÂNEA CONTAMINADA POR ETENOS CLORADOS**

Juan Felipe Santiago de Vasconcellos

Setembro de 2017



Universidade Federal do Rio de Janeiro

Escola Politécnica & Escola de Química

Programa de Engenharia Ambiental

Juan Felipe Santiago de Vasconcellos

**ESTUDO DE VIABILIDADE PARA UTILIZAÇÃO DE  $H_2O_2/O_3$  NA REMEDIAÇÃO  
DE ÁGUA SUBTERRÂNEA CONTAMINADA POR ETENOS CLORADOS**

Rio de Janeiro

2017



UFRJ

Juan Felipe Santiago de Vasconcellos

**ESTUDO DE VIABILIDADE PARA UTILIZAÇÃO DE H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/O<sub>3</sub> NA REMEDIAÇÃO  
DE ÁGUA SUBTERRÂNEA CONTAMINADA POR ETENOS CLORADOS**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadora:

Fabiana Valéria da Fonseca, D.Sc.

Rio de Janeiro

2017

Vasconcellos, Juan Felipe Santiago de

Estudo de viabilidade para utilização de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/O<sub>3</sub> na remediação de água subterrânea contaminada por etenos clorados / Juan Felipe Santiago de Vasconcellos. – 2017.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2017.

Orientadoras: Fabiana Valéria da Fonseca

1. Etenos clorados. 2. Ozônio. 3. Peróxido de hidrogênio. 4. Peroxone. I. Araújo, Fabiana V. F. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Título.



UFRJ

**ESTUDO DE VIABILIDADE PARA UTILIZAÇÃO DE  $H_2O_2/O_3$  NA  
REMEDIAÇÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA CONTAMINADA POR  
ETENOS CLORADOS**

Juan Felipe Santiago de Vasconcellos

Orientadora: Fabiana Valéria da Fonseca, D.Sc.

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovado pela Banca:

---

Prof.<sup>a</sup> Fabiana Valéria da Fonseca, D. Sc., UFRJ

---

Prof. Claudinei de Souza Guimarães, D. Sc., UFRJ

---

Prof. Luiz Alberto Cesar Teixeira, Ph. D., PUC

---

Prof.<sup>a</sup> Monica Priscilla Hernandez Moncada, D. Sc., UFF

Rio de Janeiro  
2017

## RESUMO

DE VASCONCELLOS, Juan Felipe Santiago. **Estudo de viabilidade para utilização de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/O<sub>3</sub> na remediação de água subterrânea contaminada por etenos clorados**. Rio de Janeiro, 2017. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

Processos Oxidativos Avançados (POA) é uma tecnologia utilizada principalmente no tratamento de efluentes industriais e águas contaminadas, e recentemente tem sido empregada na remediação de áreas contaminadas. O presente estudo teve como objetivo avaliar a viabilidade de implementação e operação do processo peroxone no tratamento de água subterrânea contaminada por etenos clorados, por um sistema de remediação por bombeamento e tratamento. Para isso, foram elaborados o modelo conceitual da área de estudo, uma pesquisa bibliográfica embasando a eficácia da técnica e o dimensionamento e avaliação dos custos de implementação e operação do sistema de remediação. O volume estimado de água subterrânea contaminada e o tempo de operação do sistema de remediação foram de 2.613,23 L e 30 meses, respectivamente. O custo de implementação (CAPEX) do sistema de remediação foi de R\$ 254.619,31, com aproximadamente 20% associado à etapa de tratamento por peroxone. A despesa operacional (OPEX) estimou para os 30 meses previstos os valores de R\$ 551.484,86 (Ano 1), R\$ 606.913,32 (Ano 2) e R\$ 336.352,53 (Ano 3). Os resultados obtidos indicaram o peroxone como uma boa opção para substituição do tradicional tratamento com carvão ativado devido os valores obtidos, destruição dos contaminantes alvos e baixa geração de resíduos.

Palavras chaves: peroxone, etenos clorados, remediação, bombeamento e tratamento.

## ABSTRACT

De VASCONCELLOS, Juan Felipe Santiago. **Feasibility study for use of  $H_2O_2/O_3$  in remediation of groundwater contaminated by chlorinated ethenes**. Rio de Janeiro, 2017. Dissertation (Master's Degree) – Environmental Engineering Program, Polytechnic School and Chemistry School, Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

Advanced Oxidation Processes (AOP) is a technology used mainly in the treatment of wastewater and contaminated water, and recently it has been used in the remediation of contaminated areas. The present work aimed to assess the feasibility of the implementation and operation of the peroxone technique in the treatment of groundwater contaminated with chlorinated ethenes by a pump and treat remediation system. For this, were elaborated the conceptual model of the study area, a bibliographical research based on the effectiveness of the technique and the dimensioning and evaluation of the costs of implementation and operation of the remediation system. The estimated volume of contaminated groundwater and the operating time of the remediation system were 2,613.23 L and 30 months, respectively. The implementation cost (CAPEX) of the remediation system was R\$ 254,619.31, with approximately 20% is associated peroxone treatment step. Operating expenses (OPEX) estimated for the 30 months specified the amounts of R\$ 551,484.86 (year 1), R\$ 606,913.32 (year 2) and R\$ 336,352.53 (year 3). Results indicated peroxone as a good option to replace the traditional treatment with activated carbon due to the values obtained, destruction of target contaminants and low generation of residues.

Key words: peroxone, chlorinated ethenes, remediation, pump and treat.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVO GERAL</b> .....	<b>5</b>
<b>3</b>	<b>OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b> .....	<b>5</b>
<b>4</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	<b>6</b>
4.1	Legislação .....	6
4.1.1	Sistema de Licenciamento Ambiental (SLAM) .....	6
4.1.2	Resolução nº44 da CONEMA .....	8
4.1.3	Resolução nº 420 da CONAMA .....	10
4.2	Etenos clorados.....	14
4.2.1	Histórico .....	15
4.2.2	Propriedades Físico-Químicas .....	16
4.2.3	Degradação de Etenos Clorados .....	20
4.3	Processos Oxidativos Avançados .....	24
4.4	Peroxone .....	27
4.4.1	Tratamento dos Etenos Clorados.....	33
<b>5</b>	<b>ESTUDO DE CASO</b> .....	<b>34</b>



5.1	Caracterização da Área de Estudo.....	34
5.1.1	Localização .....	36
5.1.2	Hidrografia.....	37
5.1.3	Geologia.....	41
5.1.4	Geomorfologia.....	42
5.1.5	Clima.....	42
5.2	Diagnóstico Ambiental.....	43
5.2.1	Solo.....	43
5.2.2	Água Subterrânea .....	46
5.2.3	Avaliação de Risco à Saúde Humana .....	50
<b>6</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>52</b>
6.1	Avaliação da Área de Estudo .....	52
6.2	Seleção da Técnica de Remediação .....	54
6.3	Projeto de remediação .....	56
6.3.1	Descrição do Sistema .....	56
6.3.2	Equipamentos .....	59
6.3.3	Dimensionamento do Sistema .....	63

6.4	Custos de Implementação .....	68
6.4.1	Custos de Investimento (CAPEX) .....	69
6.4.2	Custo Operacional (OPEX) .....	70
<b>7</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>74</b>
7.1	Modelo Conceitual.....	74
7.2	Sistema de Remediação .....	84
7.3	Análise de Custos .....	88
7.3.1	Custo de Implementação .....	88
7.3.2	Custo Operacional .....	91
<b>8</b>	<b>CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>97</b>
<b>9</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>99</b>
	<b>ANEXO 1 - FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DE GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS.....</b>	<b>109</b>
	<b>ANEXO 2 – OPEX DETALHADO .....</b>	<b>111</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valores Orientadores dos Etenos Clorados .....	13
Tabela 2: Uso Histórico dos Compostos Tetracloroetano e Tricloroetano .....	16
Tabela 3 – Propriedade Físico-Químicas dos Etenos Clorados à 25 °C .....	17
Tabela 4: Potencial de Oxidação de Diferentes Oxidantes .....	26
Tabela 5: Objetivo na Aplicação de Ozônio no Tratamento de Efluentes .....	29
Tabela 6: Características Físico-Químicas do Ozônio .....	30
Tabela 7: Propriedades Físicas do Solo.....	45
Tabela 8: Características dos Poços de Monitoramento .....	47
Tabela 9: Parâmetros Físico-Químicos das Amostras de Água Subterrânea .....	48
Tabela 10: CMA Calculadas dos Etenos Clorados.....	51
Tabela 11: Especificações Técnicas da Bomba Pneumática .....	61
Tabela 12: Concentrações Alvo do Sistema de Remediação (µg/L) .....	64
Tabela 13: Condições de Tratamento da Água Subterrânea .....	68
Tabela 14: Faixa de Concentração dos Etenos Clorados (µg/L).....	79
Tabela 15: Custo de Investimento (CAPEX) com Equipamento e Material .....	88
Tabela 16: Custo de Investimento (CAPEX) com Serviço.....	90

Tabela 17: OPEX do Sistema de Remediação.....	95
---	----

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Fluxograma do Gerenciamento de Áreas Contaminadas.....	10
Figura 2: Estruturas Moleculares do PCE e TCE .....	14
Figura 3: Estruturas Moleculares dos Dicloroetenos e Cloreto de Vinila.....	15
Figura 4: Modelo Conceitual Simples de Contaminação por Etenos Clorados .....	20
Figura 5: Vias de Degradação dos Solventes Etenos Clorados .....	22
Figura 6: Classificação dos Processos Oxidativos Avançados .....	27
Figura 7: Layout da Área de Estudo.....	34
Figura 8: Região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro .....	37
Figura 9: Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro.....	38
Figura 10: Estações de Monitoramento da Bacia da Baía de Guanabara e Resultado Médio do Ano de 2015 por Estação .....	39
Figura 11: Diagrama do Sistema de Remediação.....	58
Figura 12: Bomba Pneumática Modelo Nu-Matic.....	60
Figura 13: Filtro do Tipo Ponto de Entrada .....	61
Figura 14: Bomba Peristáltica Dosadora.....	62
Figura 15: Gerador de Ozônio ID-10 .....	63
Figura 16: Perfil Litológico da Área de Estudo .....	75

Figura 17: Mapa Potenciométrico da Área de Estudo .....	77
Figura 18: Pluma de Isoconcentração de TCE Dissolvido em Água Subterrânea– Nível Raso.....	81
Figura 19: Pluma de Isoconcentração de TCE Dissolvido em Água Subterrânea– Nível Intermediário .....	82
Figura 20: Pluma de Isoconcentração de TCE Dissolvido em Água Subterrânea– Nível Profundo.....	83
Figura 21: Layout do Sistema de Remediação.....	86
Figura 22: Localização dos Pontos de Coleta de Água Subterrânea .....	92

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Evolução do Número de Áreas Contaminadas e Reabilitadas Cadastradas no Estado de São Paulo de 2002 a 2016.....	2
Gráfico 3: Temperatura e Precipitação Médias Mensais do Município do Rio de Janeiro .....	43
Gráfico 4: Distribuição das Concentrações Detectadas de Metal no Solo .....	45
Gráfico 5: Distribuição das Concentrações Detectadas de Metais Dissolvidos na Água Subterrânea .....	49

## 1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento industrial associado ao avanço tecnológico trouxe diversos benefícios à sociedade, um deles foi o surgimento de inúmeras substâncias químicas que se tornaram indispensáveis. Embora as substâncias químicas estejam presentes em praticamente todos os bens de consumo e apresentem diversas aplicações, algumas podem ser perigosas por apresentarem risco à saúde humana e ao meio ambiente devido algumas de suas propriedades.

No passado, de maneira geral, existia desconhecimento dos riscos envolvidos na utilização e armazenamento de determinadas substâncias perigosas, assim como pouca preocupação dos governos na regulamentação e fiscalização no uso desses produtos. Essa conjuntura resultou na liberação acidental ou não de diversas substâncias químicas com potencial de contaminação do solo e água subterrânea.

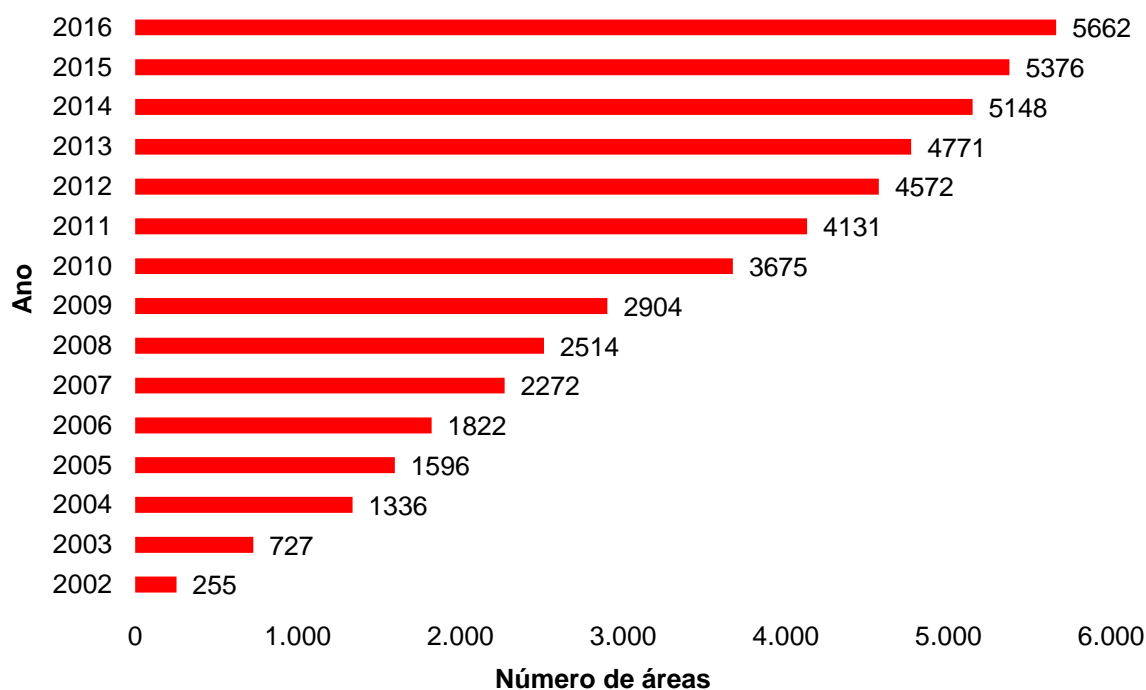
Com o desenvolvimento das políticas ambientais nas últimas décadas passou-se avaliar os impactos decorrentes das atividades potencialmente poluidoras no solo, corpos hídricos, fauna, flora e sociedade. Com isso, descobriu-se uma série de áreas industriais com solo e água subterrâneas contaminadas em decorrência das atividades desenvolvidas.

Os EUA e alguns países da Europa são considerados referências no assunto porque possuem políticas de gerenciamento de áreas contaminadas bem definidas e atuantes, enquanto que o Brasil ainda carece de legislação que sustente o tema e de estrutura fiscalizadora (IPT, 2014). Um retrato da situação do Brasil é que a primeira resolução federal que abordou diretamente a questão do gerenciamento de áreas contaminadas foi a Resolução nº 420 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), de 28 de dezembro de 2009, a qual não gerou significativas mudanças no país.



Apesar do atraso para elaboração de uma legislação federal capaz de nortear os estados durante o processo de o gerenciamento de áreas contaminadas, a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) foi a agencia ambiental estadual pioneira no assunto, antes mesmo da publicação da Resolução nº 420 do CONAMA, estabelecendo procedimentos e diretrizes técnicas para a investigação e remediação de áreas contaminadas.

No Gráfico 1, observa-se que desde 2002 a CETESB já buscava gerenciar as áreas contaminadas e reabilitadas no estado de São Paulo através de cadastramento.



**Gráfico 1: Evolução do Número de Áreas Contaminadas e Reabilitadas Cadastradas no Estado de São Paulo de 2002 a 2016**

Fonte: CETESB (2017)

Após a publicação da Resolução nº 420 (CONAMA, 2009), outros estados além de São Paulo buscaram criar suas diretrizes estaduais. O INEA (Instituto Estadual do Ambiente), agência ambiental estadual do Rio de Janeiro, através da Resolução nº 44 do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONEMA), de 14 de Dezembro de 2012, estabeleceu diretrizes para obrigatoriedade da identificação de eventual contaminação ambiental do solo e água subterrânea no processo de licenciamento ambiental estadual.

A Resolução nº 44 (CONEMA, 2012) atendeu em parte a carência do Rio de Janeiro em diretrizes de gerenciamento de áreas contaminadas. Nesse momento, o Estado passava por crescimento na demanda de licenciamento ambiental, proveniente das obras de infraestrutura e a revitalização do centro e zona portuária do município do Rio de Janeiro causada pelos megaeventos esportivos previstos para a cidade.

Além disso, essas obras impulsionaram a especulação imobiliária na compra e venda de imóveis e terrenos (MONTEIRO, 2014). Uma estratégia adotada pelas construtoras foi a compra de terrenos anteriormente ocupados por fábricas e industriais para a construção de condomínios e prédios residenciais.

Contudo, em muitas dessas áreas foram desenvolvidas atividades com potencial de contaminação e, conseqüentemente, foram detectadas contaminação química no solo e água subterrânea. Sendo assim, em alguns casos, a adoção de um plano de intervenção era necessário visando atingir um risco tolerável para o uso pretendido.

O plano de intervenção para uma área contaminada pode abranger basicamente medidas de controle institucional, engenharia ou remediação (CETESB, 2001). É prudente que o plano de intervenção além da análise técnica passe por uma avaliação econômica e financeira antes que seja implementado. De acordo com a CETESB (2001), o principal objetivo dessas avaliações é ratificar a viabilidade do projeto minimizando o risco da interrupção por problemas financeiros.

Uma das medidas de intervenção mais utilizadas no Brasil e no Mundo é o bombeamento e tratamento (*Pump & Treat*), no qual consiste basicamente na extração da água subterrânea contaminada e no posterior tratamento geralmente associado ao carvão ativado (CETESB, 2001).

Entre os diversos tipos de tratamento que existem, destacam-se os Processos Oxidativos Avançados (POA). Os POA aparecem como alternativa para o tratamento de efluentes e águas contaminadas por substâncias orgânicas de difícil degradação, tais como derivados do petróleo, compostos orgânicos voláteis e semi-voláteis, pesticidas e corantes têxteis (DENG & ZHAO, 2015; POYATOS et al., 2010).

O processo baseia-se na geração de radicais livres, em geral radicais hidroxilas, que possuem alto poder de oxidação de compostos poluentes. Entre os POAs destacam-se o Fenton, a ozonização e a fotocatalise (radiação UV), com as técnicas podendo ser combinadas para aumento da eficiência na oxidação do poluente (DENG & ZHAO, 2015; POYATOS et al., 2010).

Como os POA possuem a capacidade de mineralizar diversos poluentes orgânicos, ao longo dos últimos anos, passaram a ser utilizados na remediação de solo e água subterrânea contaminadas por atividades industriais, comerciais ou agrícolas.

Contudo, o uso desses agentes oxidantes no meio subterrâneo deve ser feito de forma bem avaliada e controlada com o objetivo de evitar desperdícios de reagentes, a formação de compostos intermediários e acidentes de trabalhos causados pela manipulação equivocada do reagente (ITRC, 2005).

Diante do exposto, a presente dissertação de mestrado apresenta uma avaliação da viabilidade de implementação do Processo Oxidativo Avançado (POA) Peroxone ( $H_2O_2/O_3$ ) no tratamento de água subterrânea contaminada por etenos clorados.

## **2 OBJETIVO GERAL**

Avaliar a viabilidade de implementação de um sistema de remediação utilizando peróxido de hidrogênio e ozônio como oxidantes em uma área com água subterrânea contaminada por etenos clorados.

## **3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Elaborar o modelo conceitual da área de estudo através da avaliação e interpretação dos dados obtidos nos estudos ambientais realizados, pertinentes para a instalação do sistema de remediação pretendido.

Analisar, por meio de pesquisa bibliográfica, se a tecnologia selecionada é efetiva no tratamento de água subterrânea contaminada por etenos clorados e se viável tecnicamente de ser implementada na área de estudo.

Estimar o volume de água subterrânea contaminada que deve ser tratada e o tempo de remediação previsto para o sistema de remediação projetado.

Dimensionar o sistema de remediação com a especificação dos equipamentos e materiais previstos no projeto.

Avaliar os custos de implementação e operação do sistema de remediação.

## **4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **4.1 LEGISLAÇÃO**

#### **4.1.1 Sistema de Licenciamento Ambiental (SLAM)**

O Decreto nº 444.820, de 3 de Junho de 2014, dispõe sobre o Sistema de Licenciamento Ambiental (SLAM), determinando os empreendimentos e atividades sujeitas ao licenciamento, os quais são considerados efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes de causar degradação ambiental.

A descrição dos empreendimentos sujeitos ao licenciamento ambiental são apresentados no decreto através do Anexo 1. Contudo, o órgão ambiental licenciador pode solicitar ao empreendedor o licenciamento ambiental mesmo que a atividade não conste no Anexo 1 caso considere a atividade potencialmente poluidora.

São apresentados no Art. 4º os instrumentos do SLAM, os quais são:

- A. Licença ambiental;
- B. Autorização Ambiental;
- C. Certidão Ambiental;
- D. Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos;
- E. Certificado Ambiental;
- F. Termo de Encerramento;
- G. Documento de Averbação.

A Licença Ambiental é ato administrativo utilizado pelo órgão ambiental que estabelece as condições, restrições e medidas de controle ambiental que devem ser atendidas para a localização, instalação, ampliação e operação de

empreendimentos ou atividades potencialmente poluidores ou capazes de causar degradação ambiental.

Podem ser concedidas as seguintes Licenças Ambientais:

- I. Licença Prévia (LP);
- II. Licença de Instalação;
- III. Licença Prévia e de Instalação (LPI);
- IV. Licença de Operação (LO);
- V. Licença de Instalação e Operação (LIO);
- VI. Licença Ambiental Simplificada (LAS);
- VII. Licença de Operação e Recuperação (LOR); e
- VIII. Licença Ambiental de Recuperação (LAR).

Duas dessas licenças estão associadas diretamente ao Gerenciamento de Áreas Contaminadas, a Licença de Operação e Recuperação (LOR) e a Licença Ambiental de Recuperação (LAR).

A LOR autoriza a operação de empreendimento ou atividade concomitante à recuperação ambiental de áreas contaminadas e a LAR autoriza a recuperação de áreas contaminadas em atividades ou empreendimentos fechados, desativados ou abandonados ou de áreas degradadas, de acordo com os critérios técnicos estabelecidos em leis e regulamentos. O prazo de validade máximo dessas licenças é de 6 anos.

Outros instrumentos do Sistema de Licenciamento Ambiental aplicáveis à áreas contaminadas são a Certidão Ambiental (CA) e o Termo de Encerramento (TE). A CA é quando o interessado solicita ao órgão ambiental atestado de regularidade de cumprimento das etapas de gerenciamento de áreas contaminadas, estabelecendo as restrições de uso da área e para fins de averbação à margem da inscrição de matrícula do imóvel no Registro Geral de Imóveis.

E o TE é o ato administrativo onde o órgão ambiental confirma ausência de passivo ambiental que represente risco ao ambiente ou à saúde da população, nas situações de encerramento do empreendimento, após a conclusão da LAR, determinando as restrições de uso da área, e nos casos nos casos onde seja necessário estabelecer o prazo para o encerramento de atividades e empreendimentos, onde a Licença de Operação não será concedida.

A tipologia da atividade desenvolvida na área de estudo consta no Anexo 1 do Decreto nº 444.820 como atividade sujeita ao Licenciamento Ambiental.

#### **4.1.2 Resolução nº44 da CONEMA**

A Resolução nº 44 do CONEMA, de 14 de Dezembro de 2014, delibera sobre a obrigatoriedade da identificação de eventual contaminação ambiental do solo e das águas subterrâneas por agentes químicos, no processo de licenciamento ambiental estadual.

Estabelece a obrigatoriedade do relatório de Avaliação Preliminar, e caso necessário, da Investigação Confirmatória, nos requerimentos de Licenciamento Ambiental. Além disso, determina que esses estudos estejam de acordo com a norma ABNT NBR 15.515 partes 1 e 2 (2011), assim como com a Resolução do CONAMA nº 420.

Entre as atividades potencialmente poluidoras, a Resolução não se aplica às atividades de postos de serviços de abastecimento de combustíveis, por possuírem regulamentação própria.

A Resolução classificada como Área com Potencial de Contaminação (AP) aquela em que ocorreram atividades que, por suas características, tenham proporcionado o acúmulo de substâncias químicas em condições que possam ter ocasionado contaminação do solo e das águas subterrâneas e que possam

acarretar danos à saúde humana e ao meio ambiente. E como Área Suspeita de Contaminação (AS), aquela em que, mediante Avaliação Preliminar, for comprovada a existência de um ou mais indícios de contaminação.

Caso seja constatada a contaminação da área, mediante Investigação Confirmatória, de concentrações de substâncias no solo ou nas águas subterrâneas acima dos valores de investigação ou da presença de fase livre ou de produto/resíduo em contato direto com o solo, a área será classificada como Área Contaminada (AC).

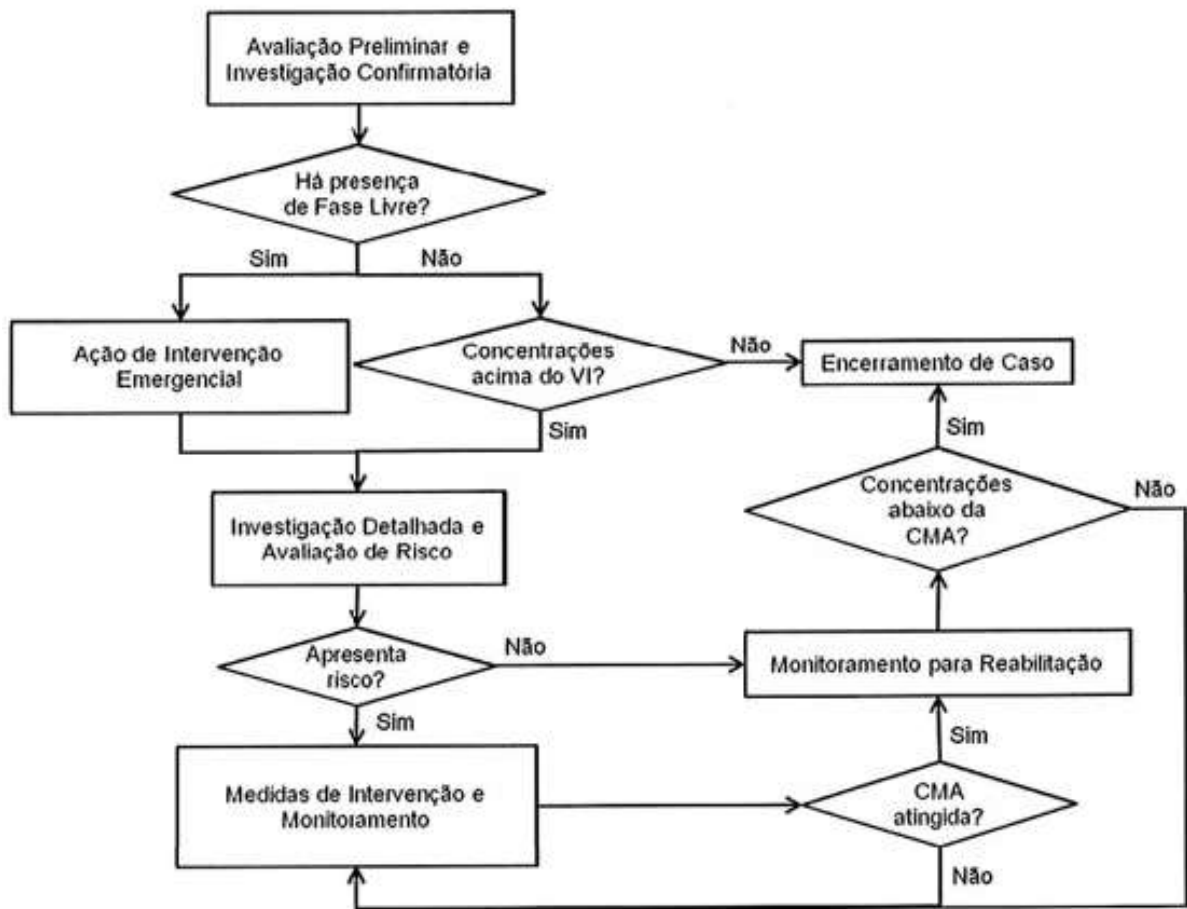
A Figura 1 apresenta o fluxograma com as etapas de diagnóstico e/ou intervenção para gerenciamento de áreas contaminadas contemplado na Resolução nº 44 da CONEMA.

Como valores orientadores foram considerados os valores de investigação listados na Resolução nº 420 do CONAMA (2009), contudo na ausência de Valores Orientadores para substâncias não incluídas na Resolução nº 420, deverão ser aplicados os padrões de referência estabelecidos nas normas a seguir relacionadas e suas revisões, bem como outros que o INEA venha a adotar por critérios técnicos.

- I. Portaria MS 2.914/2011, do Ministério da Saúde;
- II. Resolução nº 396/2008, do CONAMA;
- III. Valores Orientadores - CETESB 2005 (Atualizado em 2016);
- IV. *Regional Screening Levels* - USEPA 2009 (Atualizado em 2016);
- V. *Dutch Reference Framework* - DRF 2009.

Determina que caso sejam constatados indícios de perigo vida ou à saúde da população, o responsável legal deverá comunicar imediatamente tal fato aos órgãos ambientais e de saúde, e adotar prontamente Ações de Intervenção Emergenciais (AIE) necessárias para elidir o perigo.





**Figura 1: Fluxograma do Gerenciamento de Áreas Contaminadas**

Fonte: Resolução nº 44 da CONEMA (2012)

### 4.1.3 Resolução nº 420 da CONAMA

O Conselho Nacional do Meio Ambiente através da Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009, dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo e estabelece diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas.

A resolução considerou que a existências de áreas contaminadas configuram sério risco à saúde pública e ao meio ambiente. Além da necessidade de prevenir a contaminação do subsolo e das águas subterrâneas que são bens públicos e

reservas estratégicas para o abastecimento público e o desenvolvimento ambientalmente sustentável.

A resolução resgata princípios e conceitos originários de outras legislações, como por exemplo, a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, a qual traz a concepção do poluidor-pagador, responsabilizando-o pela recuperação e/ou indenizar dos danos causados. Também ressalta que o direito de propriedade deve ser exercido de modo a evitar a poluição do ar e das águas, conforme descrito na Lei nº 10.406, de 10 de janeiro de 2002.

Basicamente, a Resolução nº 420 da CONAMA é mais completa e detalhada que a Resolução nº 44 da CONAMA na apresentação de conceitos, definições e diretrizes do gerenciamento de áreas contaminadas.

O fluxograma referente às etapas do gerenciamento de áreas contaminadas da Resolução nº 420 é apresentado no Anexo 1, no qual pode ser observado maior nível de detalhamento nas ações que devem ser realizadas.

Entre os termos e definições estabelecidos, estão as etapas consideradas no gerenciamento de áreas contaminadas:

- I. Avaliação Preliminar: avaliação inicial, realizada com base nas informações históricas disponíveis e inspeção do local, com o objetivo principal de encontrar evidências, indícios ou fatos que permitam suspeitar da existência de contaminação na área;
- II. Investigação Confirmatória: tem como objetivo principal confirmar ou não a existência de substâncias de origem antrópica nas áreas suspeitas, no solo ou nas águas subterrâneas, em concentrações acima dos valores de investigação;
- III. Investigação Detalhada: consiste na aquisição e interpretação de dados em área contaminada sob investigação, a fim de entender a dinâmica da contaminação nos meios físicos afetados e a identificação dos cenários

- específicos de uso e ocupação do solo, dos receptores de risco existentes, dos caminhos de exposição e das vias de ingresso;
- IV. Avaliação de Risco: processo pelo qual são identificados, avaliados e quantificados os riscos à saúde humana ou a bem de relevante interesse ambiental a ser protegido.
- V. Remediação: uma das ações de intervenção para reabilitação de área contaminada, que consiste em aplicação de técnicas, visando a remoção, contenção ou redução das concentrações de contaminantes.

Os Valores Orientadores de Referência do solo são definidos como:

- Valor de Referência de Qualidade (VRQ): é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos;
- Valor de Prevenção (VP): é a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais;
- Valor de Investigação (VI): é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

Sendo responsabilidade dos órgãos ambientais estaduais o estabelecimento dos VRQ até Dezembro de 2014, contudo a Resolução nº 460 da CONAMA alterou esse prazo para tempo indeterminado.

Os Valores Orientadores serão utilizados para a classificação do solo, segundo a concentração substâncias químicas. As classes variam de 1 a 4, sendo a Classe 1 para solo que apresentam concentrações de substâncias químicas menores ou iguais ao VRQ e a classe 4 para solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o VI.

Os compostos contemplados na Resolução foram agrupados como: Inorgânicos (metais), Hidrocarbonetos Aromáticos Voláteis, Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos, Benzenos Clorados, Etenos Clorados, Etenos Clorados, Metanos Clorados, Fenóis Clorados, Fenóis Não Clorados, Pesticidas Organoclorado e Bifenilas Policloradas.

A Tabela 1 apresenta os valores orientadores do grupo dos etenos clorados, compostos de interesse da dissertação. O Valor de Referência da Qualidade ainda não foi estabelecido no Estado do Rio de Janeiro.

**Tabela 1: Valores Orientadores dos Etenos Clorados**

Compostos	Solo (mg/kg)			Água Subterrânea (µg/L)	
	Prevenção	Investigação			Investigação
		Agrícola	Residencial	Industrial	
Tetracloroetano	0,0540	4,0	5,0	13,0	40,0
Tricloroetano	0,0078	7,0	7,0	22,0	70,0
1,2-cis Dicloroetano	-	1,5	2,5	4,0	50,0
1,2-trans Dicloroetano	-	4,0	8,0	11,0	50,0
1,1 Dicloroetano	-	5,0	3,0	8,0	30,0
Cloreto de Vinila	0,0030	0,005	0,003	0,008	5,0

## 4.2 ETENOS CLORADOS

São conhecidos como solventes etenos clorados os compostos tetracloroetano (PCE) e tricloroetano (TCE), devido a ampla utilização industrial como solvente para limpeza e desengraxe de superfícies metálicas. Contudo, esses compostos apresentavam diversas outras aplicações, tais como, em processos farmacêuticos, têxteis e impressão (McCARTY, 2010; HUANG et al., .2014).

Basicamente as estruturas moleculares desses compostos são formadas por dois átomos de carbono unidos por uma dupla ligação, os quais estão ligados por uma ligação simples a três (TCE) ou quatro átomos de cloro (PCE). Na Figura 2 podem ser observadas as estruturas moleculares do PCE e TCE.



**Figura 2: Estruturas Moleculares do PCE e TCE**

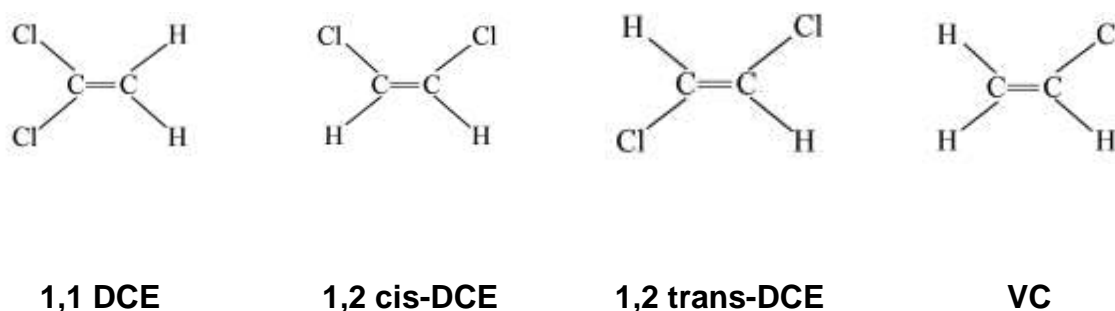
**Fonte:** McCARTY, 2010

De acordo com RIVETT & CLARK (2007), acredita-se que a primeira publicação que abordou a contaminação de água subterrânea por um solvente clorado, ocorreu em 1949 de autoria de Lyne e McLanchlan.

Desde o século passado a utilização e disposição inadequada de produtos químicos ou resíduos contendo PCE e TCE causaram vários problemas ambientais

ao redor do mundo, sendo um desses a contaminação direta do solo e água subterrânea por esses compostos.

Além disso, esses contaminantes quando liberados sem controle para o meio ambiente podem ser degradados ou transformados em outros compostos tóxicos, como: 1,2 cis-dicloroeteno (1,2 cis-DCE), 1,2 trans-dicloroeteno (1,2 trans-DCE), 1,1 dicloroeteno (1,1 DCE) e o cloreto de vinila (VC) (WIEDEMEIER et al., 1999). A Figura 3 apresenta as estruturas moleculares dos DCEs e VC.



**Figura 3: Estruturas Moleculares dos Dicloroetenos e Cloreto de Vinila**

Fonte: PANT & PANT (2010)

Nos próximos itens serão apresentadas as principais informações e características dos etenos clorados.

#### **4.2.1 Histórico**

Segundo MORRISON & MURPHY (2013), foi Michel Faraday, em 1821, que descobriu o composto tetracloroeteno via pirolise do hexacloroetano. E somente

após quase 1 século de estudo, o composto passou a ser comercializado na Europa, em 1914 e pouco tempo depois nos Estados Unidos (EUA) em 1925.

A descoberta do tricloroeteno ocorreu mais tarde, durante experimentos de Emil Fischer com hexacloroetano em 1824. Tanto na Europa quanto nos EUA a produção comercial iniciou no início do século 1900 (MORRISON & MURPHY, 2013; MORRISON et al., 2006).

Devido as suas propriedades físico-químicas e em substituição ao tetracloroeteno de carbono devido sua toxicidade, o uso industrial e comercial de PCE e TCE aumentou após a década de 1940 (MORRISON et al., 2006; McCARTY, 2010). A Tabela 2 apresenta outros usos dos compostos PCE e TCE, além da conhecida utilização como solvente de limpeza e desengraxe.

**Tabela 2: Uso Histórico dos Compostos Tetracloroeteno e Tricloroeteno**

PCE	TCE
Recuperação de enxofre; Dissolução de borracha; Remoção de tinta e pigmento; Remoção de fuligem; Regeneração de catalisador; Industria têxtil; Intermediário na produção clorofluorcarbono (CFC); Recuperação de Bifenilas Policloradas (PCB) em transformadores.	Eletrônicos; Processamento de alimentos; Industria têxtil; Fluído refrigerantes; Extintores de incêndio; Descafeinização de café; Tintas de impressão; Analgésico; Pesticidas; Adesivos.

**Fonte:** McCARTY (2010); HUNG et al. (2014)

#### 4.2.2 Propriedades Físico-Químicas

As características físico-químicas dos contaminantes são de fundamental importância no gerenciamento de áreas contaminadas devido influenciarem

diretamente no transporte da contaminação e no particionamento das três fases presentes no aquífero, sólida (minerais e matéria orgânica), líquida (dissolvida) e gasosa (vapor).

A Tabela 3 apresenta propriedades físico-químicas importantes no gerenciamento de áreas contaminadas por etenos clorados.

**Tabela 3 – Propriedades Físico-Químicas dos Etenos Clorados à 25 °C**

Propriedades	PCE	TCE	1,2 cis-DCE	1,2 trans-DCE	1,1 DCE	VC
Solubilidade (mg/L)	200	1.100	3.500	6.300	2.250	2.670
Const. Henry (atm-m <sup>3</sup> /mol)	0,0174	0,0094	0,0074	0,0068	0,0230	0,0792
KOC (mL/g)	200-364	126	49	59	65	57
Massa Específica (g/mL)	1,63	1,46	1,28	1,26	1,22	0,91
Vapor de Pressão (mm Hg)	17,8	57,9	208	324	600	2.660
K <sub>ow</sub>	398	240	5,01	3,02	69,2	24,0

**Fonte:** MORRISON & MURPHY (2013); CWIERTNY & SCHERER (2010); USEPA (1990)

Os etenos clorados em estado líquido fazem parte dos compostos classificados como *Dense Nonaqueous Phase Liquids* (DNAPL), isto é, líquidos imiscíveis com massa específica superior à da água. Essa propriedade permite que quando liberados para o meio subterrâneo percolem verticalmente através de caminhos preferenciais, como solos permeáveis e fraturas de rochas, para as camadas mais profundas do aquífero (HULING & WEAVER, 1991).



Segundo CWIERTNY & SCHERER (2010), são classificados como compostos moderadamente solúveis em água com capacidade proeminente de contaminação da água subterrânea e de ocorrência como fase imiscível no aquífero impactado. De maneira geral, a solubilidade dos etenos clorados é inversamente proporcional ao número de átomos de cloro.

MORRISON et al. (2006) classificam os etenos clorados como compostos relativamente voláteis devido os valores elevados da constante da Lei de Henry indicarem preferência de particionar da água para o ar, assim como os valores de pressão de vapor.

Adicionalmente, são considerados moderadamente hidrofóbicos, devido os valores do coeficiente de partição ( $K_{ow}$ ), quando comparados com outros contaminantes orgânicos que apresentam afinidades superiores aos etenos clorados, tais como Bifenilas Policloradas (PCB) e Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) (CWIERTNY & SCHERER, 2010).

Devido às propriedades físico-químicas apresentadas acima são adicionados aos produtos contendo essencialmente etenos clorados estabilizantes e inibidores com o objetivo de prevenir a degradação.

Os estabilizantes podem ser agrupados em cinco categorias: antioxidantes, inibidor de luz, estabilizante térmico, inibidor de ácidos e inibidor de metal. Esses estabilizantes são adicionados de acordo com o uso pretendido buscando basicamente inibir / minimizar a formação de produtos de oxidação causada pelos raios ultravioletas, à deterioração termal, formação de ácidos e reação com metais alcalinos (MORRISON & MURPHY, 2013).

MORRISON & MURPHY (2013) ressaltam que a presença dos estabilizantes ou inibidores no meio ambiente não fornecem evidência clara de relação única com etenos clorados, mas fornece informações importantes para a composição do modelo conceitual da área de estudo.

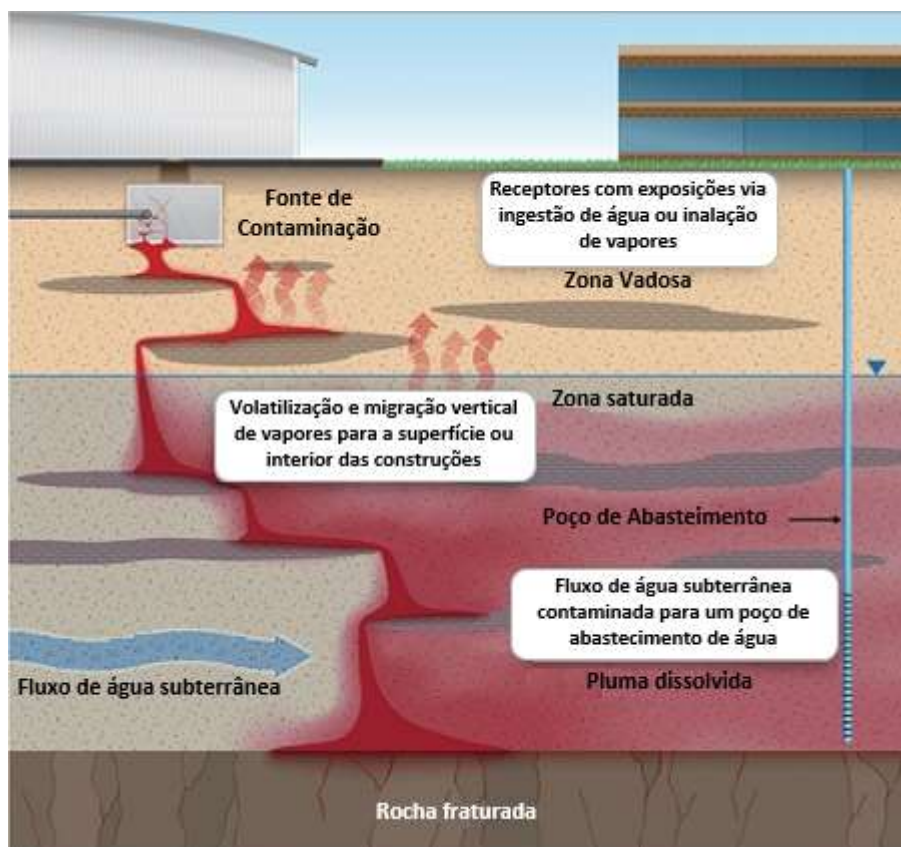
Além disso, MORRISON & MURPHY (2013) afirmam que a presença de determinados estabilizantes é uma evidência que pode distinguir a fonte de uma contaminação por etenos clorados. Uma vez que produtos com usos distintos podem apresentar estabilizantes diferentes.

A Figura 3 ilustra um modelo conceitual simples de contaminação por etenos clorados que apresenta os principais cenários de contaminação do solo e água subterrânea. Com a formação de fase livre e dissolvida ao longo do aquífero e a volatilização desses compostos para a superfície podendo ocasionar a intrusão de vapores em residências e edifícios.

Também podem ser observados na Figura 3 alguns cenários de exposição à saúde humana a esses contaminantes, seja pela ingestão de água subterrânea através de poços de abastecimento ou a inalação em ambientes fechados através da intrusão de vapores (SIEGRIST et al., 2011).

Segundo a *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) (2014a; 2014b), a curto prazo a exposição ao PCE e TCE pode causar desde dores de cabeça, sonolência e tontura até a consequências mais graves como o coma ou a morte dependendo do tempo de exposição a esses compostos. Doses elevadas de TCE podem causar sérios danos ao sistema nervoso, fígado e rins.

A evidências que a exposição a longo prazo de PCE pode causar problemas gestação e de TCE pode causar esclerodermia, uma doença autoimune, e problemas de disfunção hormonal em homens. O PCE e o TCE são considerados compostos potencialmente carcinogênicos (ATSDR ,2014a; ATSDR, 2014b).



**Figura 4: Modelo Conceitual Simples de Contaminação por Etenos Clorados**

Fonte: Adaptado de SIEGRIST et al., 2011

### 4.2.3 Degradação de Etenos Clorados

É fundamental no gerenciamento de áreas contaminadas compreender os principais processos de transformação e degradação dos contaminantes que podem ocorrer no solo e água subterrânea. Essas alterações podem ocorrer por processos bióticos ou abióticos, resultando ou não na formação de compostos de relevante toxicidade.

A diversidade de fatores e elementos que compõem o ambiente subterrâneo junto do comportamento dos contaminantes está associada às complexas relações

que envolvem os processos de degradação de contaminantes. Fatores físicos, químicos e biológicos podem influenciar na degradação de contaminantes em subsuperfície, assim como em seu comportamento (WEINER, E. R., 2013).

- Físicos: permeabilidade, condutividade hidráulica, fluxo de água subterrânea e gravidade;
- Químicos: potencial de oxi-redução, pH, oxigênio dissolvido, DBO, DQO, composição química do solo e água subterrânea e etc;
- Biológica: microrganismos presentes no solo e água subterrânea

No caso dos etenos clorados, PCE e TCE, quando liberados para o meio subterrânea podem ser formados, como subprodutos da degradação, os contaminantes: dicloroetenos (1,2 cis-dicloroetano, 1,2 trans-dicloroetano e 1,1 dicloroetano) e o cloreto de vinila. A ocorrência desses subprodutos será determinada pelas condições biogeoquímicas do meio contaminado (BRADLEY & CHAPELLE, 2010).

A Figura 5 apresenta as principais vias de degradação dos etenos clorados e os subprodutos formados.

De acordo com MORRISON et al. (2006), as vias de degradação mais comuns conhecidas do tetracloroetano e tricloroetano são aquelas que ocorrem bioticamente sob condições anaeróbicas e para os dicloroetenos e cloreto de vinila sob condições aeróbicas. Ainda segundo MORRISON et al. (2006), isto ocorre devido ao grau de halogenação do composto, quanto maior o grau de halogenação maiores são as taxas de biodegradação anaeróbia, portanto sendo menos propenso a biodegradação aeróbia.

A relação inversa entre o grau de halogenação e a taxa de biodegradação tendem a estar associadas a persistência em água subterrânea dos compostos 1,2 – dicloroetenos e cloreto de vinila em meios com restrição de oxigênio dissolvido, isto

é, concentração de oxigênio dissolvido de 0,1 a 0,5 mg/L (BRADLEY & CHAPELLE, 2010).

A predominância do 1,2 cis-dicloroeteno no meio está associada a taxa de oxidação inferior à do 1,2 trans-dicloroeteno e devido a formação de 1,1 dicloroeteno ocorrer prioritariamente por redução abiótica do TCE na presença de sulfeto (BRADLEY & CHAPELLE, 2010; MORRISON & MURPHY, 2013).

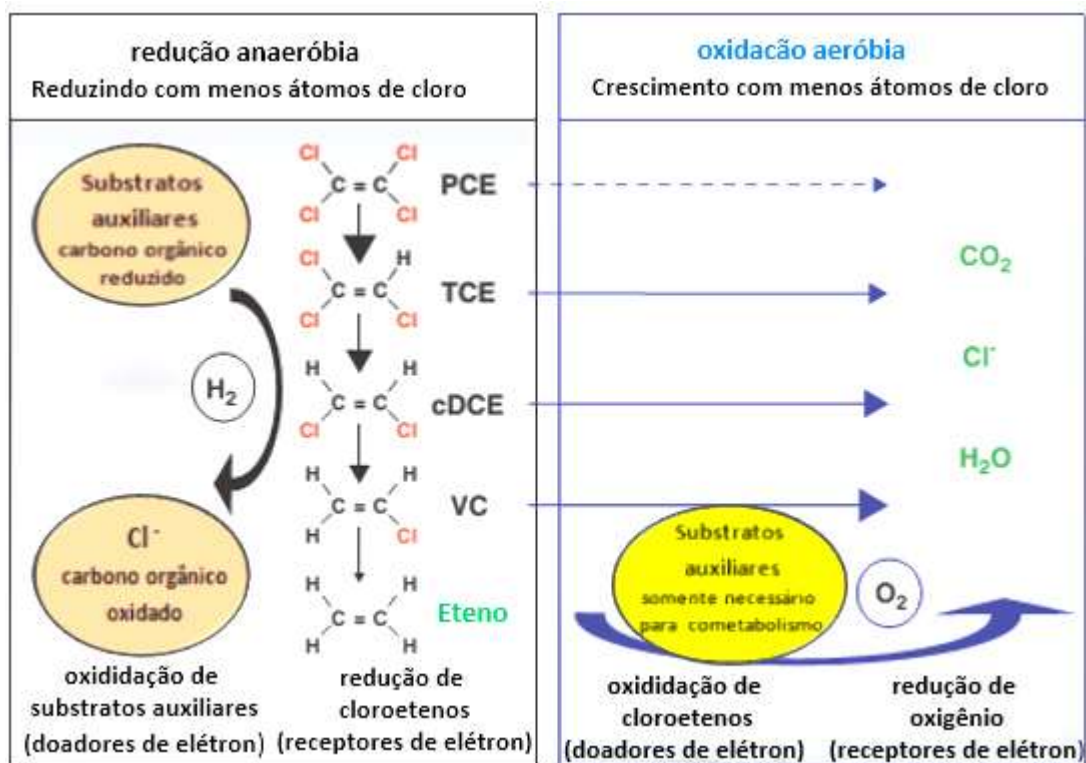


Figura 5: Vias de Degradação dos Solventes Etenos Clorados

Fonte: Adaptado de TIEHM & SCHMIDT (2011)

A degradação biológica dos etenos clorados está geralmente associada a três processos metabólicos: decloração redutiva, cometabolismo aeróbico e oxidação direta (FRASCARI et al., 2015; PANT & PANT, 2010).

Na decloração redutiva os etenos clorados em ausência de oxigênio dissolvido são usados como receptores de elétrons. No cometabolismo são degradados através de processo aeróbico como resultado de interações bioquímicas. E na oxidação direta os microrganismos obtêm energia e carbono orgânico dos etenos clorados, os quais são utilizados como doadores de elétrons (PANT & PANT, 2010; BRADLEY & CHAPELLE, 2010).

Os trabalhos avaliados por FRASCARI et al. (2015) sugerem que o cometabolismo aeróbico em relação a decloração redutiva ocorra sob taxas de degradação superiores e forme produtos finais considerados tóxicos em menores quantidades. Contudo, a decloração redutiva é um processo mais simples e tende a ocorrer em meios com maiores concentrações de etenos clorados os quais podem estar associados com áreas fontes.

A oxidação direta apresenta algumas vantagens em relação ao cometabolismo aeróbico devido não necessitar de substrato para crescimento de microrganismos e utilização eficiente do oxigênio em seu processo redução através da doação de elétrons dos etenos clorados (TIEHM AND SCHMIDT, 2011).

Existem outros processos metabólicos que resultam na degradação completa ou incompleta dos etenos clorados, os quais estão associados as características do meio subterrâneo. Contudo, entre os diversos fatores que podem influenciar nos processos de degradação os principais identificados foram o potencial de oxirredução do meio, presença de oxigênio disponível (meio anaeróbio ou anaeróbio), microrganismos e compostos químicos presentes (FRASCARI et al., 2015; TIEHM AND SCHMIDT, 2011; PANT & PANT, 2010; BRADLEY & CHAPELLE, 2010).

### 4.3 PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS

O desenvolvimento industrial, agrícola e urbano que ocorreu no último século proporcionou o aumento da geração de efluentes. Esses efluentes são descarregados direta ou indiretamente nos corpos hídricos, podendo conter compostos químicos nocivos aos seres humanos e ao meio ambiente.

Paralelamente, técnicas de tratamento de água e efluente foram desenvolvidas para melhorar a qualidade ou remover contaminantes tóxicos. Contudo, como resultado das atividades antrópicas alguns desses contaminantes demonstraram-se difíceis de tratamento.

O desafio gerado proporcionou a criação e o desenvolvimento de novas técnicas para tratamento de poluentes gerados através das atividades antrópicas. Processos Oxidativos Avançados (POA) foram alternativas de tratamento desenvolvidas ao longo do século passado capazes de removerem baixas e altas concentrações de compostos químicos refratários, tóxicos e não biodegradáveis (CHENG et al., 2016; DENG & ZHAO, 2015; POYATOS et al., 2010; AMETA et al., 2013; RAY et al., 2006).

Os tratamentos que utilizam POA podem resultar na completa degradação dos poluentes em CO<sub>2</sub>, água e compostos inorgânicos, assim como podem gerar compostos biodegradáveis inofensivos provenientes da degradação parcial de compostos não biodegradáveis (POYATOS et al., 2010).

Basicamente os POA consistem na geração de radical hidroxila (OH●), agente reativo com elevado potencial de oxidação, em quantidade suficiente para degradação do contaminante alvo (CHENG et al., 2016; DENG & ZHAO, 2015; POYATOS et al., 2010; AMETA et al., 2013; RAY et al., 2006).

Segundo AMETA et al. (2013), as principais características do radical hidroxila são:

- Curta duração;
- Pode ser facilmente produzido;
- Poderoso oxidante;
- Comportamento eletrofílico;
- Altamente reativo;
- Não seletivo

Segundo DENG & ZHAO (2015), o comportamento não seletivo o torna capaz de reagir rapidamente com inúmeras espécies, com taxa constante na ordem de  $10^8 - 10^{10} \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ .

O radical hidroxila pode ser gerado de forma simples ou combinada, através dos métodos citados abaixo (RAY et al., 2006):

- a) Oxidação química utilizando: peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), ozônio ( $\text{O}_3$ ), Reação de Fenton;
- b) Radiação utilizando: radiação ultravioleta (UV), radiação  $\gamma$ , ondas ultrassônicas e feixe de elétrons;
- c) Fotocatálise através da utilização de UV e dióxido de titânio ( $\text{TiO}_2$ ).

Esses métodos consistem basicamente na utilização de irradiação (luz ultravioleta e ultrassom) e agentes oxidantes, sozinhos ou combinados, para geração de radical hidroxila. A Tabela 4 apresenta o potencial de oxidação de diferentes oxidantes.

Segundo POYATOS et al. (2010), os POAs podem ser classificados como homogêneos, sem a presença de catalisadores sólidos, ou heterogêneos, com a presença de catalisadores, conforme ilustra a Figura 6.



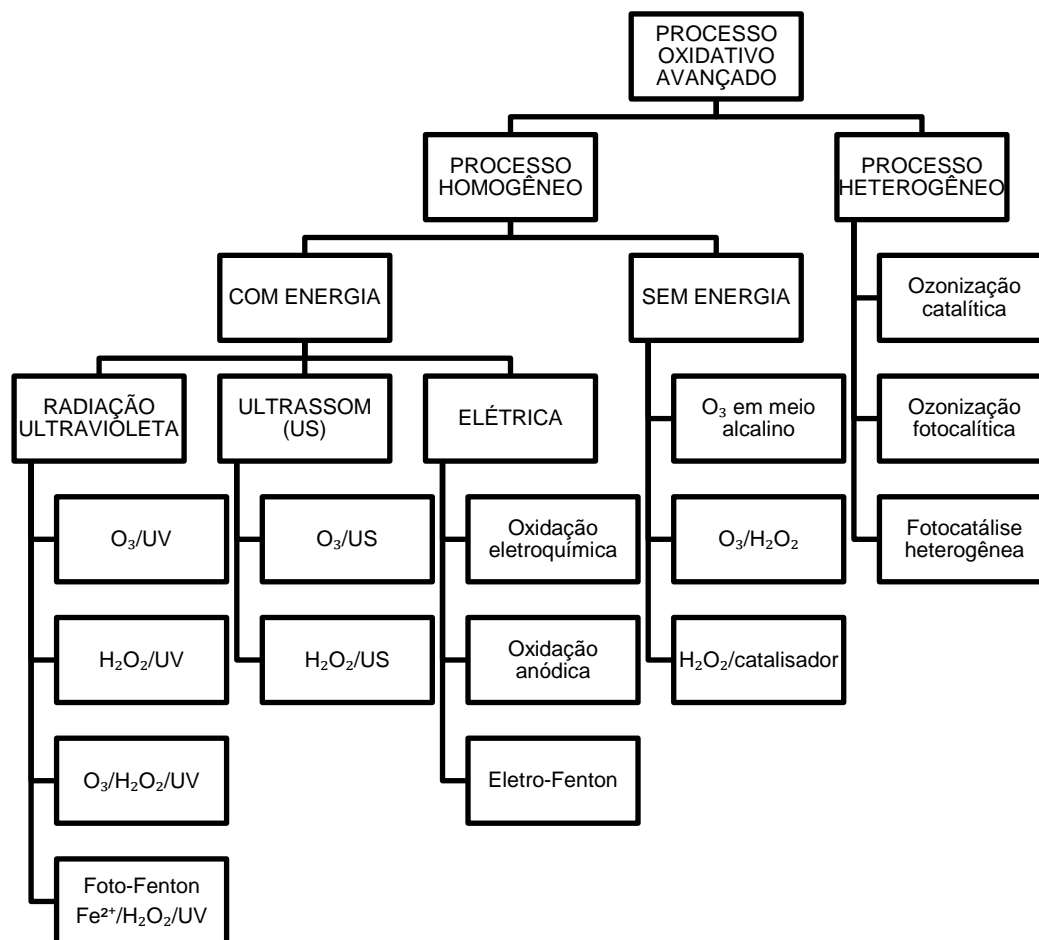
**Tabela 4: Potencial de Oxidação de Diferentes Oxidantes**

Oxidante	Potencial de oxidação (eV)
Flúor	3,0
Radical hidroxila	2,8
Ozônio	2,1
Peróxido de hidrogênio	1,8
Permanganato de potássio	1,7
Dióxido de cloro	1,5
Cloro	1,4

**Fonte:** Adaptado RAY et al. (2006).

A possibilidade de mineralização de poluentes orgânicos, remoção de compostos recalcitrantes e a fácil combinação com processos biológicos estão entre as principais vantagens da utilização de POA no tratamento de efluentes industriais e domésticos (RAY et al., 2006).

Além disso, segundo CHENG et al. (2016), diferentes POA estão sendo utilizados para o tratamento de solos e água subterrâneas contaminadas por diferentes compostos químicos, tais como: Hidrocarbonetos Totais do Petróleo, Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA), Bifenilas Policloradas (PCB) e Pesticidas.



**Figura 6: Classificação dos Processos Oxidativos Avançados**

Fonte: Adaptado de POYATOS et al. (2010)

#### 4.4 PEROXONE

Um dos Processos Oxidativos Avançados utilizados para tratamento de poluentes é a combinação, em meio aquoso, de peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) com ozônio ( $\text{O}_3$ ), conhecido como peroxone ( $\text{O}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ ). Essa combinação proporciona o aumento da geração de radicais hidroxila (TSAI et al., 2008).

O ozônio é um gás de incolor a azulado considerado tóxico, altamente oxidante, reativo e instável e com curta duração (DENG & ZAO, 2015; TSAI et al., 2008; SHAMMAS & WANG, 2005).

É utilizado amplamente no tratamento de efluentes domésticos e industriais, assim como no tratamento de água devido suas propriedades. A Tabela 5 apresenta a visão geral, segundo GOTTSCHALK et al. (2010), dos objetivos da aplicação do ozônio no tratamento de efluentes.

A oxidação através do ozônio pode agir de duas formas: diretamente na oxidação de contaminantes (oxidação direta) ou gerar radicais livres, como o radical hidroxila, através de reações intermediarias (SILVA, 2006; CHOI et al., 2002).

A forma que ocorrerá a oxidação será fortemente dependente do pH do efluente, em meio ácido a tendência é de oxidação direta enquanto que em meio alcalino o ozônio tende a decompor formando radicais livres (SILVA, 2006; SHAMMAS & WANG, 2005).

A instabilidade do O<sub>3</sub> inviabiliza que este seja produzido, armazenado e transportado para o local de utilização, devendo ser gerado e utilizado imediatamente. É normalmente gerado através de geradores de ozônio que podem utilizar como suprimento ar ambiente ou oxigênio puro para geração do ozônio. Geradores que utilizam ar puro produzem concentrações de ozônio de 1-2% por volume ou 8-10% se utilizam oxigênio puro, essa diferença resulta basicamente no aumento do custo de geração (CLAYTON et al., 2011).

**Tabela 5: Objetivo na Aplicação de Ozônio no Tratamento de Efluentes**

Objetivos da Remoção	Água Potável	Indústria alimentícia	Piscinas	Água de Refrigeração	Efluentes Industriais
Desinfecção	++	++	++	++	
Melhoria na separação de partículas	+	+			
Eliminação de ferro e manganês	+	++		+	
Remoção de matéria orgânica natural	+	+			
Remoção de Micropoluentes	++				++
Remoção de compostos orgânicos halogenado	++				++
Melhoria no gosto	+	++			
Desodorização	+	++	+		
Remoção de DBO / DQO	+		+		+
Melhoria na biodegradabilidade	+				++
Reuso de água					+

**Fonte:** Adaptado de GOTTSCHALK et al. (2010)

Segundo SILVA (2006), a solubilidade do ozônio na água, para uma pressão parcial igual a 1 atm na fase gasosa, é de 570 mg.L<sup>-1</sup> a 20°C. SHAMMAS & WANG (2005), classificam o ozônio apenas como ligeiramente solúvel em água. PACHECO (2012) sugere que outros fatores afetam a solubilidade do ozônio na água, como, concentração do ozônio na fase gasosa, pressão total do sistema gás/líquido, temperatura da água e presença de agentes químicos redutores na água.

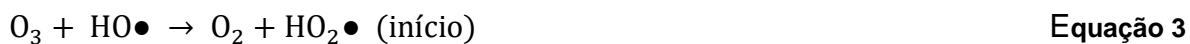
A Tabela 6 apresenta as principais características físico-químicas do ozônio.

**Tabela 6: Características Físico-Químicas do Ozônio**

<b>Propriedades Físico-Químicas</b>	<b>Valor</b>
Massa molar	47,998 g.mol <sup>-1</sup>
Ponto de fusão	-192,5 °C
Ponto de ebulição	-111,9 °C
Temperatura crítica	-12,1 °C
Pressão crítica	5,46 MPa
Massa volumétrica a 0°C e 1 atm	2,15 g.L <sup>-1</sup>
Entalpia a partir de O <sub>2</sub>	142,12 kJ/molO <sub>3</sub>
Comprimento de onda de máxima absorção	253,7 nm
Potencial de oxidação a 25°C	2,076 V

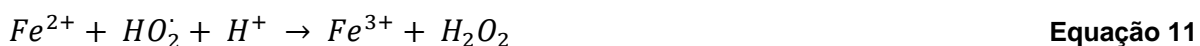
**Fonte:** SILVA (2006)

SOTELO et al. (1987) propõe que a decomposição do ozônio conforme as equações 1 a 5 abaixo:



O peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) é um forte agente oxidante líquido, capaz de gerar radicais hidroxila, amplamente utilizado no tratamento de efluentes industriais com objetivo de transformar ou degradar diversos contaminantes orgânicos (PETRI et al., 2011).

Um dos mecanismos mais comuns de geração de radicais hidroxila através de peróxido de hidrogênio é conhecido como Reação de Fenton. O processo consiste da decomposição do peróxido de hidrogênio catalisada por Fe<sup>+2</sup> em meio ácido, conforme é apresentado nas equações 6 a 12 (DENG & ZHAO, 2015; POYATOS et al., 2010).



A dosagem de peróxido de hidrogênio e íon ferroso deve ser projetada a fim de evitar a captura / sequestro de radicais hidroxila, através de reações competitivas, que reduzem a eficiência do processo, conforme pode ser observado nas Equações 8 e 9 (DENG & ZHAO, 2015).

A produção de radicais hidroxila nesse processo é altamente dependente do pH do meio, geralmente entorno de 2-3 (PETRI et al., 2011). Segundo SILVA (2006), o processo apresenta as seguintes desvantagens: correção do pH (adição ácido e/ou bases), remoção de ferro residual e produção de grande volume de lodo.

De acordo com DENG & ZHAO (2015), a formação de lodo, gerada pelo acúmulo de  $Fe^{+3}$ , ocorre devido à cinética de redução do  $Fe^{+3}$  ser muito mais lenta que a de oxidação do  $Fe^{+2}$ , conforme pode ser observado nas Equações 6 e 7.

O mecanismo de geração de radicais hidroxila através da combinação de ozônio e peróxido de hidrogênio é complexo e envolve a geração direta de radicais hidroxila por ozônio ou peróxido de hidrogênio, assim como através dos intermediários formados (LANGLAIS et al., 1991 apud TSAI et al., 2008). Algumas das reações são apresentadas a seguir:



#### 4.4.1 Tratamento dos Etenos Clorados

A matriz cenário (*Screening Matrix*) da (FRTR, 2007) classifica o peroxone como uma técnica de remediação acima da média no desenvolvimento da técnica e efetividade no tratamento para etenos clorados dissolvidos em água subterrânea. Segundo HULING & PIVETZ (2006) e ITRC (2005), a técnica de peroxone é considerada excelente para a destruição dos etenos clorados.

Na remediação de áreas contaminadas a técnica pode ser utilizada basicamente de duas formas: através da extração da água subterrânea para tratamento ou a injeção dos oxidantes no solo, seja na zona vadosa ou saturada (FRTR, 2007; HULING & PIVETZ, 2006).

GLAZE & KANG (1988) avaliaram em laboratório o uso do peroxone na degradação dos compostos PCE e TCE dissolvidos em água subterrânea. Os resultados obtidos identificaram que a adição de peróxido de hidrogênio acelerou a taxa de degradação dos contaminantes e a técnica foi considerada promissora nas condições testadas.

SUNDER & HEMPEL (1997) testaram a degradação de PCE e TCE em solução aquosa e um modelo matemático desenvolvido com base nas reações cinéticas de oxidação conhecidas com  $H_2O_2$  e  $O_3$ . O teste realizado em tubo reator foi capaz de degradar praticamente todo o PCE e TCE, assim como o modelo matemático previu de forma eficaz os perfis de concentração dos poluentes, ozônio e peróxido de hidrogênio em diferentes condições.

YASUNAGA & HIROTSUJI (2008) verificou a eficiência na degradação de TCE e 1,2 cis-DCE através do tratamento com peroxone. Os resultados de laboratório e piloto comprovaram a eficiência na degradação dos compostos alvos. No teste piloto a reação foi capaz de reduzir a concentração de TCE de 5 - 12 mg/L para inferior a 0,04 mg/L e a concentração de 1,2 cis-DCE de 5 – 8 mg/L para 0,04 mg/L.



## 5 ESTUDO DE CASO

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área em estudo é uma indústria química do setor farmacêutico em processo de desativação. Desde a década de 1970, o terreno possui histórico de uso e ocupação por industriais químicas e laboratórios que produziram e armazenaram medicamentos de uso humano e veterinário. O layout da área de estudo é apresentado na Figura 7.

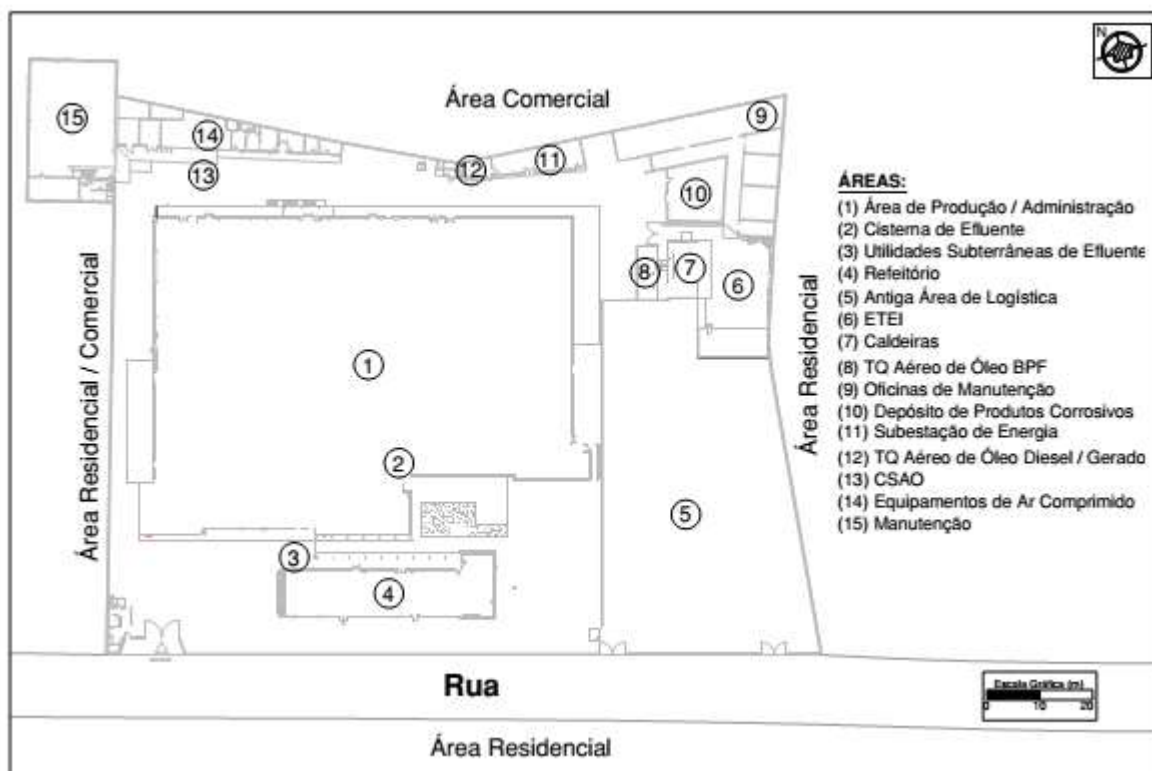


Figura 7: Layout da Área de Estudo

As atividades desenvolvidas na área possuem potencial de contaminação devido a utilização produtos químicos e insumos capazes de contaminar o meio ambiente caso sejam liberados acidentalmente ou manuseados de forma incorreta. Sendo assim, o empreendimento está sujeito as regulamentações do Sistema de Licenciamento Ambiental do Estado do Rio de Janeiro (RIO DE JANEIRO, 2014).

Como base no Decreto Estadual nº 44.820 de 2014, foram realizados estudos ambientais com o objetivo de avaliar se as atividades desenvolvidas ao longo dos anos na unidade industrial contaminaram o solo e a água subterrânea local.

Os estudos ambientais realizados buscaram atender ao Conselho Estadual de Meio do Rio de Janeiro através da Resolução CONEMA nº 44, de 14 de Dezembro de 2012. Portanto, o diagnóstico ambiental da área contemplou a realização dos quatro estudos descritos abaixo ao longo de 2014 e 2015:

- Avaliação Preliminar: Foi a primeira etapa dos estudos realizados na unidade industrial. Com base nas observações visuais do local e informações históricas coletadas, foram classificadas quatro áreas com potencial de contaminação e sete áreas com suspeitas de contaminação;
- Investigação Confirmatória: Foram realizadas sondagens e instalações de poços de monitoramento, com o objetivo com objetivo de confirmar ou não a presença dos contaminantes prioritários listados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) através da Resolução CONAMA 420, de 28 de Dezembro de 2009, em concentrações superiores aos valores de investigação;
- Investigação Detalhada e Avaliação de Risco à Saúde Humana: O objetivo foi avaliar a extensão da contaminação dos compostos identificados acima dos valores de investigação detectados na etapa anterior e avaliar os riscos à saúde humana decorrentes da exposição a essas substâncias;
- Investigação Complementar e Avaliação de Risco à Saúde Humana Adicional: Delimitar verticalmente e horizontalmente extensão da pluma de

contaminação identificada na unidade industrial, assim como atualizar a avaliação de risco humana à saúde humana.

Conforme descrito, a Avaliação Preliminar identificou a necessidade da realização de etapas adicionais que resultaram na execução de sondagens e instalação de poços de monitoramento de água subterrânea para amostragens de solo e água subterrânea, respectivamente.

Os estudos ambientais realizados após a Avaliação Preliminar na unidade industrial identificaram a presença compostos inorgânicos e orgânicos no solo e água subterrânea acima dos valores orientadores adotados, contudo os compostos tricloroetano, 1,2 – dicloroetano e cloreto de vinila apresentaram concentrações em água subterrânea com risco à saúde humana caso sejam expostos.

As seções a seguir apresentam as principais informações pertinentes a caracterização da área de estudo, assim como os procedimentos ambientais utilizados na elaboração do diagnóstico ambiental.

Por motivos de confidencialidade os dados não necessários à compreensão do estudo de caso e que preservem a identidade da empresa serão omitidos na presente dissertação.

### **5.1.1 Localização**

A área de estudo está localizada no município do Rio de Janeiro, Região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro, que abrange uma área de 1.200,179 km<sup>2</sup> (IBGE, 2015). A Região Metropolitana é composta pelos municípios Rio de Janeiro, Belford Roxo, Duque de Caxias, Guapimirim, Itaboraí, Japeri, Magé, Maricá, Mesquita, Nilópolis, Niterói, Nova Iguaçu, Paracambi, Queimados, São Gonçalo, São João de Meriti, Seropédica, Tanguá, Itaguaí, Rio Bonito e Cachoeiras de Macacu, conforme é apresentado na Figura 8 (ALERJ, 2013).

O entorno imediato da área de estudo é predominantemente residencial com a presença de empreendimentos comerciais na região.

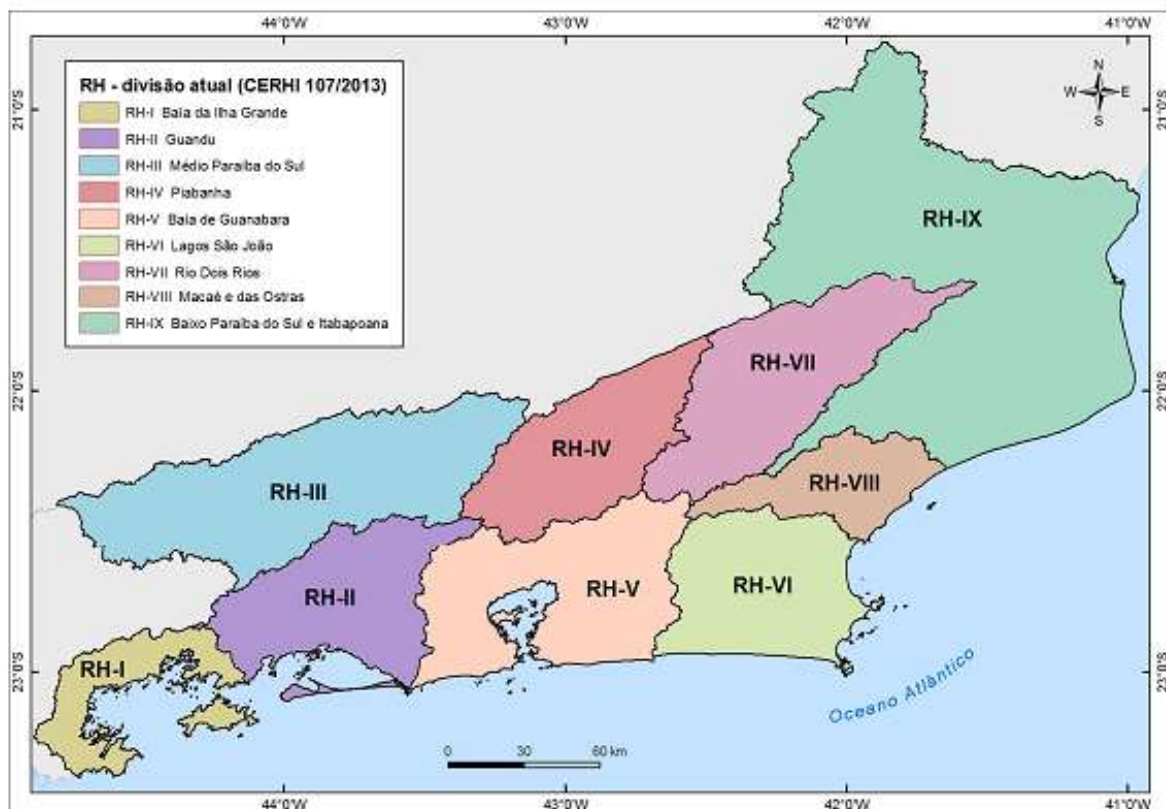


**Figura 8: Região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro**

Fonte: CEPERJ (2014)

### 5.1.2 Hidrografia

A área de estudo está inserida na Região Hidrográfica V - Baía de Guanabara (RH V), composta por 17 municípios, conforme a Resolução CERHI nº 107, de 22 de Maio de 2013. A Figura 9 apresenta a distribuição das Regiões Hidrográficas.



**Figura 9: Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro**

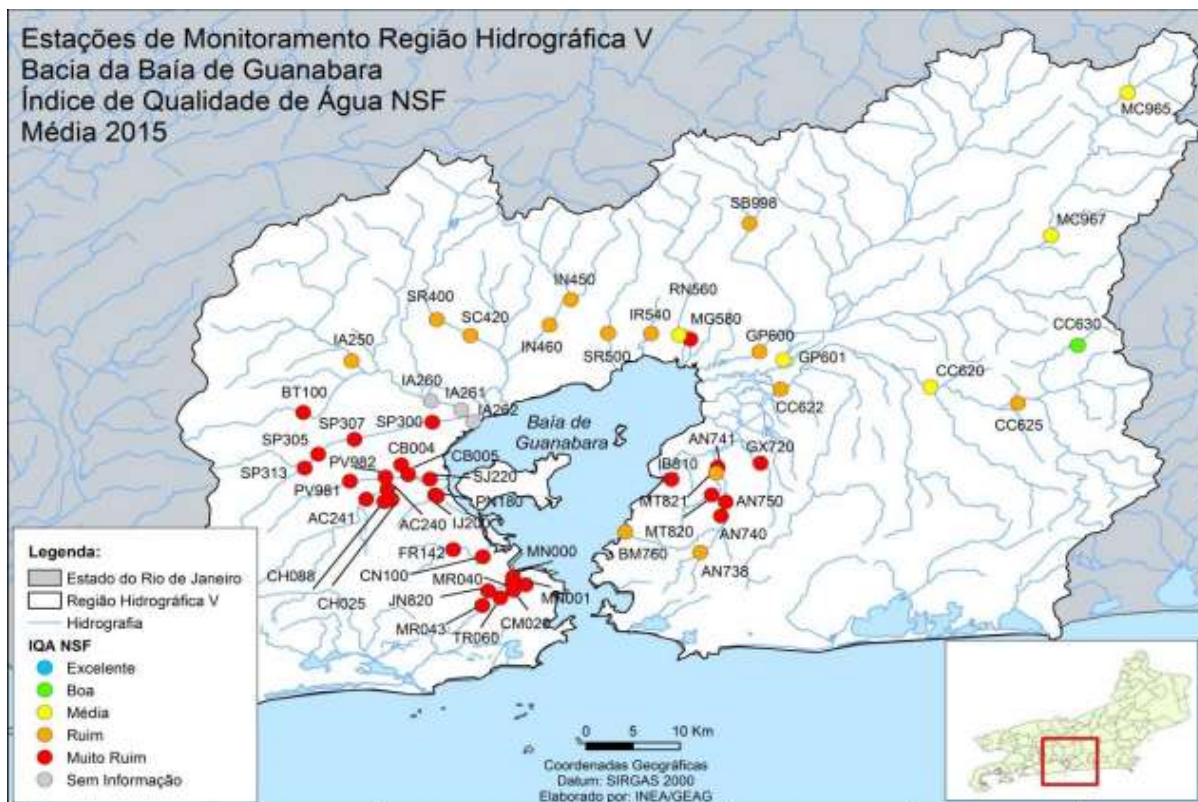
Fonte: INEA (2014b)

A RH V - Baía de Guanabara é composta pelos municípios de Niterói, São Gonçalo, Itaboraí, Tanguá, Guapimirim, Magé, Duque de Caxias, Belford Roxo, Mesquita, São João de Meriti, Belford Roxo, Mesquita, São João de Meriti e Nilópolis. Os municípios de Maricá, Rio Bonito, Cachoeira de Macacu, Petrópolis, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro compõem parcialmente a RH V (CERHI, 2013).

A qualidade da água dos corpos hídricos que pertencem RH V é monitorada pelo INEA através do Índice de Qualidade de Água (IQANFS).

O resultado do monitoramento do ano 2015 indicou que a maioria das estações de monitoramento estão com IQANFS entre ruim ( $50 > IQA \geq 25$ ) e muito ruim ( $25 >$

IQA  $\geq 0$ ). Portanto, as águas foram classificadas como impróprias para tratamento convencional visando abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados (INEA, 2016). A Figura 10 apresenta a distribuição das estações de monitoramento e a classificação média do ano de 2015.



**Figura 10: Estações de Monitoramento da Bacia da Baía de Guanabara e Resultado Médio do Ano de 2015 por Estação**

Fonte: INEA (2016).

Em relação a água subterrânea, o estado do Rio de Janeiro é composto por dois grandes sistemas de aquífero, o Fraturado e o Sedimentar. O aquífero fraturado é composto basicamente por rochas cristalinas que ocupam cerca de 80 % do território do estado (INEA, 2014a).

O aquífero fraturado apresenta ausência ou baixa frequência de espaços vazios nas rochas, elevada anisotropia e heterogeneidade. A porosidade e a permeabilidade estão associadas com as fraturas, fissuras, juntas e falhas que existam eventualmente nas rochas (INEA, 2014a).

Segundo o estudo de favorabilidade hidrogeológica realizado pela CPRM (2000), 46,25% da área cristalina do estado é classificada como de favorabilidade alta a muito alta, 38,22% mediana, 14,7% baixa a muito baixa e 0,83% desfavorável. A vazão média dos poços perfurados no sistema cristalino localizados na Região Hidrográfica V (Baía de Guanabara) é de 3,12 m<sup>3</sup>/h (CPRM, 2000).

Os aquíferos sedimentares são compostos por sedimentos não consolidados e rochas sedimentares, isto é, armazena e transporta através dos espaços vazios entre os grãos. No estado do Rio de Janeiro os aquíferos sedimentares ocorrem principalmente em bacias sedimentares (Campos e Resende) e em depósitos aluvionares, lagunares e costeiros.

A região onde está inserida a área em estudo é caracterizado pelo aquífero sedimentar aluvio-lacustre que é composto por sedimentos prioritariamente arenosos e argilosos intercalados com matéria orgânica. O aquífero é do tipo livre, sobreposto tanto ao embasamento cristalino quanto a sedimentos mais antigos. Normalmente a qualidade da água é de boa a levemente ferruginosa (CRPM, 2000).

De maneira geral, a Região Hidrográfica da Baía da Guanabara apresenta água subterrânea classificada como cloretada sódica e bicarbonatada sódica e, em menor proporção, águas bicarbonatadas cálcicas e sulfatadas cálcicas. Em termos litológicos as águas derivam de rochas cristalinas, cristalinas alteradas e em menor número de rochas básicas, carbonáticas e sedimentares (INEA, 2014a).

### 5.1.3 Geologia

De acordo com o Mapa Geológico do Estado do Rio de Janeiro (CPRM, 2000), o município do Rio de Janeiro encontra-se inserido geologicamente na Faixa Ribeira, embasamento cristalino da região do sudeste brasileira. Faz parte de um sistema orogênico de direção NE, resultante da colisão entre o paleocontinente São Francisco–Congo com a parte ocidental do Cráton da Angola (CPRM, 2012).

A região onde está localizada a área de estudo é constituída preferencialmente por rochas da Era Proterozóica do Complexo Rio Negro e Unidade Santo Aleixo, e por sedimentos Quaternários compostos por depósito marinho e flúvio-marinho e depósito colúvio-aluvionar (CPRM, 2000). As características das rochas e dos sedimentos, segundo a CPRM (2000), são definidas abaixo:

- **Complexo Rio Negro:** Ortognaisse bandado, TTG, de granulação grossa, texturas porfiríticas recristalizadas e, com forte foliação tangencial. Intercalações de metagabro e metadiorito deformados (anfíbolito) ocorrem localizadamente. Intrusões de granada leucogranitos tipo-S e de apófises de granitóides do Batólito Serra dos Órgãos ocorrem regionalmente.
- **Unidade Santo Aleixo:** Fácies marginal do Batólito Serra dos Órgãos constituída por granada-hornblenda-biotita granodiorito, rico em xenólitos de paragnaisse parcialmente fundido e assimilado (migmatito de injeção). Intrusões tardias de leucogranitos tipo-S são comuns;
- **Depósito Marinho e Flúvio-Marinho:** Depósitos flúvio-marinhos síltico-areno-argilosos, ricos em matéria orgânica, englobando linhas de praia atuais a antigas, além de manguezais
- **Depósito Colúvio-Aluvionar:** Depósitos fluviais e flúvio-marinhos areno-síltico-argilosos com camadas de cascalheiras associados a depósitos de tálus, e sedimentos lacustrinos e de manguezais retrabalhado.



#### 5.1.4 Geomorfologia

A área de estudo está inserida em uma área onde a geomorfologia é compreendida basicamente por dois sistemas de relevo principais (CPRM, 2000): Planícies Colúvio-Alúvio-Marinhas e Maciços Costeiros e Interiores.

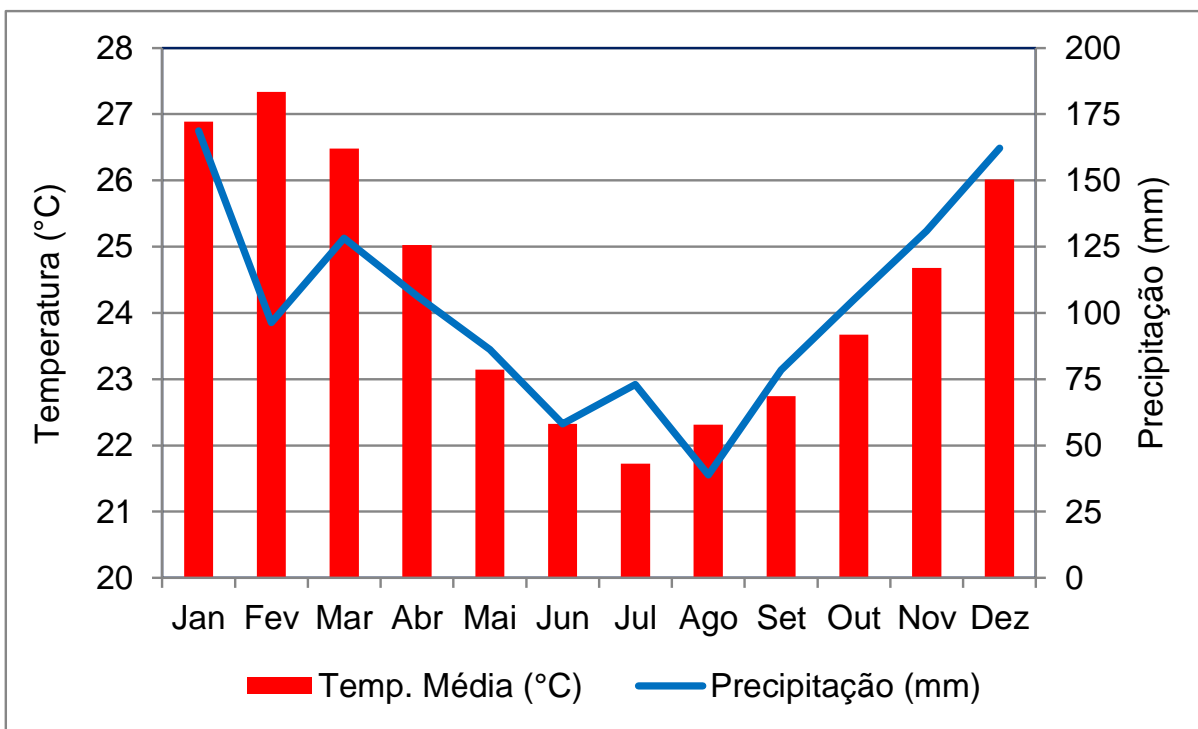
Essas planícies são compostas por superfícies parcialmente horizontais com gradientes extremamente suaves com os sedimentos apresentando características de processos fluviais, de encosta e marinhos. Alguns terrenos podem apresentar drenagem lenta com canais meandrante e divagante (CPRM, 2000).

O relevo extremamente acidentado é característico dos Maciços Costeiros e Interiores, assim como as vertentes predominantemente retilíneas a côncavas, escarpadas e topos de cristas alinhadas, aguçados ou levemente arredondados (CPRM, 2000). As características do tipo de relevo resultam em uma drenagem alta a muito alta, onde as amplitudes topográficas elevadas estão associadas a ocorrência de colúvios e depósitos de tálus, solos rasos e afloramentos rochosos.

#### 5.1.5 Clima

O clima na Região Metropolitana do Rio de Janeiro é definido como tropical semiúmido, o verão apresenta temperaturas elevadas e chuvas intensas e o inverno temperaturas moderadas (PADILHA, 2011).

Os dados históricos de 1961 a 2015 da estação Rio de Janeiro (OMN: 83743), indicam que a temperatura média anual no município do Rio de Janeiro é de 24,4 °C (INMET, 2016) e a precipitação mensal média varia entre 38,8 a 168,7 mm (ALERTARIO, 2016). O **Gráfico 2** abaixo apresenta as informações mensais de temperatura e precipitação médias do município do Rio de Janeiro.



**Gráfico 2: Temperatura e Precipitação Médias Mensais do Município do Rio de Janeiro**

Fonte: INMET (2016); ALERTARIO (2016).

## 5.2 DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

### 5.2.1 Solo

Com objetivo de avaliar a qualidade ambiental do solo local e instalar poços de monitoramento de água subterrânea foram realizadas sondagens de reconhecimento através de trado manual de 4 polegadas de diâmetro e mecanizadas com perfuratriz rotativa de 7 polegadas de diâmetro.

Todas as sondagens foram realizadas com base na norma NBR 15.492 (ABNT, 2007), sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental.

A descrição litológica foi realizada durante a execução das sondagens através da caracterização tátil visual do solo. De forma a avaliar a presença de compostos orgânicos voláteis (COV) no solo, foram realizadas medições através do equipamento PID (*Photoionization Detector*), modelo *Tiger* da marca *Ionscience*, em intervalos de 0,5 m ou quando observado indícios organolépticos de contaminação no solo.

As amostras de solo foram coletadas em profundidades variadas a cada sondagem entre a camada superficial e a franja capilar. O solo das sondagens onde foram observados indícios organolépticos de contaminação ou detectadas leituras consideráveis de COV também foram coletados para amostragem.

Os parâmetros selecionados para análise foram os previstos na Resolução CONAMA 420/2009. Adicionalmente, foram coletadas amostras de solo para análise geotécnica em consonância com a norma NBR 9813 (ABNT, 1987), determinação da massa específica aparente *in situ* com emprego de cilindro de cravação.

O acondicionamento e preservação das amostras foram realizados de acordo com as orientações do laboratório. As amostras foram mantidas, tanto em campo como durante o envio ao laboratório, em caixa térmica com temperatura de  $4 \pm 2$  °C através de gelo potável.

Os resultados analíticos das amostras de solo foram comparados com os valores orientadores previstos no Art. 7º da Resolução nº 44 (CONEMA, 2012). O Gráfico 3 apresenta a distribuição das concentrações detectadas de metais no solo e a Tabela 7 apresenta propriedades físicas das amostras de solo coletadas.

Entre os compostos orgânicos, concentrações de PCB, inferiores a 1 mg/kg, foram detectadas em algumas amostras de solo superficial. Os demais compostos orgânicos não apresentaram concentrações acima dos valores orientadores utilizados.

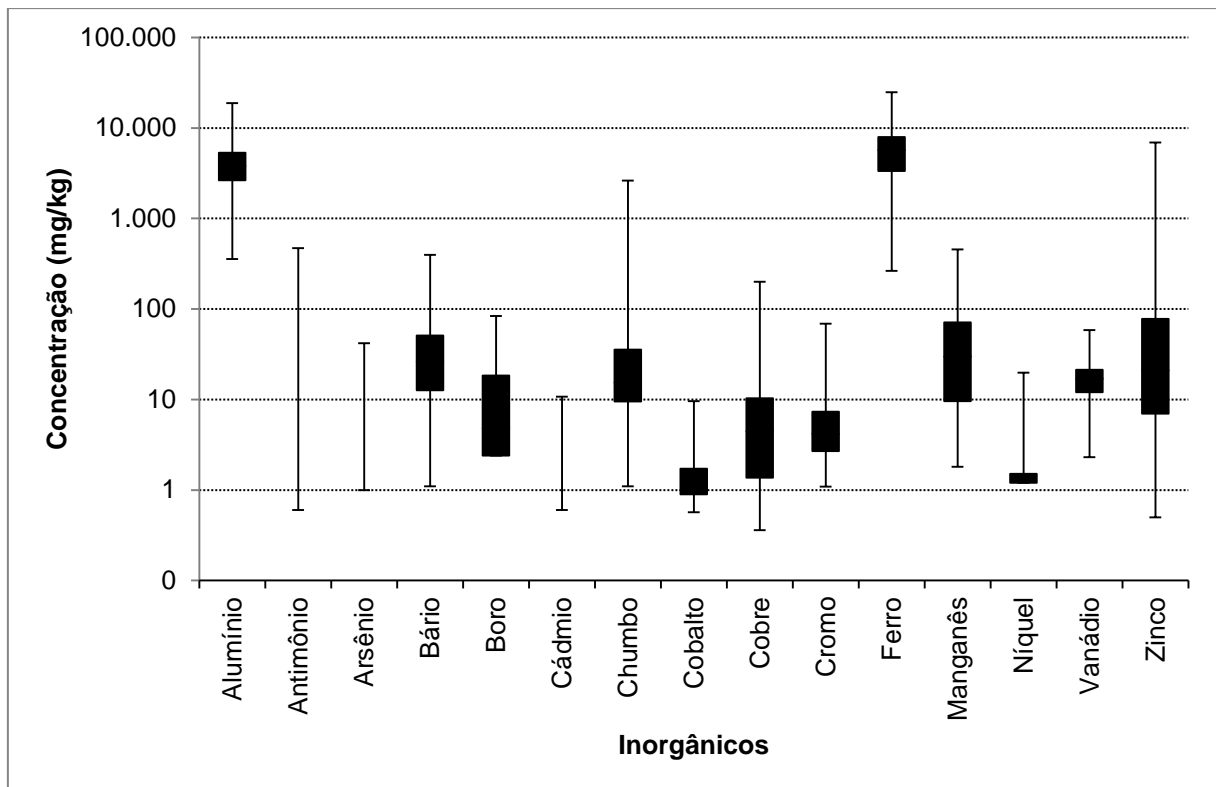


Gráfico 3: Distribuição das Concentrações Detectadas de Metal no Solo

Tabela 7: Propriedades Físicas do Solo

Parâmetros	Unidade	Amostra / Profundidade (m)		
		AG-01A (1,0)	AG-01B (4,0)	AG-02 (1,0)
Massa Específica Aparente	g/cm <sup>3</sup>	1,53	-	1,91
Porosidade Efetiva	%	6,23	-	4,90
Porosidade Total	%	36,50	-	27,30
Umidade	%	7,89	-	9,50
Argila	%	-	53,1	30,9
Silte	%	-	16,1	15,9
Areia muito fina	%	-	5,94	1,7

**Tabela 7: Propriedades Físicas do Solo**

Parâmetros	Unidade	Amostra / Profundidade (m)		
		AG-01A (1,0)	AG-01B (4,0)	AG-02 (1,0)
Areia fina	%	-	6,60	9,5
Areia média	%	-	8,42	9,3
Areia grossa	%	-	6,06	8,0
Areia muito grossa	%	-	3,20	8,5
Cascalho	%	-	0,46	16,2
Densidade de Partículas	g/cm <sup>3</sup>	-	2,90	2,63
Fração Carbono Orgânica	%	-	< 0,74	< 0,002

### 5.2.2 Água Subterrânea

Foram instalados no total 64 poços de monitoramento de água subterrânea conforme a norma NBR 15.495-1 (ABNT, 2009), poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados.

O material dos tubos de revestimento foi PVC geomecânico branco rosqueável com 2 polegadas de diâmetro, a espessura da seção filtrante com ranhuras de 0,5 mm de abertura variou de 1,0 a 3,0 m.

Os poços de monitoramento foram instalados em três níveis de profundidade, identificados como rasos, intermediários e profundos, com o objetivo de avaliar a presença de contaminantes em diferentes profundidades devido a heterogeneidade do solo da área em estudo.

O pré-filtro utilizado para preencher o espaço anular entre a parede da sondagem e o tubo foi areia lavada com diâmetro médio de 2 mm, e, estendeu-se da base da perfuração até 0,5 m acima da seção filtrante do poço. Posteriormente, o

espaço anular foi preenchido com bentonita e calda de cimento, material impermeável, até a superfície com objetivo de evitar a contaminação do poço por água superficial.

A Tabela 8 apresenta as faixas de profundidade de instalação dos poços e o nível d'água por faixa de instalação.

**Tabela 8: Características dos Poços de Monitoramento**

Poços	Prof. Instalação (m)	Nº	Nível d'Água		
			Médio	Mínimo	Máximo
Rasos	4,00 – 5,75	40	2,46	1,58	3,50
Intermediário	7,05 – 8,88	8	3,35	2,49	4,97
Profundo	13,00 – 15,78	16	4,39	2,46	13,43

Todos os poços foram vedados com *caps* de superfície de pressão e câmara de calçada com tampa de ferro, além da proteção sanitária construída em argamassa de cimento e areia.

Foi realizado o levantamento topográfico do topo dos poços de monitoramento instalados para obtenção das cotas relativas e cargas hidráulicas de cada poço.

Foram realizados cinco ensaios de permeabilidade através do método conhecido como *bail test* que consiste na extração de volumes de água e no monitoramento da recuperação do nível d'água até sua estabilização. A média harmônica das condutividades hidráulicas (K) obtidas foi de  $1,68 \times 10^{-4}$  cm/s.

A amostragem de água subterrânea foi realizada através do método de baixa vazão (conhecido como *low flow*) utilizando bomba bexiga controladora, seguindo a

norma ABNT NBR 15.847 (2010), amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento métodos de purga.

Durante a purga foram monitorados os parâmetros físico-químicos pH, condutividade elétrica (CE), temperatura, oxigênio dissolvido (OD) e potencial de oxirredução (Eh) através do multiparâmetro YSI 566 MPS. A Tabela 9 apresenta a média e a variação das leituras dos parâmetros físico-químicos.

O monitoramento dos parâmetros é necessário para obter amostras consistentes e representativas da formação, sendo a amostragem iniciada somente após a estabilização dos parâmetros dentro das faixas definidas.

**Tabela 9: Parâmetros Físico-Químicos das Amostras de Água Subterrânea**

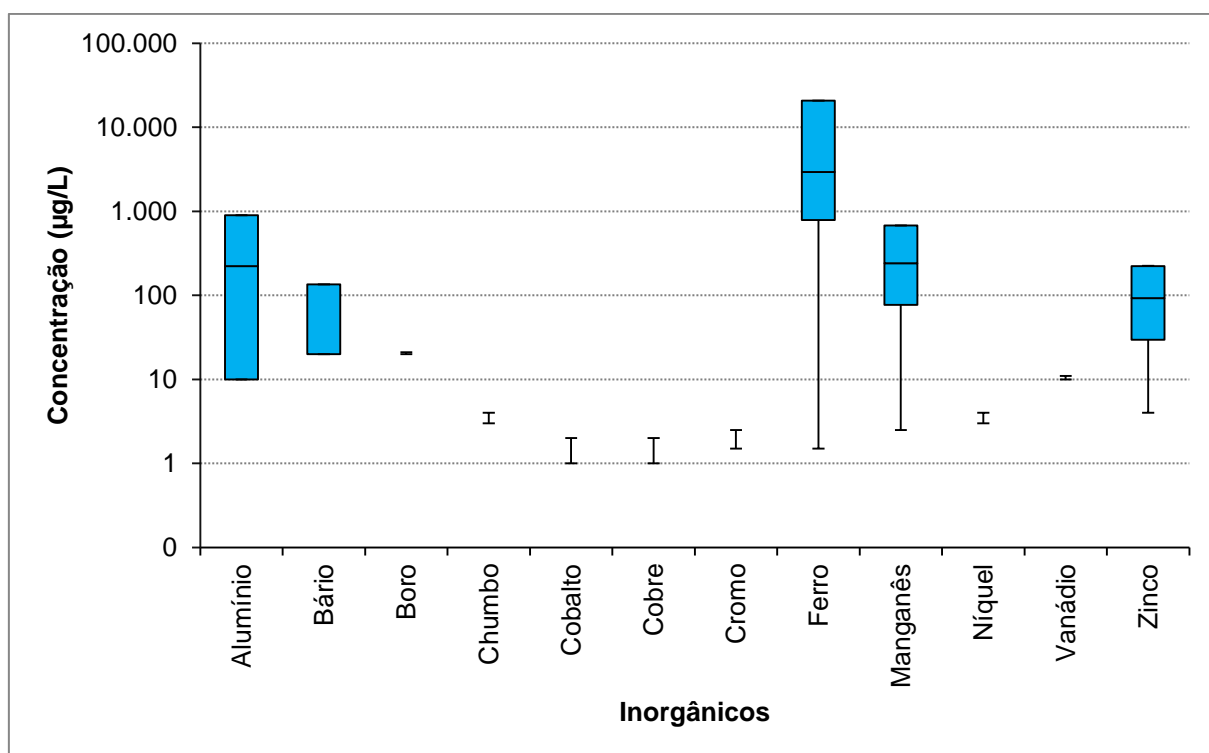
<b>Parâmetros</b>	<b>Rasos</b>	<b>Intermediário</b>	<b>Profundo</b>
Temperatura	28,84 23,97 – 31,78	27,10 24,50 – 29,45	27,34 25,84 – 30,27
pH	6,82 5,16 – 9,04	6,68 5,22 – 7,72	6,83 5,87 – 9,19
C.E.	986,30 223 – 2.734	1.553,88 578 - 6.751	646,81 254 – 1.745
OD	1,39 0,00 – 3,79	1,83 0,00 - 3,25	0,65 0,00 – 3,45
Eh	172,76 -2,20 – 456,60	110,26 -26,10 – 203,9	10,29 -90,8 – 223,6

Assim como nas amostras de solo, os parâmetros selecionados para análise e os valores orientadores utilizados foram os previstos na Resolução CONAMA nº 420 (CONAMA, 2009) e Resolução nº 44 (CONEMA, 2012), respectivamente.

As amostras de metais dissolvidos foram filtradas em campo com filtro de 0,45 microns para remoção de partículas de solo em suspensão e preservadas com ácido nítrico.

As amostras de água subterrânea apresentaram elevadas concentrações de alumínio, manganês e ferro dissolvidos, conforme apresentado no Gráfico 4.

Em relação aos compostos orgânicos analisados, somente foram detectadas concentrações de voláteis, destacando-se o grupo dos etenos clorados que apresentaram concentrações acima dos respectivos valores de investigação.



**Gráfico 4: Distribuição das Concentrações Detectadas de Metais Dissolvidos na Água Subterrânea**



### 5.2.3 Avaliação de Risco à Saúde Humana

A Avaliação de Risco à Saúde Humana foi realizada como o objetivo de estimar e avaliar os riscos à saúde dos receptores atuais e futuros de acordo com o cenário de exposição elaborado. O cenário de exposição considerou as concentrações e características físico-químicas dos compostos químicos de interesse (CQI) e dados físicos específicos da área de estudo na avaliação do risco à saúde humana.

Foram utilizadas as planilhas da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo (Cetesb) elaboradas em 2009 e atualizadas em 2013 seguindo as atualizações de parâmetros toxicológicos e dados físico-químicos adotados internacionalmente e utilizando dados específicos da área de estudo.

Foram selecionados como CQI os compostos que apresentaram concentração superior ao valor de investigação adotado. E os cenários considerados foram o industrial, embora em descomissionamento, e o futuro, possivelmente residencial, assim como os receptores potenciais e hipotéticos

Foi observado risco carcinogênico e não carcinogênico para a via de inalação em ambientes fechados para os residentes e trabalhadores comerciais localizados dentro e fora do limite da área de estudo, assim como para os trabalhadores de obras civis, na área do *hot spot* das concentrações de tricloroeteno e cloreto de vinila.

A Tabela 10 apresenta as Concentrações Máximas Aceitáveis (CMA) mais conservadoras calculadas para os compostos tricloroeteno, 1,2 cis-dicloroeteno e cloreto de vinila. Esses compostos apresentaram concentrações em água subterrânea acima das CMA para vias completadas de exposição.

**Tabela 10: CMA Calculadas dos Etenos Clorados**

<b>Composto</b>	<b>CMA (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	<b>Receptor</b>	<b>Via de Exposição</b>
Tricloroetano	54,6	Criança (Residencial)	Inalação
1,2 cis-dicloroetano	815	Trabalhador de Obra	Contato Dérmico
Cloreto de Vinila	217	Criança (Residencial)	Inalação

## 6 METODOLOGIA

### 6.1 AVALIAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A avaliação e interpretação dos dados obtidos nos estudos ambientais realizados na antiga indústria química, possibilitou a elaboração do modelo conceitual da área de estudo.

O Modelo Conceitual é uma ferramenta fundamental no gerenciamento de áreas contaminadas, que utiliza de requisitos escritos e/ou gráficos para compreensão dos processos físico, químicos e biológicos que podem influenciar a dinâmica dos contaminantes nos meios afetados até os receptores envolvidos (ABNT, 2013). Além disso, possibilita nortear a elaboração das propostas de mitigação e remediação da área contaminada (CETESB, 2001).

A elaboração do Modelo Conceitual buscou atender, considerando a disponibilidade de informações, os itens básicos previstos na norma ABNT NBR 16.210 (2013), os quais são apresentados abaixo:

- Determinação dos limites da área de estudo;
- Informações históricas de uso e ocupação da área de estudo;
- Identificação das substâncias químicas de interesse e áreas de interesse;
- Determinação dos valores de ocorrência natural das substâncias de interesse;
- Identificação, caracterização e localização das potenciais, suspeitas e reais fontes de contaminação;
- Caracterização do meio físico;
- Mecanismos de liberação dos contaminantes;
- As vias de transporte dos contaminantes;
- Identificação e caracterização dos receptores e bens a proteger.

Considerando que a área de estudo apresenta concentrações elevadas de etenos clorados dissolvidos em água subterrânea, o modelo conceitual deve avaliar a possibilidade de DNAPL na subsuperfície atuando como fonte secundária de contaminação.

Foi utilizado um dos métodos propostos por KUEPER & DAVIES (2009) para avaliação da presença de DNAPL residual na subsuperfície da área de estudo. O método proposto propõe comparar as concentrações dos contaminantes em água subterrânea possivelmente derivados do DNAPL com 1% da solubilidade efetiva calculada através da Lei de Raoult (Equação 19).

$$S_e = m_i S_i$$

**Equação 19**

Onde:

$S_e$  = Solubilidade efetiva do composto (mg/L)

$m_i$  = fração molar do composto  $i$  presente no DNAPL

$S_i$  = Solubilidade em água do composto  $i$  (mg/L)

Segundo KUEPER & DAVIES (2009), se a concentração do composto for superior a 1% da solubilidade efetiva calculada a presença de DNAPL residual em subsuperfície deve ser considerada próxima ao ponto de amostragem. Contudo, a distância da localização do DNAPL não pode ser determinada por esse método.

Foi considerado o TCE como composto principal do possível DNAPL devido as concentrações detectadas de TCE em água subterrânea e as vias de degradação conhecidas dos etenos clorados.

## 6.2 SELEÇÃO DA TÉCNICA DE REMEDIAÇÃO

A seleção da técnica de remediação é uma etapa complexa no gerenciamento de áreas contaminadas devido a quantidade e diversidade de fatores envolvidos na tomada de decisão. Alguns fatores, como: o tipo de contaminante, as características físico-químicas da área, custo de implementação e o prazo para remediação, devem ser considerados para implementar um projeto de remediação (CETESB, 2001)

Existe ainda a necessidade de considerar a perícia dos profissionais envolvidos na realização do diagnóstico e o conhecimento das técnicas de remediação disponíveis, para garantir o sucesso do processo de remediação (CETESB, 2001).

Com base no Modelo Conceitual da área de estudo, foi determinado que objetivo principal da remediação é reduzir as concentrações dos compostos etenos clorados dissolvidos em água subterrânea a níveis inferiores a CMA.

Adicionalmente, a seleção da técnica de remediação deveria ser capaz de destruir os contaminantes de interesse na própria área, reduzindo assim a chance de propagação da contaminação para outras áreas não afetadas.

Com base nessas premissas, os Processos Oxidativos Avançados foram considerados uma opção eficaz, entre as diversas técnicas de remediação existente, devido a capacidade de destruição completa do contaminante.

Com objetivo de verificar a eficácia da utilização de POAs na remediação da área de estudo foi utilizada a ferramenta chamada matriz cenário (*Screening Matrix*). Criada pela *Federal Remediation Technologies Roundtable* (FRTR), entidade formada por vários órgãos federais dos Estados Unidos da América, a ferramenta tem como objetivo auxiliar os profissionais envolvidos na tomada de decisão na escolha da melhor alternativa possível.

A matriz cenário da FRTR relaciona diversas técnicas para remediação de solo e água subterrânea, assim como os principais fatores, considerados pela FRTR, na escolha da remediação, tais como: tempo necessário, custos operacionais e viabilidade assim como a aplicabilidade da remediação aos contaminantes listados. A matriz cenário foi criada com base na compilação de dados obtidos através das experiências com técnicas de remediação dos diversos órgãos envolvidos com o intuito de se obter um único documento que representasse todo o conhecimento adquirido sobre as técnicas.

Dentro da possibilidade da utilização de POAs para remediação de água subterrânea contaminada por etenos clorados, a escolha do método de POA foi pautada em conhecimentos técnicos já estabelecidos e de eficácia comprovada.

Os manuais técnicos de oxidação química elaborados por HULING & PIVETZ (2006) e ITRC (2005) para remediação de solo e água subterrânea contaminadas auxiliariam na escolha da técnica.

A injeção direta de oxidante no solo e água subterrânea não foi considerada devido necessidade de estudos complementares para detalhamento do ambiente subterrâneo e as medidas de engenharia necessárias para reduzir os riscos envolvidos na injeção de oxidante próxima a áreas residenciais (HULING & PIVETZ, 2006; ITRC, 2006).

Com base na escolha da técnica de remediação, foi selecionado o estudo realizado por YASUNAGA & HIROTSUJI (2008) na degradação de TCE e 1,2 cis-DCE em água subterrânea por peróxido de hidrogênio e ozônio como referência para elaboração do projeto de remediação da área de estudo.

O estudo realizado YASUNAGA & HIROTSUJI (2008), utilizou um dos métodos mais antigos de remediação, o Bombeamento e Tratamento (*Pump and Treat*), contudo o tratamento é realizado com os oxidantes peróxido de hidrogênio e ozônio ao invés dos tradicionais filtros de carvão ativado (NAKANO et al., 2000).

A CETESB (2001) considera o Bombeamento e Tratamento uma tecnologia consagrada devido os profissionais da área já possuírem conhecimento técnico suficiente para prever resultados ou não requererem de testes de laboratório ou pilotos para serem aplicados em campo.

## **6.3 PROJETO DE REMEDIAÇÃO**

### **6.3.1 Descrição do Sistema**

Conforme descrito no capítulo anterior, o sistema de remediação planejado consistirá na extração da água subterrânea contaminada por etenos clorados para tratamento através da combinação dos oxidantes peróxido de hidrogênio e ozônio.

Seguindo a CETESB (2001) e COHEN et al. (1997), foram considerados no projeto as características hidrogeológicas da área de estudo e os contaminantes presentes na água subterrânea.

O Modelo Conceitual elaborado identificou três áreas com necessidade de intervenção devido as concentrações detectadas em água subterrânea apresentarem risco à saúde humana.

Com base na delimitação das plumas de contaminação, foi avaliada a instalação do sistema de bombeamento e tratamento da água subterrânea contaminada em apenas uma das áreas. As outras duas áreas carecem de investigações adicionais para o correto dimensionamento do projeto e avaliação dos custos envolvidos na remediação.

O sistema de remediação previsto atuará exclusivamente na pluma de contaminação da porção sul da área de estudo.

Os pontos de bombeamento do efluente serão localizados estrategicamente na pluma de contaminação com os objetivos de remover a massa de contaminante e impedir a migração da pluma para as áreas residenciais vizinhas à área de estudo.

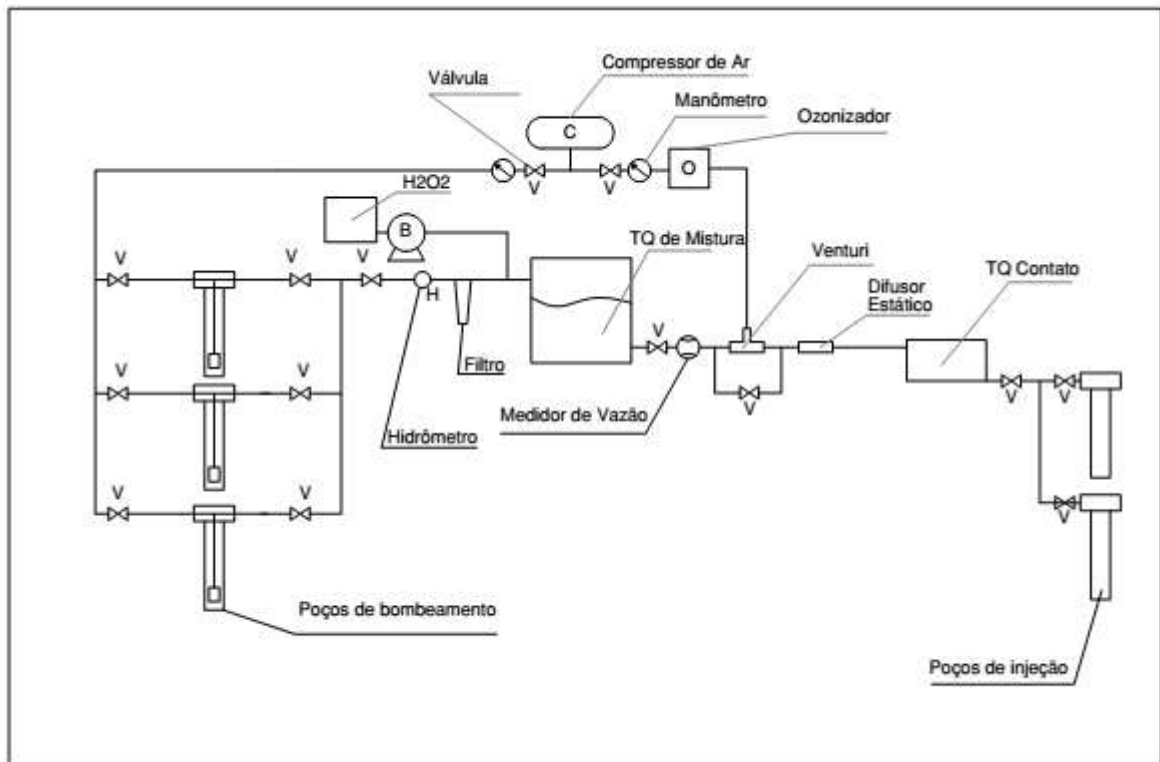
O efluente (água subterrânea tratada) do sistema de remediação será injetado no aquífero com objetivo de melhorar o controle hidráulico e auxiliar no tratamento das plumas de contaminação. Basicamente, os poços de injeção serão instalados a montante das plumas de contaminação.

Além disso, a utilização de ozônio no tratamento possibilita que as concentrações residuais de oxigênio dissolvido presentes no efluente podem auxiliar na mobilização dos contaminantes e na estimulação da biorremediação (COHEN et al., 1997).

Dessa forma, espera-se reduzir os tradicionais fenômenos de *tailing* e *rebound* que afetam os resultados da remediação por bombeamento e tratamento. Segundo COHEN et al. (1997), *tailing* refere-se a progressiva redução da taxa de declínio das concentrações dos contaminantes durante a operação contínua de um sistema de bombeamento e tratamento, enquanto que *rebound* é o aumento das concentrações dos contaminantes após a interrupção da operação de bombeamento e tratamento.

O diagrama conceitual do sistema de remediação apresentado na Figura 11, foi baseado nos experimentos de laboratório e campo realizados por YASUNAGA & HIROTSUJI (2008).





**Figura 11: Diagrama do Sistema de Remediação**

De forma sucinta são descritas abaixo as etapas da operação do sistema de remediação:

- I. Através de bombas pneumáticas instaladas dentro dos poços de bombeamento a água subterrânea será extraída com vazão média de 15 L/min;
- II. Antes da entrada no tanque reservatório, a água subterrânea passará por um filtro para remoção de sedimento;
- III. Posteriormente, na entrada do tanque reservatório será adicionado o peróxido de hidrogênio para possibilitar o aumento da geração de radicais hidroxila no tratamento com ozônio, além de regularizar a vazão para posterior tratamento;
- IV. Após a adição de peróxido de hidrogênio, a água subterrânea será transportada até um venturi para a injeção do ozônio;

- V. Em seguida passará por um misturador estático para melhorar o desempenho da transferência de massa do ozônio;
- VI. A última etapa do tratamento será o tanque de contato por onde a água subterrânea permanecerá por cerca de 3 min;
- VII. Finalizado o tratamento a água subterrânea será injetada por gravidade no aquífero através dos poços de injeção.

### **6.3.2 Equipamentos**

Os poços de bombeamento e injeção serão instalados com a mesma metodologia dos poços de monitoramento, contudo com diâmetro de 4" para a instalação das bombas pneumáticas e melhor recuperação de coluna d'água (COHEN et al., 1997).

As bombas pneumáticas contempladas no projeto, ilustradas na Figura 12, são do modelo NU-MATIC em aço inoxidável com diâmetro de 3", específicas para o bombeamento de água subterrânea contaminada por etenos clorados.

A captação da água subterrânea contaminada será realizada somente pela parte inferior da bomba através da recarga natural do poço, sem a necessidade de outros equipamentos controladores. A Tabela 11 apresenta especificações técnicas da bomba pneumática.

A operação das bombas é realizada com suprimento de ar comprimido, e necessita de três linhas para funcionamento: ar comprimido, exaustão de ar (somente interna) e extração do líquido. O ar comprimido será fornecido por um compressor de 200 litros (20 PCM) com potência de 5 HP com auxílio de manômetro para o controle da pressão da linha.



**Figura 12: Bomba Pneumática Modelo Nu-Matic**

As tubulações e conexões da linha de ar comprimido serão do material polipropileno (PPR), enquanto que as linhas de bombeamento e injeção de água subterrânea serão de policloreto de vinila (PVC), ambas com diâmetro de  $\frac{3}{4}$  de polegada.

As mangueiras internas de conexão com as bombas de ar comprimido e exaustão serão de poliuretano (PU) com 8 mm de diâmetro e as de extração serão de PVC trançada com diâmetro de  $\frac{3}{4}$  de polegada.

Foi inserido no projeto um filtro do tipo de entrada, Figura 13, para a remoção do sedimento que é transportado junto com a água subterrânea. Esse sedimento pode causar problemas na operação do sistema de remediação.

**Tabela 11: Especificações Técnicas da Bomba Pneumática**

<b>Bomba Nu-Matic</b>	
Volume bombeado por ciclo	1,3 - 1,5 L
Prof. Máx instalação	83 m
Pressão de operação	25 – 125 psi
Consumo de ar	< 16 PCM
pH	3 – 12
Vazão máxima	38 L/min



**Figura 13: Filtro do Tipo Ponto de Entrada**

O tanque reservatório terá capacidade para 1.500 L feito de polietileno de média densidade (PEMD), enquanto que o tanque de contato será aço inox com capacidade máxima para 316 L.

A adição de peróxido de hidrogênio será controlada através de bomba peristáltica dosadora modelo 120S/DV 200 rpm, com controle manual de vazão 0,02 a 170 mL/min, conforme apresentado na Figura 14.



**Figura 14: Bomba Peristáltica Dosadora**

O ozônio será gerado através do ozonizador modelo ID-10 integrado com tratamento de ar (PSA) fornecido pelo compressor. A capacidade de geração de ozônio será de 10 g O<sub>3</sub>/h, com concentração de até 80 g/m<sup>3</sup> e 450 W de potência. A Figura 15 apresenta o ozonizador.

A injeção do ozônio será realizada através de um injetor de venturi em fluoreto de polivinilideno (PVDF) com *by pass* e misturador estático.



**Figura 15: Gerador de Ozônio ID-10**

O controle do volume bombeado dos sistemas de remediação será medido através de um hidrômetro simples instalado na entrada do tanque reservatório. A vazão de tratamento da água subterrânea será controlada através de rotâmetro localizado na saída do tanque.

### **6.3.3 Dimensionamento do Sistema**

O principal objetivo do sistema de remediação será reduzir a massa dos contaminantes dissolvidos em água subterrânea, além de evitar a migração dos contaminantes para áreas vizinhas, predominantemente residencial.

Será adotada como meta de remediação do aquífero, as CMA mais conservadores, não hipotéticas, calculadas na avaliação de risco à saúde humana para os compostos TCE, 1,2 cis-DCE e VC. Portanto, o bombeamento deverá ser capaz de reduzir as concentrações dos contaminantes no aquífero a níveis inferiores às CMA, isto é, a operação do sistema de remediação somente será finalizada

quando todos os poços apresentarem concentrações dos etenos clorados inferiores às CMA.

A NT-202.R-10 (INEA, 1986) que dispõe sobre os padrões de lançamento de efluentes líquidos do estado do Rio de Janeiro, incluindo o lançamento em águas subterrâneas, determina que a concentração dos etenos clorados na saída do sistema de remediação deve atender a concentração máxima de 100 µg/L por composto.

Contudo, essas concentrações são superiores aos valores de intervenção para água subterrânea da Resolução nº 420 (CONAMA, 2009) para os etenos clorados. De forma conservadora, serão adotadas as concentrações mais restritivas para a saída do sistema de remediação.

A Tabela 12 apresenta os valores orientadores e as concentrações alvo para redução de massa dos contaminantes no aquífero.

Para a avaliação do custo operacional do sistema de remediação, é necessário definir o tempo que ele será capaz de atingir as metas de remediação definidas.

**Tabela 12: Concentrações Alvo do Sistema de Remediação (µg/L)**

Compostos	NT-202.R-10	Resolução nº 420	Concentração Alvo	
			Saída do Sistema	Aquífero (CMA)
Unidade (µg/L)				
Tricloroeteno		70	54,6	54,6
1,2 cis-Dicloroeteno	100	50	50,0	815,0
Cloreto de Vinila		5	5,0	217,0

Sendo assim a equação 20, proposta por DOMENICO & SCHWARTZ (1998), é capaz de estimar o tempo de remediação através do *Pump & Treat*, considerando a possibilidade de sorção dos contaminantes no solo.

$$t = \frac{R_F V_C}{Q}$$

**Equação 20**

Onde:

$R_F$  = Fator de retardamento do contaminante (adimensional);

$Q$  = Vazão de bombeamento do sistema de remediação (L/min);

Segundo COHEN et al. (1997), o volume de água subterrânea contaminada para tratamento pode ser estimado com a equação 21, apresentada abaixo, considerando que a espessura e a porosidade efetiva sejam relativamente iguais.

$$V_C = BnA$$

**Equação 21**

Onde:

$V_C$  = volume de água contaminada ( $m^3$ );

$B$  = espessura da pluma de contaminação (m);

$n$  = porosidade total do solo (%)



A = área da pluma de contaminação (m<sup>2</sup>)

O fator de retardamento causado pela sorção do contaminante pode ser obtido através da equação 22 (FETTER, 2001). Embora o fator de retardamento possa ser calculado através de dados da área de estudo, a avaliação em laboratório é uma alternativa para redução dos riscos de subestimar ou superestimar o tempo de remediação.

$$R_F = \left[ 1 + \frac{(\rho_s K_d)}{\theta} \right]$$

**Equação 22**

Onde:

$\theta$  = teor de umidade volumétrica (%)

$\rho_s$  = massa específica do solo seco (g/mL)

$K_D$  = coeficiente de distribuição do contaminante (mL/g)

O teor de umidade volumétrica é calculado através da equação 23 abaixo.

$$\theta = w \frac{\rho_s}{\rho_w}$$

**Equação 23**

Onde:

w = teor de umidade gravimétrico (%)

$\rho_w$  = massa específica da água (g/mL)

O coeficiente de distribuição do contaminante pode ser definido pela equação 24:

$$K_D = K_{oc}f_{oc}$$

Equação 24

Onde:

$K_{oc}$  = coeficiente de partição do composto orgânico com a água (mL/g)

$f_{oc}$  = fração de carbono orgânico (%)

Na ausência de estudo de tratabilidade da água subterrânea contaminada, as condições de tratamento da água subterrânea foram baseadas no estudo de campo realizado por YASUNAGA & HIROTSUJI (2008), no qual as concentrações iniciais de TCE e 1,2 cis-DCE foram reduzidas a concentrações inferiores a 30 e 40  $\mu\text{g/L}$  (padrão japonês de qualidade da água), respectivamente.

A Tabela 13 apresenta as condições de tratamento da água subterrânea contaminada adotadas no projeto e no estudo de referência.

Com base nos resultados obtidos por YASUNAGA & HIROTSUJI (2008) no experimento de campo, a dose inicial de ozônio planejada será de 30,0 mg/L e a dose de peróxido de hidrogênio será 4,0 mg/L, atendendo a razão ótima definida no estudo de 0,07-0,18 mg  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3$ .

**Tabela 13: Condições de Tratamento da Água Subterrânea**

<b>Parâmetros</b>	<b>Projeto</b>	<b>Yasunaga &amp; Hirotsuji (2008)</b>
Compostos Alvos	TCE; 1,2 cis-DCE; VC	TCE; 1,2 cis-DCE
Geração de ozônio (g/m <sup>3</sup> )	80	70 - 80
Vazão de tratamento (L/min)	15	2,5
Concentração Inicial TCE (mg/L)	4 - 6	5 - 12
Concentração Inicial 1,2 cis-DCE (mg/L)	1 - 10	5 - 8
Concentração Inicial VC (mg/L)	0 - 1	-
pH	6 - 7	6 - 7

#### **6.4 CUSTOS DE IMPLEMENTAÇÃO**

As despesas envolvidas na remediação de áreas contaminadas são uma tarefa complexa durante a avaliação dos custos devido a dinâmica das variáveis que acarretam em alterações na operação dos sistemas de remediação.

De maneira geral, as despesas estão associadas aos custos iniciais de implementação, assim como os custos correntes e futuros, provenientes da operação, manutenção e monitoramento pós-tratamento.

Portanto, apesar dos custos de remediação estarem associados a três etapas do projeto: instalação, operação e monitoramento pós-tratamento (CETESB, 2001), no presente trabalho os custos serão avaliados e divididos em CAPEX e OPEX, conforme apresentado abaixo:

- I. Custos de capital ou investimento (CAPEX): Despesas associadas à infraestrutura e mão de obra necessária para a instalação do sistema de remediação;
- II. Custos operacionais (OPEX): Despesas com a operação e manutenção do sistema.

Este trabalho não avaliará os custos de monitoramento da água subterrânea após a remediação, tendo em vista que a técnica de remediação apresenta pouca interferência no custo final dessa etapa. Basicamente, os custos dessa etapa estão associados com à mão de obra e análise laboratorial.

#### **6.4.1 Custos de Investimento (CAPEX)**

Os custos de investimento foram divididos nos relativos ao bombeamento e injeção da água subterrânea e no tratamento da água subterrânea através da oxidação por peróxido de hidrogênio e ozônio. Dessa forma, é possível avaliar se o custo de implementação do tratamento de água subterrânea com ozônio e peróxido de hidrogênio é relativamente alto comparado com o tratamento clássico com carvão ativado.

De maneira geral, os custos de investimento foram obtidos com fornecedores especializados em equipamentos e materiais para utilização em áreas contaminadas, efluentes industriais e geração de ozônio. A tabela do Sistema Nacional de Custos e Índices da Construção Civil (SINAP) de janeiro de 2017 também foi utilizada como fonte para estimativa de custo de insumos e composições.

Foi adicionado ao comprimento das tubulações um percentual de segurança de 15% devido às possíveis alterações nos traçados das linhas durante a instalação do sistema de remediação. Essas alterações, geralmente, são causadas por obstáculos ou situações específicas da área, como questões de segurança ou operação, não

previstas no projeto. As despesas com ferramentas e materiais em geral foram estimadas em 10% do custo de investimento com equipamentos e materiais.

Foi incorporado ao CAPEX o índice de Benefícios e Despesas Indiretas (BDI – *Budget Difference Income*), que incorpora ao preço final os custos indiretos do projeto ou serviço, como, administração, incertezas, impostos, seguros, lucro bruto estimado e entre outros fatores que possam ser pertinentes ao serviço ou projeto (TCU, 2014). Além disso, foram aplicados ao custo final os índices de 15% para os itens de mero fornecimento de material e equipamento e de 30% para os itens de serviço.

#### **6.4.2 Custo Operacional (OPEX)**

Foram considerados no levantamento do OPEX, os custos com energia elétrica, produto químico (peróxido de hidrogênio), mão de obra, manutenção, administração e análises laboratoriais da água subterrânea.

A despesa com energia elétrica do sistema de remediação está associada ao compressor de ar, gerador de ozônio e bomba dosadora, e foi calculada considerando as especificações técnicas dos equipamentos e no valor unitário cobrado pela concessionária local (LIGHT, 2017).

Foi considerado no projeto que o fornecimento de energia elétrica do sistema de remediação será separado do fornecimento da área de estudo devido a tensão dos equipamentos e também para controle de custo.

O sistema de remediação funcionará 24 horas por dia, considerando o mês com 31 dias. As Equações 25 e 26 abaixo apresentam o cálculo do consumo de energia elétrica mensal ( $C_{\text{mensal}}$  em kWh) e a despesa mensal do gasto de energia ( $D_{\text{energia}}$ ).

$$C_{\text{mensal}} = P \times T \times 31$$

**Equação 25**

$$D_{\text{energia}} = C_{\text{mensal}} \times \text{Tarifa}$$

**Equação 26**

Onde:

P = Potência do equipamento (kW);

T = Tempo de utilização (h);

$C_{\text{mensal}}$  = Consumo mensal do equipamento (kWh);

Tarifa = Valor da tarifa unitária (R\$/kWh)

O consumo mensal de peróxido de hidrogênio foi calculado com base na concentração dose definida de 4,0 mg/L de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, solução comercial de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (35%) adotada e vazão de tratamento do sistema de remediação. Assim, foi possível calcular a vazão da bomba dosadora e conseqüentemente o volume mensal de produto químico necessário. A Equação 27 abaixo apresenta a estimativa de uso de produto de químico.

$$C_{\text{H}_2\text{O}_2} \times Q_{\text{H}_2\text{O}_2} = C_T \times Q$$

**Equação 27**

Onde:

$C_{H_2O_2}$  = Concentração comercial de  $H_2O_2$  (mg/L);

$Q_{H_2O_2}$  = Vazão da bomba dosadora de  $H_2O_2$  (L/min);

$C_T$  = Concentração dose de  $H_2O_2$  (mg/L);

$Q$  = Vazão de tratamento do sistema de remediação (L/min)

A partir do cálculo de consumo mensal, foi obtido o custo mensal com peróxido de hidrogênio através do valor de venda obtido junto ao fornecedor.

O custo associado à manutenção preventiva e corretiva foi estimado em 10% da despesa de investimento com equipamentos e materiais com incremento de 5% para cada ano adicional de operação.

O custo do operador do sistema de remediação está associado à sua remuneração definida em R\$ 2.000 e aos encargos e tributos sociais adotado em 73,43% sobre o preço mensal da mão de obra, conforme tabela SINAP (2017).

As análises químicas devem ser realizadas por laboratórios certificados pelo INMETRO e registrados no INEA, no caso do Rio de Janeiro. Os custos estão associados às análises químicas mensais que devem ser realizadas no sistema de remediação e semestralmente nos poços de interesse para controle da pluma de contaminação.

As atividades de manutenção e amostragem dos poços, conseqüentemente, geram resíduos, como, luvas, panos sujos, sedimento (retirado dos tanques e poços) e mangueiras de amostragem, que devem ser destinados como classe I, segundo a norma ABNT NBR 10.004 (2004), devido o contato com efluente contaminado. Foi considerado o custo de destinação de uma tonelada por ano, sendo essa a tara mínima cobrada para destinação de resíduos.

Os custos de elaboração dos relatórios de acompanhamento da operação do sistema de remediação e monitoramento analítico semestral foram contemplados no OPEX. Esses relatórios são fundamentais para atualização junto ao órgão ambiental responsável da situação da área de estudo.

Considerando o tempo de remediação calculado com base na Equação 20, foi estimado o reajuste anual sobre os custos com mão de obra em 8%, e a taxa de inflação sobre os custos com produto químico, análises laboratoriais, destinação de resíduos e elaboração de relatórios técnicos em 10%.

A revisão da tarifa de energia elétrica foi estimada em 12% ao ano, com base no reajuste realizado de 2016 para 2017. Sobre o custo final de operação do sistema de remediação foi inserido o índice BDI de 35%.



## **7 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **7.1 MODELO CONCEITUAL**

A área de estudo está inserida, atualmente, em uma região caracterizada como residencial com pequenos comércios, isto é, sem atividades industriais.

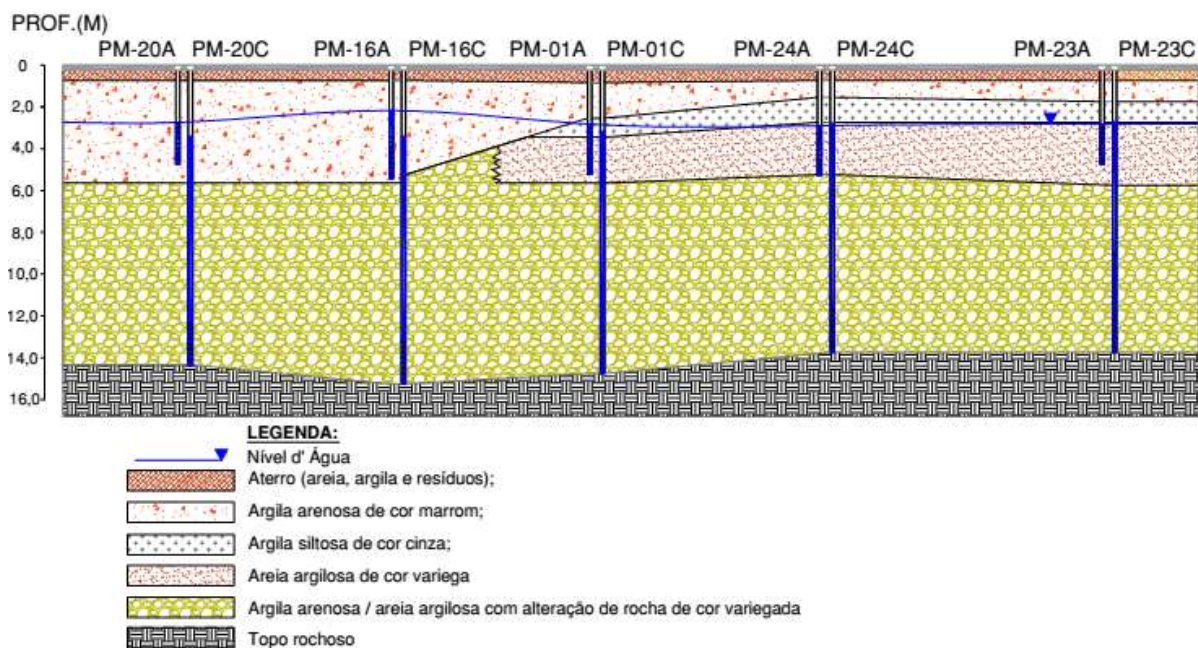
As principais atividades desenvolvidas na propriedade foram a produção e o armazenamento de medicamentos. A utilização de produtos químicos e insumos com potencial de contaminação do solo e água subterrânea é inerente as atividades desenvolvidas na área de estudo.

As principais áreas identificadas com potencial de contaminação foram: operacional, tancagem de óleo diesel, manutenção e antiga central de utilidades. Além disso, algumas áreas apresentaram indícios de contaminação e foram classificadas como suspeita de contaminação: tancagem de óleo BPF, subestação de energia elétrica, caldeiraria, estação de tratamento de efluente industrial, Caixa Separadora de Água e Óleo (CSAO), cisterna e linhas de efluente e área de armazenamento de resíduos.

Até a profundidade investigada de 16 m, o solo da área de estudo é composto, de forma geral, por uma camada superficial de aterro composto por areia, argila e resíduos de construção de civil de cor variegada (0,0 – 1,0 m); seguido por camadas intercaladas de argila siltosa / argila arenosa / areia argilosa, com granulometria predominante da areia de média a grossa de cor cinza / marrom (1,0 – 5,5 m).

Com menor ocorrência, nessa camada foram observadas lentes de argila orgânica com espessura de até 1,0 m, associadas com a hidrogeologia regional da área de estudo.

De 5,5 a 17,7 metros de profundidade, foi observado solo heterogêneo de argila arenosa com alteração de rocha, assim como fragmentos de rocha, indicando a proximidade com o topo rochoso. A Figura 16 apresenta uma representação simplificada da litologia da área de estudo.



**Figura 16: Perfil Litológico da Área de Estudo**

A superfície freática na área de estudo foi identificada entre 2,0-3,0 de profundidade, com o sentido preferencial do fluxo de água subterrânea sendo de sudeste para noroeste em direção ao corpo hídrico distante aproximadamente 200 m, conforme pode ser observado na Figura 17.

A presença de utilidades subterrâneas associada a estrutura heterogeneidade do solo possibilita a existência de caminhos preferencias de fluxo de água subterrânea.

A média harmônica das condutividades hidráulicas (K) foi de  $1,68 \times 10^{-4}$  cm/s, coerente com os sedimentos areno-argilosos presentes na área de estudo (FETTER, 2001).

As sondagens executadas não identificaram a presença de fase adsorvida ao solo, e os poços de monitoramento instalados não apresentaram presença de produto em fase livre sobrenadante a água subterrânea (LNAPL) ou no fundo dos poços (DNAPL) durante o monitoramento ou amostragem dos poços.

A investigação da área de estudo detectou a contaminação da água subterrânea principalmente por tricloroetano e de seus subprodutos de degradação, 1,2 cis-dicloroetano e cloreto de vinila, os quais foram identificados em alguns poços com concentrações elevadas.

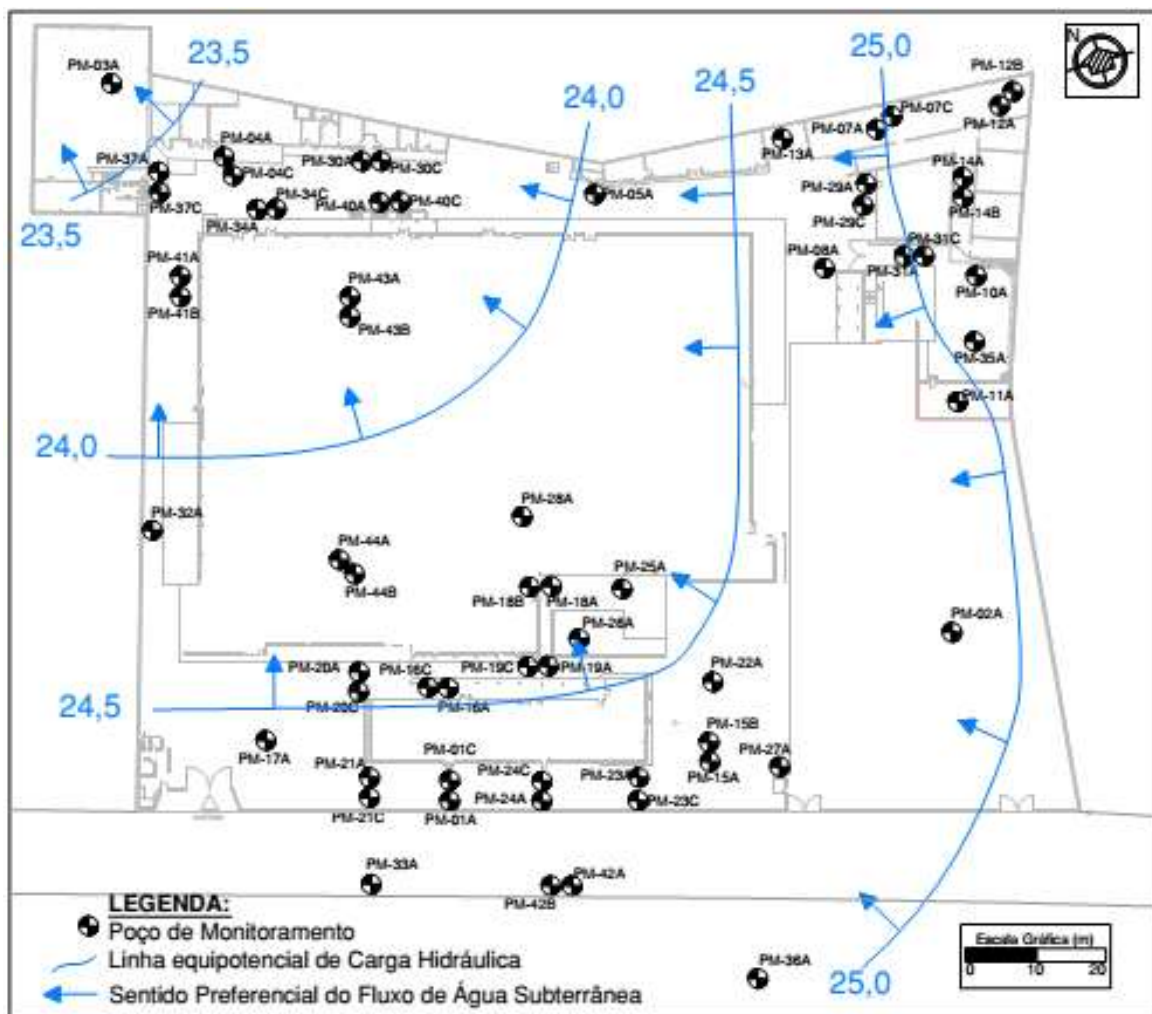


Figura 17: Mapa Potenciométrico da Área de Estudo

Outros compostos orgânicos foram detectados nas amostras de água subterrânea, contudo em ordens de grandeza inferior aos etenos clorados sem a necessidade de maior detalhamento.

Os resultados analíticos das amostras de solo não identificaram a presença de compostos orgânicos voláteis (COV) e semi-voláteis (SCOV), na zona não saturada da área de estudo, em concentrações acima dos valores de referência.

As elevadas concentrações de alumínio, ferro e manganês detectadas em solo e água subterrânea não foram associadas a fontes antropogênicas de

contaminação, uma vez que o solo brasileiro apresenta em abundância esses metais (FADIGAS et al., 2002).

Com base na distribuição espacial das concentrações de etenos clorados e características da área de estudo, foram definidas três áreas de interesse, as quais são descritas abaixo:

- Área A - porção Sul: na área estão localizadas utilidades subterrâneas de efluente e o refeitório dos funcionários, a montante da área de produção.
- Área B - porção Noroeste: área de utilidades (equipamentos de ar comprimido, filtros de ar, CSAO e área de manutenção da fábrica, jusante da área de produção;
- Área C - porção Nordeste: área das antigas oficinas e armazenamento de produtos químicos.

A Tabela 14 apresenta as faixas de concentração de etenos clorados dissolvidos em água subterrânea detectadas nas áreas de interesse definidas, assim como as CMA mais conservadoras calculadas na Avaliação de Risco à Saúde Humana para cada composto.

Na Área A foi observada a presença de uma pluma de TCE dissolvido em água subterrânea nos poços de nível raso com concentração acima da CMA, e a ocorrência pontual de 1,2 CIS-DCE e CV no poço PM-16A acima das respectivas CMA.

Nos poços de nível intermediário e profundo foram identificadas somente concentrações de TCE acima da CMA, de maneira geral, dentro dos limites da pluma de contaminação por TCE identificada nos poços rasos.

A fonte da contaminação na Área A está associada com possíveis vazamentos que ocorreram no passado através das utilidades subterrâneas existentes no local que possivelmente transportavam efluentes industriais com etenos clorados. A

distribuição espacial das concentrações de TCE em água subterrânea no nível raso corrobora a hipótese de vazamento das utilidades subterrâneas presentes na região.

O gradiente horizontal das concentrações de TCE acompanha o sentido do fluxo de água subterrânea de sudeste para noroeste. O gradiente vertical das concentrações de TCE e a ocorrência de concentrações elevadas em apenas dois poços de nível profundo (PM-20C e PM-24C) indica predominância da contaminação por etenos clorados no nível raso.

**Tabela 14: Faixa de Concentração dos Etenos Clorados ( $\mu\text{g/L}$ )**

Área	Nível	TCE	1,2 CIS-DCE	VC
Área A	Raso	5,0 – 6.028,3	1,5 – 10.171,8	17,0 – 350,8
	Intermediário	4,2 – 950,2	-	2,5
	Profundo	3,4 – 1.095,0	2,7 – 474,4	98,2
Área B	Raso	2-3 – 4,6	1,6	-
	Intermediário	81,9 – 165,8	5,8 – 28,5	-
	Profundo	363,1 – 4.149,4	79,2 – 551,0	6,4 - 23,2
Área C	Raso	4,3 – 70,9	1,3 – 98,9	2,0 – 5,9
	Intermediário	247,8 – 918,5	34,3 – 228,3	20,1
	Profundo	1,5 – 9,5	-	66,2
CMA		54,6	815,0	217
Receptor / Via de Exposição		Criança / Inalação	Trabalhador de Obra / Contato Dérmico	Criança / Inalação

A pluma de contaminação por TCE dissolvido tem comprimento aproximado de 58 x 30 m, com área de 1.193,254 m<sup>2</sup>.

A Área B, localizada a jusante da área produtiva, apresentou concentrações elevadas de TCE somente na água subterrânea dos poços de monitoramento do nível intermediário e profundo. As concentrações detectadas de 1,2 CIS-DCE e CV em água subterrânea não ultrapassaram as CMA calculadas.

A distribuição espacial das concentrações na Área B indica que a fonte primária da contaminação seja proveniente da área produtiva, contudo a área produtiva não foi investigada por questões estruturais o que impossibilitou a delimitação da pluma de TCE dissolvido em água subterrânea.

Adicionalmente, as elevadas concentrações de TCE detectadas junto ao limite da propriedade indica que a pluma de contaminação tenha migrado para fora da área de estudo. Logo, a delimitação tridimensional dessa pluma está associada com ações completares que devem envolver as propriedades vizinhas e o interior da área produtiva.

Assim como na Área A, o gradiente horizontal das concentrações de TCE na Área B acompanha o fluxo preferencial da água subterrânea.

A menor pluma de TCE dissolvido em água subterrânea está inserida na Área C, onde são armazenados produtos químicos corrosivos e no passado existiam oficinas com atividades de pintura, serralheria e marcenaria. Eram comuns as atividades de pintura e serralheria utilizarem produtos químicos contendo solventes etenos clorados, como, tintas, desengraxantes e óleos de corte (MCCARTY, 2010).

No nível raso somente o poço PM-14A apresentou concentração acima da CMA, enquanto que no nível intermediário foram os poços PM-12B e PM-14B. Os poços de nível profundo não identificaram concentrações de etenos clorados em concentrações acima das CMA calculadas. As Figuras 18 a 20 apresentam as plumas de isoconcentração de TCE dissolvido nos níveis avaliados.

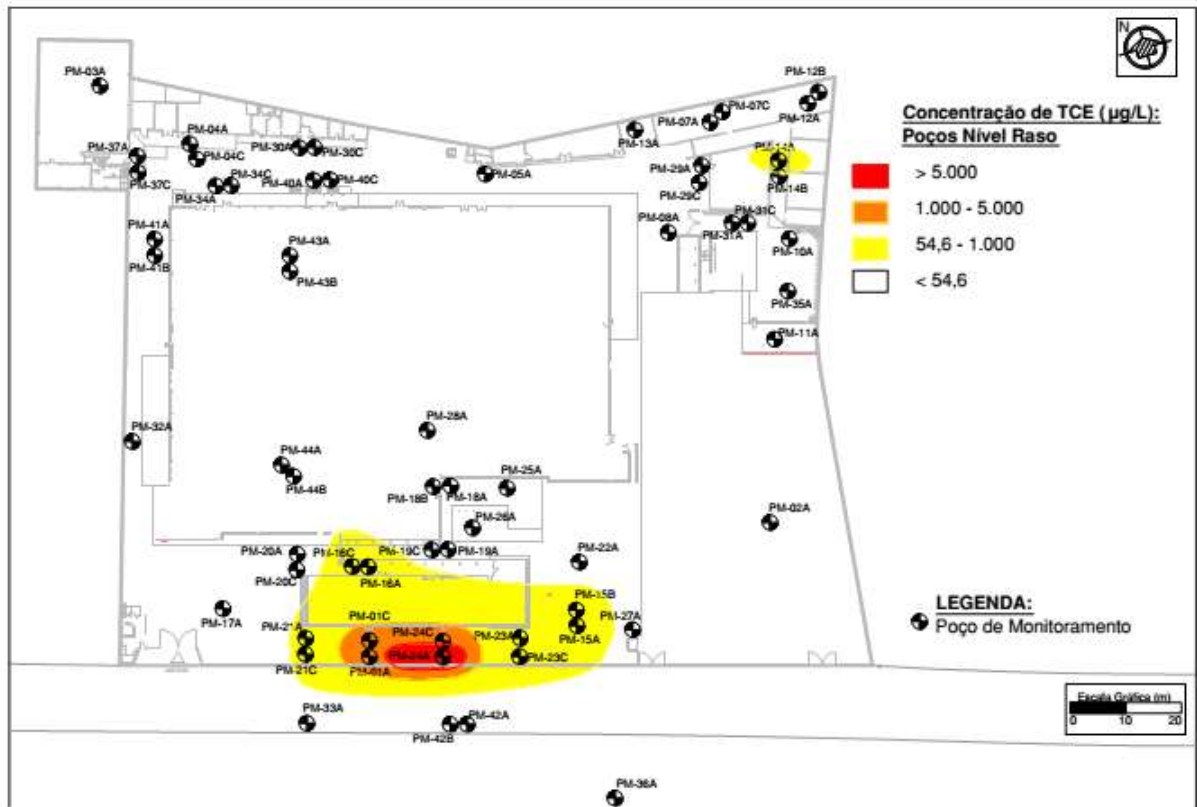


Figura 18: Pluma de Isoconcentração de TCE Dissolvido em Água Subterrânea – Nível Raso

Foi observado gradiente vertical de concentração nas três áreas com ocorrência de etenos clorados em elevadas concentrações, o qual foi associado com as características físico-químicas desses compostos.

Quando são liberados para o meio subterrâneo tendem a percolar através da interface solo / água subterrânea pela ação da gravidade para as camadas mais profundas do aquífero até que encontrem um obstáculo físico que impeçam ou retardem seu deslocamento. Isso faz que tais compostos se acumulem, possibilitando a formação de DNAPL, e passem a ser transportados horizontalmente através de outros processos de transporte.



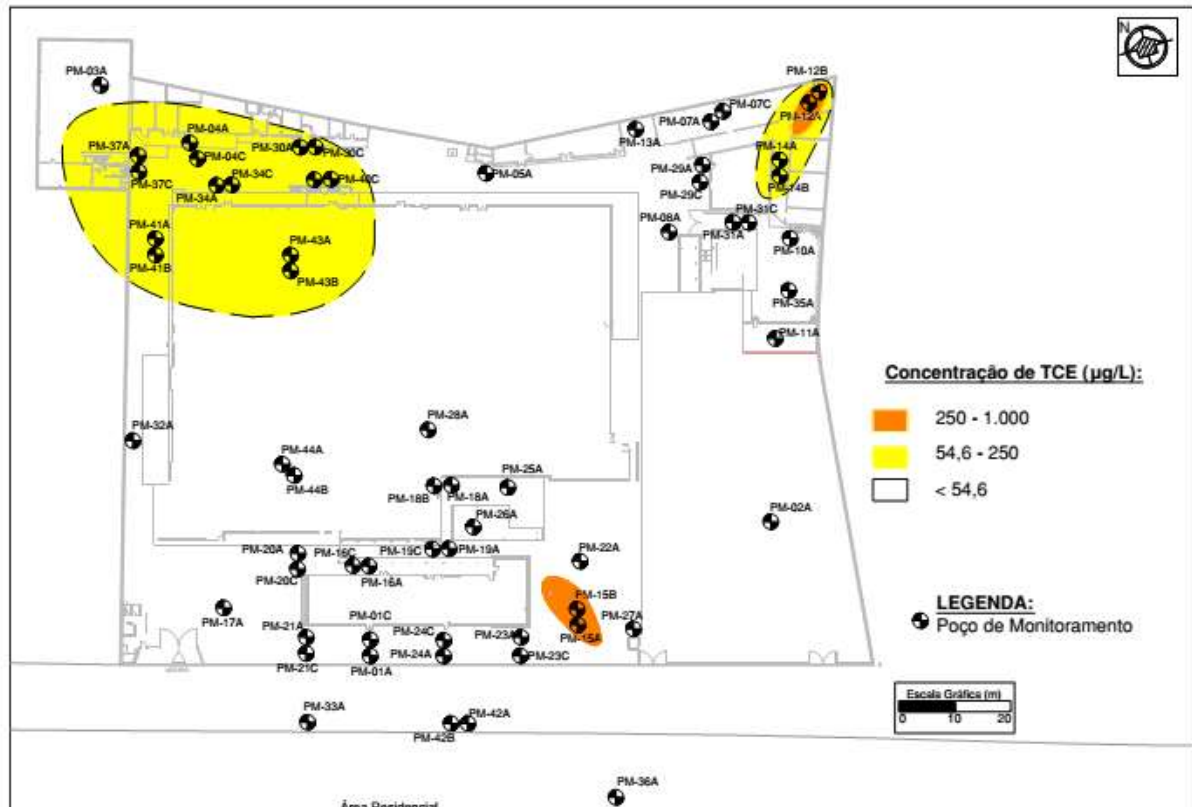


Figura 19: Pluma de Isoconcentração de TCE Dissolvido em Água Subterrânea– Nível Intermediário

Embora nenhum poço de monitoramento tenha apresentado fase imiscível, foi utilizado um dos métodos propostos por KUEPER & DAVIES (2009) para avaliar a presença DNAPL residual na área de estudo.

A presença de DNAPL na área de estudo inviabilizaria a remediação pelo sistema de bombeamento e tratamento devido o mesmo ter sido contemplado para apenas bombeamento de fase dissolvida, isto é, as bombas pneumáticas e tubulações não foram planejadas para bombeamento de solventes na forma bruta o que poderia resultar na danificação deles.

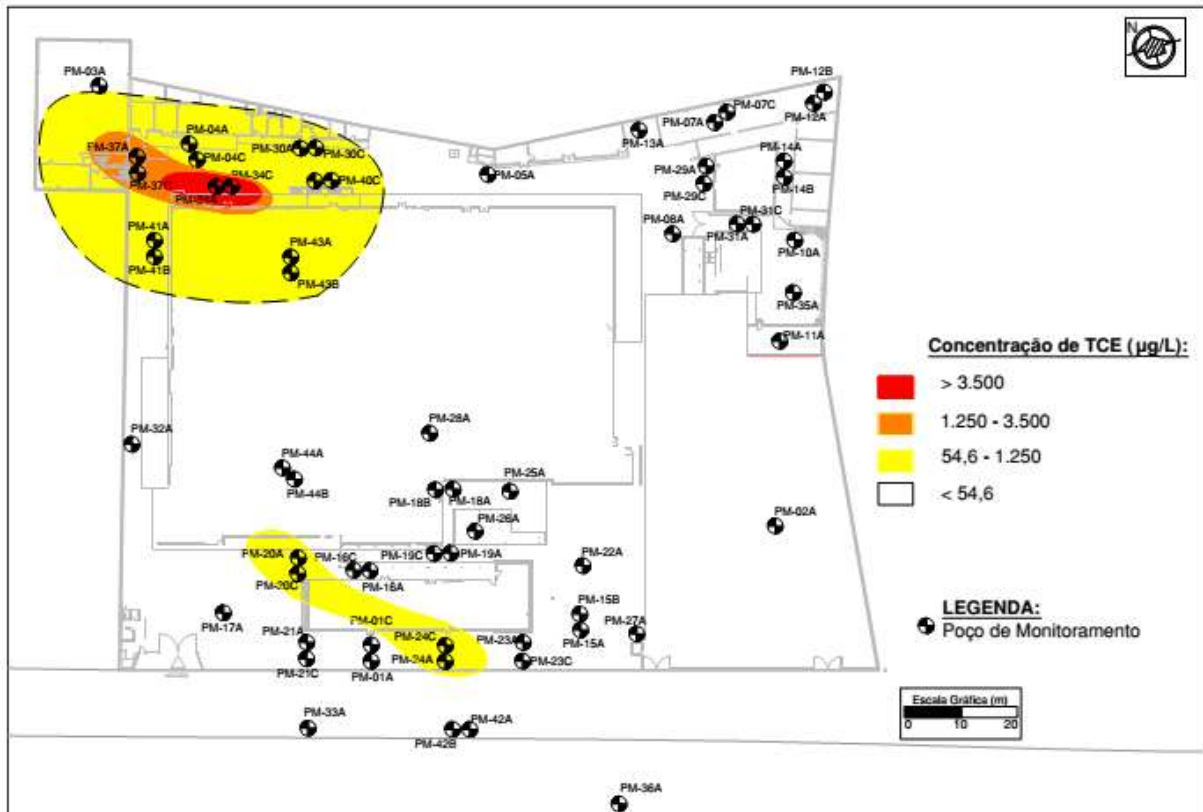


Figura 20: Pluma de Isoconcentração de TCE Dissolvido em Água Subterrânea– Nível Profundo

Além disso, o solo impactado com DNAPL atuaria como fonte secundária de contaminação para a água subterrânea impactando negativamente no desempenho do sistema de remediação.

O método utiliza a solubilidade efetiva obtida através da Lei de Raoult para avaliação da presença de DNAPL. Para isso é necessário que a composição do DNAPL seja conhecida, contudo com a ausência dessa informação foi estimado que o DNAPL seja composto basicamente por TCE.

A fração molar do composto foi estimada em 0,95 considerando a composição comercial de produtos à base de TCE apresentam outros compostos químicos, como, solventes, antioxidantes, inibidores e impurezas (MORRISON & MURPHY,

2013). Através da Equação 19, a solubilidade efetiva foi calculada considerando a solubilidade em água do TCE em 1.100 mg/L, retirado da Tabela 3.

$$S_e = m_i S_i = 0,95 \times 1.100 = 1.045 \text{ mg/L}$$

$$1\% S_e = 10,45 \text{ mg/L}$$

A maior concentração detectada de TCE dissolvido em água subterrânea foi de 6,028 mg/L não ultrapassando o 1% da solubilidade efetiva calculada, logo por esse método não é esperada a presença de DNAPL residual na área de estudo. O resultado ratifica a ausência de DNAPL residual nos horizontes investigados da área de estudo.

O modelo conceitual elaborado indica a necessidade de intervenção da área de estudo em virtude das concentrações de tricloroeteno, 1,2 cis-dicloroeteno e cloreto de vinila dissolvidos em água subterrânea detectadas acima das CMA calculadas. Além disso, as concentrações detectadas próximas aos limites da propriedade constataam risco à saúde da população vizinha necessitando a intervenção emergencial com objetivo de eliminar ou reduzir o risco imediato.

## **7.2 SISTEMA DE REMEDIAÇÃO**

Os cenários de contaminação obtidos nas Áreas B e C indicam a necessidade de delimitação horizontal e vertical da pluma de contaminação de TCE para que seja projetado corretamente o sistema de remediação, assim como avaliado os custos de implementação e operação. Segundo SUTHERSAN et al. (2015), investimentos na caracterização de áreas contaminadas tendem a reduzir os custos de remediação.

A localização dos poços de bombeamento e injeção foram definidos com base na pluma de isoconcentração de TCE, contaminante predominante na área de estudo, dissolvido em água subterrânea.

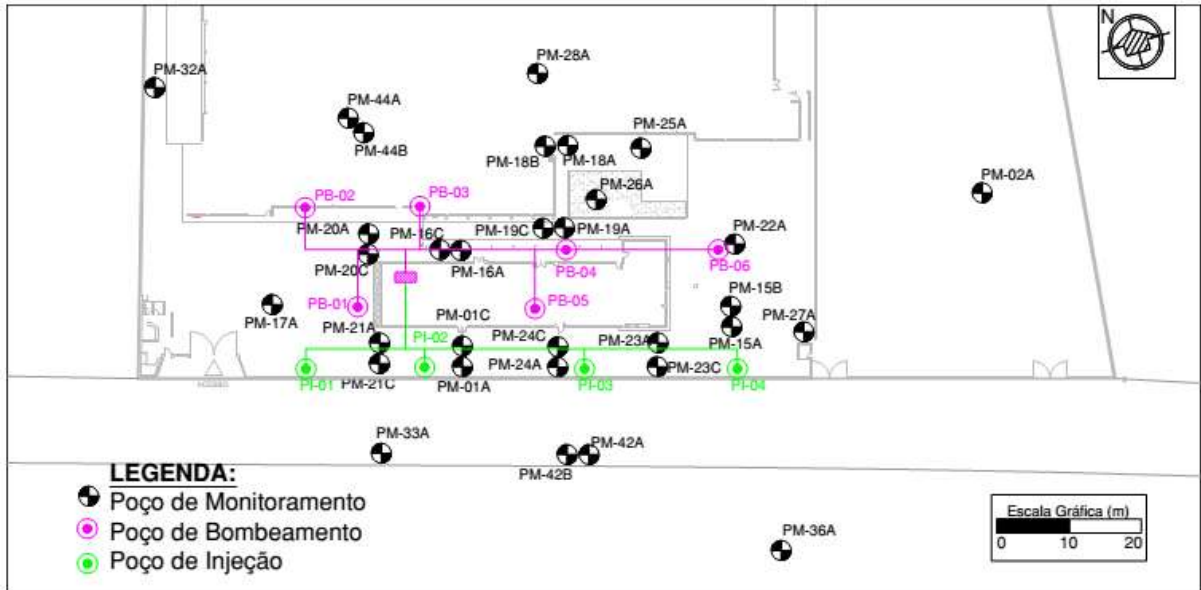
Considerou-se que a área de estudo estará descomissionada, isto é, sem operação ou transito de pessoas e equipamentos que possam interferir na operação do sistema de remediação.

A localização do sistema de tratamento foi definida buscando minimizar o comprimento das linhas de alimentação de ar comprimido e bombeamento de efluente. A Figura 21 apresenta o layout do sistema de remediação planejado para a Área A.

O Sistema de Remediação será composto por 6 bombas pneumáticas considerando a vazão média de cada bomba em 2,5 L/min, sendo assim a vazão média de bombeamento de cada sistema ( $Q_B$ ) será de 15 L/min.

Com base no cenário de contaminação identificado no Modelo Conceitual a profundidade de instalação dos poços de bombeamento no Sistema de Remediação será de 9 m.

Em relação aos poços de injeção, serão instalados da mesma forma que os poços de bombeamento, contudo a injeção da água tratada será por gravidade com objetivo de reduzir custos operacionais e reduzir impactos no fluxo da água subterrânea. Foram contemplados no projeto a instalação de quatro poços de injeção a montante da pluma.



**Figura 21: Layout do Sistema de Remediação**

O volume estimado de água contaminada ( $V_c$ ) para a Área A,  $2.613,23 \text{ m}^3$ , foi calculado através da Equação 21, onde admitiu-se a porosidade total em 36,5%, dado retirado da Tabela 7. A espessura da pluma de contaminação ( $B$ ) foi estimada em 6 m com base na delimitação tridimensional da pluma de TCE.

Como a fração do carbono orgânico da amostra saturada foi abaixo do limite de quantificação ( $< 0,74\%$ ), foi considerado no cálculo de distribuição do TCE ( $K_D$ ) a metade desse valor, isto é, 0,37% e o coeficiente de partição do TCE ( $K_{oc}$ ), 126 mL/g foi retirado da Tabela 3.

Através da Equação 24 o coeficiente de distribuição ( $K_D$ ) do TCE calculado na área de estudo foi de 0,47 mL/g.

O teor de umidade volumétrico ( $\theta$ ) calculado a partir da Equação 23 foi de 0,18%, considerando o teor de umidade gravimétrico de 9,5% e massa específica aparente seca de  $1,91 \text{ g/cm}^3$ , dados retirados da Tabela 7.

O fator de retardamento ( $R_F$ ) obtido através da Equação 22 foi de 5,9, conforme demonstrado abaixo:

$$R_F = \left[ 1 + \frac{(\rho_S K_d)}{\theta} \right] = 1 + \frac{(1,91 \times 0,47)}{0,18} = 5,9$$

Considerando que a vazão média de bombeamento do sistema será de 15 L/min e o fator de retardamento de 5,9, o tempo estimado necessário para bombeamento da fase dissolvida será de 2 anos para a Área A.

$$t = \frac{R_F V_C}{Q} = \frac{5,9 \times 2.613.230}{15,0} = 1.027.870,5 \text{ min} \sim 2 \text{ anos}$$

Contudo, esse tempo não considera o período em que o sistema poderá ficar desligado para manutenção e amostragem dos poços para avaliação do desempenho do sistema. Portanto, como fator de segurança serão adicionados ao tempo estimado de remediação mais 6 meses de operação, totalizando assim 30 meses.

## 7.3 ANÁLISE DE CUSTOS

### 7.3.1 Custo de Implementação

Foi considerado na avaliação dos custos de implementação do Sistema de Remediação que todos os equipamentos e materiais necessários para o funcionamento serão novos.

As Tabelas 15 e 16 apresentam o CAPEX dos materiais e equipamentos necessários para a instalação, assim como dos custos dos serviços de instalação dos poços de bombeamento e injeção, mão de obra especializada em montagem de sistema de remediação, assistência técnica na instalação do ozonizador e instalação elétrica dos equipamentos.

**Tabela 15: Custo de Investimento (CAPEX) com Equipamento e Material**

ITEM	DESCRIÇÃO	UNIDADE	VALOR UNITÁRIO	QUANTIDADE	VALOR TOTAL
<b>BOMBEAMENTO E INJEÇÃO</b>					<b>R\$ 56.553,47</b>
#1	Areia (saco 20 kg)	UNID.	R\$ 2,79	50	R\$ 139,50
#2	Bomba Pneumática	UNID.	R\$ 8.000,00	6	R\$ 48.000,00
#3	Cimento (saco 50 kg)	UNID.	R\$ 23,70	20	R\$ 474,00
#4	Compressor de Ar 5 HP	UNID.	R\$ 4.193,64	1	R\$ 4.193,64
#5	Filtro de Entrada	UNID.	R\$ 170,00	1	170,00
#6	Hidrômetro	UNID.	R\$ 165,33	2	R\$ 330,66
#7	Manômetro	UNID.	R\$ 44,86	1	R\$ 44,86
#8	Tubulação 25 mm PPR (ar comprimido)	m	R\$ 6,47	103,5	R\$ 669,65
#9	Tubulação 8 mm PU (ar comprimido)	m	R\$ 3,40	75	R\$ 255,00
#10	Tubulação Bombeamento 3/4" PVC trançado (água)	m	R\$ 7,38	90	R\$ 664,20
#11	Tubulação Bombeamento	m	R\$ 5,99	103,5	R\$ 619,97

**Tabela 15: Custo de Investimento (CAPEX) com Equipamento e Material**

ITEM	DESCRIÇÃO	UNIDADE	VALOR UNITÁRIO	QUANTIDADE	VALOR TOTAL
	3/4" PVC rígido (água)				
#12	Tubulação Injeção 3/4" PVC rígido (água)	m	R\$ 5,99	81,1	R\$ 485,85
#13	Registro de Esfera PVC	UNID.	R\$ 11,79	13	R\$ 129,69
#14	Registro de Esfera PPR	UNID.	R\$ 74,03	7	R\$ 518,21
<b>TRATAMENTO H2O2 e O3</b>					<b>R\$ 40.007,15</b>
#1	Tanque de Mistura 1.500 L	UNID.	R\$ 585,84	1	R\$ 585,84
#2	Venturi e Misturador Estático	UNID.	R\$ 2.860,00	1	R\$ 2.860,00
#3	Ozonizador - 10g/h	UNID.	R\$ 25.530,00	1	R\$ 25.530,00
#4	Rotâmetro FL -2015 SS	UNID.	R\$ 615,00	1	R\$ 615,00
#5	Tanque de Contato Inox	UNID.	R\$ 2.950,00	1	R\$ 2.950,00
#6	Manômetro	UNID.	R\$ 44,86	1	R\$ 44,86
#7	Registro de Esfera PPR	UNID.	R\$ 74,03	1	R\$ 74,03
#8	Bomba Dosadora	UNID.	R\$ 7.347,42	1	R\$ 7.347,42
<b>SUBTOTAL</b>					<b>R\$ 96.560,62</b>
<b>FERRAMENTAS &amp; MATERIAIS EM GERAL (10%)</b>					<b>R\$ 9.656,06</b>
<b>DBI (15%)</b>					<b>R\$ 15.932,50</b>
<b>TOTAL</b>					<b>R\$ 122.149,18</b>

O custo total de investimento do Sistema de Remediação foi de R\$ 254.619,31, sendo aproximadamente 20 %, isto é, R\$ 51.256,94 associado especificamente com os custos do tratamento com peróxido de hidrogênio e ozônio para vazão média de 15 L/min.

O custo é relativamente superior ao custo de investimento para tratamento de água subterrânea contaminada por etenos clorados utilizando carvão ativado, onde geralmente são utilizados recipientes de aço inox com custo variando entre 5 a 20



mil reais dependendo do modelo e capacidade de tratamento e carvão ativado granular custando cerca de R\$ 350,00 sacos de 25 kg.

**Tabela 16: Custo de Investimento (CAPEX) com Serviço**

DESCRIÇÃO	UNIDADE	VALOR UNITÁRIO	QUANTIDADE	VALOR TOTAL
<b>INSTALAÇÃO POÇOS DE BOMBEAMENTO E INJEÇÃO</b>				<b>R\$ 63.800,00</b>
Mobilização da Equipe	-	-	1	R\$ 7.400,00
Perfuração mecanizada	m	R\$ 250,00	90	R\$ 22.500,00
Instalação Poço	m	R\$ 260,00	90	R\$ 23.400,00
Acabamento	UNID.	R\$ 150,00	10	R\$ 1.500,00
Diária	UNID.	R\$ 600,00	10	R\$ 6.000,00
Quebra de Piso	UNID.	R\$ 300,00	10	R\$ 3.000,00
<b>MONTAGEM DO SISTEMA</b>				<b>R\$ 10.405,80</b>
Funcionário	mês	R\$ 3.500,00	2	R\$ 7.000,00
Imposto e Encargos	% mês	-	73,43%	R\$ 5.140,10
<b>INSTALAÇÃO OZONIZADOR</b>				<b>R\$ 960,00</b>
Assistência Técnica	hora	R\$ 120,00	8	R\$ 960,00
<b>INSTALAÇÃO ELÉTRICA</b>				<b>R\$ 25.000,00</b>
Serviço	Projeto	-	1	R\$ 25.000,00
<b>SUBTOTAL</b>				<b>R\$ 101.900,10</b>
<b>DBI (30%)</b>				<b>R\$ 30.570,03</b>
<b>TOTAL</b>				<b>R\$ 132.470,13</b>

### 7.3.2 Custo Operacional

A Tabela 17 apresenta os custos resumidos de operação e manutenção (OPEX) do Sistema de Remediação para o tempo de remediação calculado de 30 meses. O Anexo A apresenta o OPEX detalhado.

O consumo mensal de energia elétrica do sistema de remediação é de 3.126,66 kWh, relativamente baixo, onde o compressor de ar é responsável pelo maior consumo (2.774,00 kWh) devido sua potência ser cerca de 8 vezes superior ao ozonizador (334,80 kWh).

A função do operador do sistema de remediação será acompanhar o funcionamento do sistema e realizar as manutenções simples dos equipamentos e poços de bombeamento e injeção. Os equipamentos elétricos serão instalados de forma que o funcionamento inadequado interrompa a operação sem a necessidade de intervenção indireta do operador.

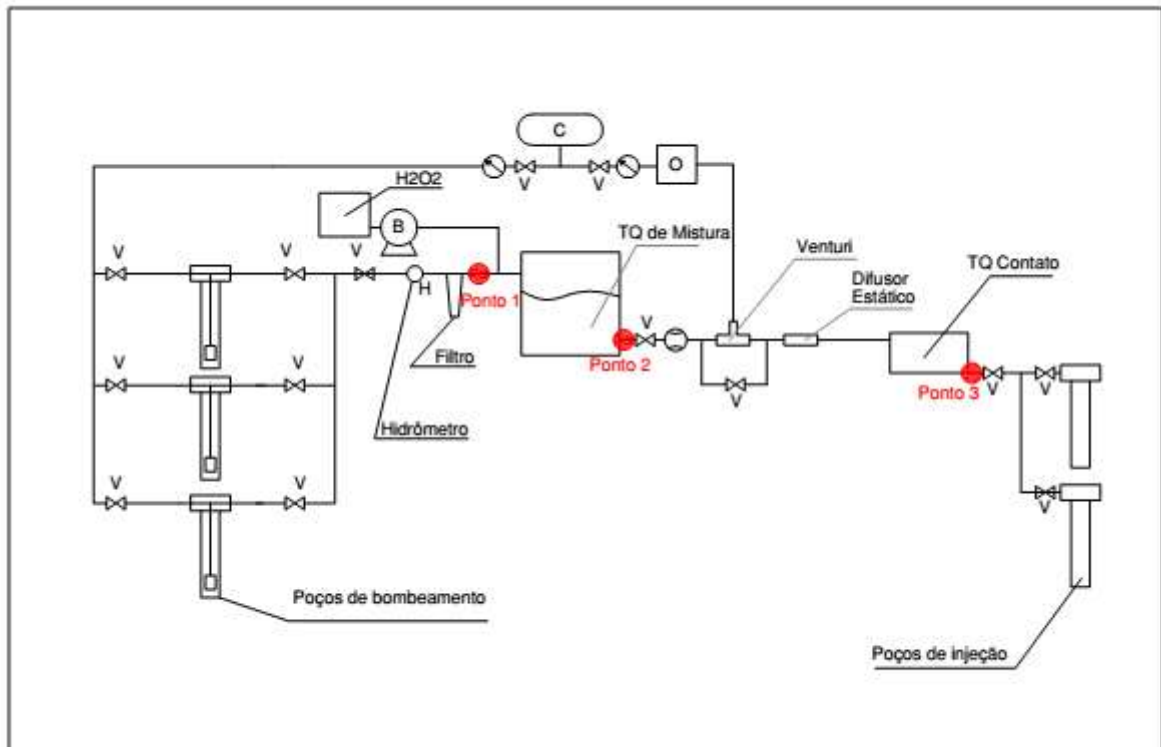
Foi estimado um custo progressivo com manutenção, isto é, no primeiro ano de operação, 10% da despesa de investimento com equipamentos e materiais, no segundo 15% e no terceiro 20%, devido o provável desgaste dos materiais requerendo substituição e assistência técnica especializada.

Com base na Equação 27, o volume mensal de peróxido de hidrogênio necessário para a operação do sistema de remediação é inferior a 10 litros.

O custo mensal com análises químicas está associado a coleta da água subterrânea em três pontos do sistema de remediação para a avaliação mensal da operação do sistema e das concentrações dos parâmetros de interesse.

A Figura 22 apresenta a localização dos pontos definidos para coleta de água no sistema de remediação.

- Ponto 1: Antes da entrada no tanque de mistura (sem H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> / O<sub>3</sub>);
- Ponto 2: Após a saída do tanque de mistura (com apenas H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) e;
- Ponto 3: Após a saída do tanque de contato inox (com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> / O<sub>3</sub>);



**Figura 22: Localização dos Pontos de Coleta de Água Subterrânea**

Com base em USEPA (1998), GOTTSCHALK et al. (2010) e CLAYTON et al. (2011), os parâmetros de interesse definidos foram: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT), COV, metais dissolvidos prioritários da lista Resolução CONAMA nº 420 e bromato.

A análise dos parâmetros DBO, DQO, COT e COV têm como objetivo avaliar a eficácia na oxidação dos compostos orgânicos presentes no efluente, estabelecer relação com a remoção dos etenos clorados e monitorar as concentrações de saída do sistema de remediação.

A oxidação por peróxido de hidrogênio e ozônio pode impactar na mobilidade dos metais presentes naturalmente na água subterrânea (CLAYTON et al., 2011), sendo assim a concentração dos metais dissolvidos prioritários da Resolução nº 420 (CONAMA, 2009) e bromato no efluente serão avaliados mensalmente.

No monitoramento mensal a coleta das amostras será realizada pelo próprio operador do sistema de remediação, portanto não gerando custos adicionais.

A periodicidade semestral de monitoramento dos poços foi definida com objetivo de avaliar a variação sazonal das concentrações nos poços de interesse localizados na Área A ao longo do ciclo hidrológico (CETESB, 2001).

Foram contemplados no monitoramento analítico semestral 38 poços, sendo 32 poços de monitoramento e os 6 de bombeamento. Os parâmetros de interesse considerados no monitoramento semestral foram: DBO, DQO, COT, COV, ânions (cloreto, nitrato e sulfato), gases leves (metano, etano e eteno), alcalinidade e bromato.

A composição do custo semestral considerou que a amostragem dos poços será feita pelo próprio laboratório, logo foram considerados os custos com diária da equipe e a quantidade de 38 poços amostrados através da técnica de baixa vazão conforme a norma ABNT NBR 15. 847 (2010).

O número de diárias foi estabelecido considerando a estimativa que 4 poços serão amostrados por dia, além da adição de 2 dias de segurança para casos de chuva ou outros problemas que impeçam a amostragem. Logo foram consideradas aproximadamente 12 diárias.

Foram consideradas como despesas de destinação de resíduos a tara mínima de resíduo sólido cobrado, isto é, 1 tonelada, transporte e os tambores utilizados para armazenamento dos resíduos. Foi estimada apenas uma destinação por ano devido ao baixo volume de resíduo gerado pela operação do sistema de remediação.

Os custos dos relatórios técnicos foram estimados com base na complexidade da interpretação dos resultados. O relatório mensal foi considerado de simples elaboração devido a menor complexidade e quantidade de dados possuindo assim um custo menor. Enquanto que o relatório semestral apresenta a relação inversa, onde deve ser avaliado o comportamento hidrogeológico da pluma de etenos clorados.

O custo operacional do sistema de remediação para o tempo estimado foi R\$ 551.484,86 (Ano 1), R\$ 606.913,32 (Ano 2) e R\$ 336.352,53 (Ano 3), sendo o custo do ano 3 proporcional a 6 meses de operação. O reajuste do custo entre o ano 1 e 2 foi de aproximadamente 10%.

Considerando a vazão de tratamento de 15 L/min, a capacidade anual de tratamento do Sistema de Remediação, desconsiderando as eventuais pausas no sistema, é de 7.884.000 L, o custo operacional de tratamento da água contaminada é de aproximadamente R\$ 70,00 / m<sup>3</sup> (ano 1), R\$ 80,00 / m<sup>3</sup> (ano 2) e R\$ 90,00 / m<sup>3</sup>. (ano 3).

Embora requeira aumento do consumo de energia elétrica em comparação com o tratamento com carvão ativado devido o ozonizador e a bomba dosadora, esse aumento demonstrou-se baixo.

No tratamento com carvão ativado o consumo de energia consiste basicamente no compressor de ar. Sendo assim, utilizando as condições de consumo de energia do sistema de remediação dimensionado, o aumento do consumo de energia foi de aproximadamente de 13%. Somente o consumo do compressor de ar foi de 2.774

kWh/mês, enquanto que o consumo de energia com o tratamento por peroxone foi de 3.126,66 kWh/mês.

$$\Delta = \left( \frac{3.126,66 - 2.774,00}{2.774,00} \right) \times 100\% = 13\%$$

O tratamento com peroxone basicamente não gera resíduos, a geração prevista de resíduos está associada com a manutenção do sistema e dos poços, o qual é inerente a qualquer sistema de remediação. Contudo, o tratamento com carvão ativado pode gerar o próprio carvão ativado como resíduo, aumentando os custos com destinação de resíduo e compra de carvão ativado.

Outro problema no uso do carvão ativado no tratamento de água subterrâneas contaminadas, segundo MIYAKE et al. (2003) e KILDUFF & KARANFIL (2002), é a redução significativa na capacidade de adsorção do carvão ativado devido à presença natural de matéria orgânica em águas subterrâneas.

Embora a regeneração do carvão ativado seja uma opção cada vez mais utilizada, segundo MEZZARI (2002) as técnicas disponíveis ainda apresentam limitações e são economicamente inviáveis para pequenos sistemas.

O tratamento de água subterrânea contaminada por etenos clorados através de peroxone demonstrou-se uma boa opção em substituição ao tradicional tratamento com carvão ativado.

**Tabela 17: OPEX do Sistema de Remediação**

DESCRIÇÃO	CUSTO ANO 1	CUSTO ANO 2	CUSTO ANO 3
Energia elétrica	R\$ 31.839,78	R\$ 35.660,55	R\$ 19.969,91
Operador	R\$ 52.029,00	R\$ 56.191,32	R\$ 30.343,31
Manutenção	R\$ 12.223,48	R\$ 14.057,01	R\$ 8.434,20

Produto Químico (H2O2)	R\$ 255,04	R\$ 280,54	R\$ 154,30
Análise Química	R\$ 115.860,00	R\$ 127.446,00	R\$ 70.095,30
Destinação de Resíduos	R\$ 2.300,00	R\$ 2.530,00	R\$ 2.783,00
Relatório Técnico	R\$ 194.000,00	R\$ 213.400,00	R\$ 117.370,00
<b>SUBTOTAL</b>	<b>R\$ 408.507,30</b>	<b>R\$ 449.565,42</b>	<b>R\$ 249.150,03</b>
DBI (35%)	R\$ 142.977,56	R\$ 157.347,90	R\$ 87.202,51
<b>TOTAL</b>	<b>R\$ 551.484,86</b>	<b>R\$ 606.913,32</b>	<b>R\$ 336.352,53</b>

## 8 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Modelo Conceitual da área de estudo identificou três áreas com elevadas concentrações em água subterrânea por TCE e seus subprodutos de degradação, 1,2 cis-DCE e VC indicando riscos à saúde humana.

Das três áreas identificadas com etenos clorados dissolvidos em água subterrânea, apenas a pluma de contaminação da porção sul da área de estudo está delimitada. As áreas da porção noroeste e nordeste carecem de ações adicionais para avaliação da remediação.

A presença de DNAPL residual de compostos etenos clorados é um fator importante na remediação de áreas contaminadas. O resultado da avaliação, segundo a metodologia proposta por KUEPER & DAVIES (2009), não identificou a presença de DNAPL residual uma vez que a maior concentração detectada de TCE não ultrapassou o 1% da solubilidade efetiva calculada para a área de estudo.

O sistema de remediação dimensionado para a área de estudo consistiu no bombeamento e tratamento da água subterrânea contaminada por etenos clorados através da técnica de peroxone. Adicionalmente, a água tratada será injetada no aquífero para controle hidráulico da pluma de contaminação e auxiliar na mobilização dos contaminantes.

O tempo de operação calculado para a remediação da pluma da porção sul da área de estudo foi de 24 meses, contudo como fator de segurança foram adicionados mais 6 meses de operação, totalizando 30 meses.

O custo de investimento total para implementação do Sistema de Remediação foi de R\$ 254.619,31, onde aproximadamente 20% (R\$ 51.256,94) está relacionado a etapa de tratamento do sistema de remediação.



O custo operacional estimado foi de R\$ 551.484,86 (Ano 1), R\$ 606.913,32 (Ano 2) e R\$ 336.352,53 (Ano 3), indicando-se uma boa opção em substituição ao tradicional tratamento com carvão ativado devido os valores obtidos, destruição dos contaminantes alvos e baixa geração de resíduo.

## 9 REFERÊNCIAS

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR), 2014a. Toxicological Profile for Tetrachloroethene. U.S. Department Of Health And Human Services. Georgia.

ATSDR, 2014b. Toxicological Profile for Trichloroethylene. U.S. Department Of Health And Human Services. Georgia.

AMETA, R.; KUMAR, A.; PUNJABI, P.B.; AMETA, S.C., 2013. Chapter 4: Advanced Oxidation Processes: Basics and Applications. Wastewater Treatment: Advanced Processes and Technologies. Editores: RAO, D.G; SENTHILKUMAR, R.; BYRNE, J.A.; FERROZ, CRC Press, Inc., New York.

ASSEMBLÉIA LEGISLATIVA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (ALERJ), 2013. Lei complementar n.158, de 26 de dezembro de 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), 1987. NBR 9.813: Solo - Determinação da Massa Específica Aparente in situ, com Emprego de Cilindro de Cravação.

ABNT, 2004. NBR 10.004: Classificação de Resíduos Sólidos.

ABNT, 2007. NBR 15.492: Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - Procedimento.

ABNT, 2009. NBR 15.495-1: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares, Parte 1: Projeto e Construção.

ABNT, 2010. NBR 15.847: Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento - Métodos de purga.

ABNT, 2011. NBR 15.515 - 1: Passivo ambiental em solo e água subterrânea, Parte 1: Avaliação preliminar.

ABNT, 2011. NBR 15.515 - 2: Passivo ambiental em solo e água subterrânea, Parte 2: Investigação confirmatória.

ABNT, 2013. NBR 16.210: Modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas - Procedimento.

BRADLEY, P.M.; CHAPELLE, F.H., 2010. Chapter 3: Biodegradation of Chlorinated Ethenes. In Situ Remediation of Chlorinated Solvent Plumes. Editores: STROO, H.F.; WARD, C.H., Springer, Inc., New York.

CENTRO ESTADUAL DE ESTATÍSTICAS, PESQUISAS E FORMAÇÃO DE SERVIDORES PÚBLICOS DO RIO DE JANEIRO (CEPERJ), 2014. Mapa da Região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <[http://www.ceperj.rj.gov.br/ceep/info\\_territorios/RMRJ2013.pdf](http://www.ceperj.rj.gov.br/ceep/info_territorios/RMRJ2013.pdf)>, acesso em: dez. 2016.

CHENG, M.; ZENG, G.; HUANG, D.; LAI, C.; XU, P.; ZHANG, C.; LIU, Y., 2016. Hydroxyl radicals based advanced oxidation processes (AOPs) for remediation of soils contaminated with organic compounds: A review. Chemical Engineering Journal, v. 284, pp. 582–598.

CHOI, H.; LIM, H.N; KIM, J.; HWANG, T.M., KANG, J.W., 2002. Transport characteristics of gas phase ozone in unsaturated porous media for in-situ chemical oxidation, Journal of Contaminant Hydrology, v.57, pp. 81-98.

CLAYTON, W.S.; PETRI, B.G.; HULING, S.G., 2011. Chapter 5: Fundamentals of ISCO Using Ozone. In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation. Editores: SIEGRIST, R.L.; CRIMI, M.; SIMPKIN, T.J, Springer, Inc., New York.

COHEN, R. M.; MERCER, J. W.; GREENWALD, R. M.; BELJIN, M. S., 1997. Design Guidelines for Conventional Pump and Treat Systems. Ground Water Issue. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, EPA/540/S-97/504.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB), 2001. Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas. São Paulo.

CETESB, 2017. Áreas Contaminadas, Relação de Áreas Contaminadas e Reabilitadas, disponível em: <<http://areascontaminadas.cetesb.sp.gov.br/relacao-de-areas-contaminadas/>>, acesso em: mar. 2016.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (CONEMA), 2012. Resolução n. 44, de 14 de dezembro de 2012. Dispõe sobre a obrigatoriedade da identificação de eventual contaminação ambiental do solo e das águas subterrâneas por agentes químicos, no processo de licenciamento ambiental estadual.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CERHI), 2013. Resolução n. 107, de 22 de maio de 2013. Aprova nova definição das regiões hidrográficas do estado do rio de janeiro e revoga a resolução CERHI nº 18 de 08 de novembro de 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA), 2009. Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

CWIERTNY, D.M.; SCHERER, M.M., 2010. Chapter2: Chlorinated Solvent Chemistry: Structures, Nomenclature and Properties. In Situ Remediation of Chlorinated Solvent Plumes. Editores: STROO, H.F.; WARD, C.H.. Springer, Inc., New York.

DENG, Y.; ZHAO, R., 2015. Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Wastewater Treatment. *Current Pollution Reports*, v. 1, pp 167 – 176.

DOMENICO, P.A.; SCHWARTZ, F.W., 1998. *Physical and Chemical Hydrogeology*, John Wiley and Sons, Inc., New York, 2. ed.

FADIGAS, F. S.; SOBRINHO, N. M. B. A.; MAZUR, N.; ANJOS, L. H. C.; FREIXO, A. A, 2002. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. *Bragantia*, Campinas, v.61, n.2, pp.151-159

FEDERATION REMEDIATION TECHNOLOGIES ROUNDTABLE (FRTR), 2007. Screening Matrix. Disponível em: <[https://frtr.gov/matrix2/section3/table3\\_2.pdf](https://frtr.gov/matrix2/section3/table3_2.pdf)>. Acesso em: Nov. 2016.

FETTER, C. W. 2001. *Applied Hydrogeology*. Prentice Hall, Inc., New Jersey, 4. ed.

FRASCARI, D; ZANAROLI, G; DANKO, A. S., 2015. In situ aerobic cometabolism of chlorinated solvents: A review. *Journal of Hazardous Materials*, v. 283, pp. 382–399.

GLAZE, W. H., KANG, J. W., 1988. *Advanced Oxidation Processes for Treating Groundwater Contaminated with TCE and PCE: Laboratory Studies*. American Water Works Association, v. 80, no 5, pp. 57-63.

GOTTSCHALK, C., LIBRA, J.A.; SAUPE, A., 2010. *Ozonation of Water and Waste Water: A Practical Guide to Understanding Ozone and its Applications*. Wiley-VCH, 2. ed., Weinheim.

HUANG B.; LEI, C.; WEI, C.; ZENG, G, .2014. Chlorinated volatile organic compounds (Cl-VOCs) in environment—sources, potential human health impacts, and current remediation technologies. *Environment International*, v. 71, pp 118-138.

HULING, S. G.; WEAVER, J. W., 1991. Dense Nonaqueous Phase Liquids. Ground Water Issue. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, United States. EPA/540/4-91-002.

HULING, S.G.; PIVETZ, B.E., 2006. In-Situ Chemical Oxidation. Engineering Issue. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, EPA/600/R-06/ 072.

INSTITUTO ESTADUAL DO RIO DE JANEIRO (INEA), 1986. NT-202.R-10, de 12 de Dezembro de 1986. Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos, Rio de Janeiro.

INEA, 2014a. Avaliação do Potencial Hidrogeológico dos Aquíferos Fluminenses. Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro. Revisão 5, Rio de Janeiro.

INEA, 2014b. Caracterização Ambiental. Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro. Versão Final, Rio de Janeiro.

INEA, 2016. Boletim Consolidado de Qualidade das Águas da Região Hidrográfica V – Baía de Guanabara. Bacia da Baía de Guanabara 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), Cidades, 2015. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=330455&search=rio-de-janeiro|rio-de-janeiro>>, acesso em: dez. 2016.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT), 2014. Guia de elaboração de planos de intervenção para o gerenciamento de áreas contaminadas, 1. ed. São Paulo.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET), 2016. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/inicio.php>>. Acesso em: Jul 2016.

INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL (ITRC), 2005. Technical and Regulatory Guidance for In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater. In Situ Chemical Oxidation Team, 2. ed., Washington.

KUEPER, B.H.; DAVIES K.L., 2009. Assessment and delineation of DNAPL source zones at hazardous waste sites. Ground Water Issue. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, EPA/600/R-09/119.

LANGLAIS, B.; RECKHOW, D.A.; BRINK, D.R., 1991. Ozone in Water Treatment: Application and Engineering, Lewis Publishers, Inc, New York.

LIGHT, 2017. Tarifas. Disponível em: <<http://www.light.com.br/para-residencias/Sua-Conta/composicao-da-tarifa.aspx>>. Acesso em: mai. 2017.

KILDUFF, J. E.; KARANFIL, T., 2002. Trichloroethylene adsorption by activated carbon preloaded with humic substances: effects of solution chemistry. Water Research, v. 36, pp. 1685-1698.

MCCARTY, P.L., 2010. Chapter 1: Groundwater Contamination by Chlorinated Solvents: History, Remediation Technologies and Strategies. In Situ Remediation of Chlorinated Solvent Plumes. Editores: STROO, H.F.; WARD, C.H.. Springer, Inc., New York.

MEZZARI, A.M., 2002. Utilização de Carvões Adsorventes para o Tratamento de Efluentes contendo Pesticidas. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Química e Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

MIYAKE, Y; SAKODA, A.; YAMANASHI, H.; KANEDA, H.; SUZUKI, M., 2003. Activated carbon adsorption of trichloroethylene (TCE) vapor stripped from TCE-contaminated water. Water Research, v. 37, pp. 1852-1858.

MONTEIRO, C.O., 2014. Análise da Valorização Imobiliária da Cidade do Rio de Janeiro: Foco nos Bairros de Copacabana, Ipanema e Leme. Projeto de

Graduação. Curso de Engenharia Civil da Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro.

MORRISON, R. D.; MURPHY, B, L, 2006. Environmental Forensics: Contaminant Specific Guide, Academic Press, Oxford.

MORRISON, R. D; MURPHY, B, L, 2013. Chlorinated Solvents - A Forensic Evaluation, Royal Society of Chemistry, Cambridge.

NAKANO, Y.; HUA, L. Q.; NISHIJIMA, W.; SHOTO, E.; OKADA, M., 2000. Biodegradation of trichloroethylene (TCE) adsorbed on granular activated carbon (GAC). Water Research, Vol. 34, n.17, pp. 4139-4142.

PACHECO, J.R., 2012. Avaliação de um Sistema de Ozonização Baseado em Coluna de Borbulhamento. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas.

PADILHA, S.F., 2011. Simulações de Eventos de Chuvas Intensas no Estado do Rio de Janeiro usando o Modelo WRF. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências do Centro de Ciências Matemáticas e da Natureza, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

PANT, P; PANT, S, 2010. A review: Advances in microbial remediation of trichloroethylene (TCE). Journal of Environmental Sciences, v 22, pp 116–126.

PETRI, B.G.; WATTS, R.J.; TEEL, A.L.; HULING, S.G., 2011. Chapter 2: Fundamentals of ISCO Using Hydrogen Peroxide. In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation. Editores: SIEGRIST, R.L.; CRIMI, M.; SIMPKIN, T.J., Springer, Inc., New York.

POYATOS, J.M.; MUÑO, M.M.; ALMECIJA, M.C.; TORRES, J.C.; HONTORIA, E.; OSORIO, F., 2010. Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: State of the Art. Water, Air and Soil Pollution, v. 205, pp 187–204.



RAY, M.B; CHEN, J.P.; WANG, L.K.; PEHKONEN, S.O., 2006. Chapter 14: Advanced Oxidation Processes. Advanced Physicochemical Treatment Processes. Editores: WANG, L.K.; HUNG, Y.T; SHAMMAS, N.K, Humana Press, Inc., Volume 4, New Jersey.

RIO DE JANEIRO, 2014. Decreto nº 44.802, de 02 de Junho de 2014. Dispõe sobre o Sistema de Licenciamento Ambiental - SLAM e dá outras providências.

RIVETT, M. O.; CLARK, L., 2007. A quest to locate sites described in the world's first publication on trichloroethene contamination of groundwater. Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology, v 40, pp 241–249.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM), 2000a. Mapa Geológico do Estado do Rio de Janeiro. Projeto Rio de Janeiro. Escala 1:500.000.

CPRM, 2000b. Mapa Geomorfológico do Estado do Rio de Janeiro. Projeto Rio de Janeiro. Escala 1:500.000.

CPRM, 2012. Geologia e Recursos Minerais da Folha Baía de Guanabara SF-23-Z-B-IV. Programa Geologia do Brasil. Rio de Janeiro.

SHAMMAS, N.K.; WANG, L.K., 2005. Chapter 9: Ozonation. Physicochemical Treatment Processes. Editores: WANG, L.K.; HUNG, Y.T; SHAMMAS, N.K., Humana Press, Inc., Volume 3, New Jersey.

SIEGRIST, R. L.; CRIMI, M.; BROWN, R.A., 2011. Chapter 1: In Situ Chemical Oxidation: Technology Description And Status. In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation. Editores: SIEGRIST, R.L.; CRIMI, M.; SIMPKIN, T.J.. Springer, Inc., New York.

SILVA A.C., 2006. Degradação de Corante em Meio Salino por Ozonização. Tese de Doutorado. Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de

Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro.

SISTEMA ALERTA RIO DA PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO (ALERTARIO), 2016. Dados Pluviométricos. Disponível em: <<http://alertario.rio.rj.gov.br>>. Acesso em: Jul 2016.

SISTEMA NACIONAL DE PESQUISA DE CUSTOS E ÍNDICES DA CONSTRUÇÃO CIVIL (SINAPI), 2017. Planilha de Preços de Insumos e Serviços – Janeiro/2017. Rio de Janeiro.

SOTELO, J.L.; BELTRÁN, F.J.; BENÍTEZ, F.J.; BELTRÁN-HEREDIA, J., 1987. Ozone Decomposition in Water: Kinetic Study, Industrial & Engineering Chemistry Research, v. 26, pp. 39-43.

SUNDER, M., HEMPEL, D. C., 1997. Oxidation of Tri and Perchloroethene in Aqueous Solution with Ozone and Hydrogen Peroxide in a tube reactor. Water Research, v. 31, pp. 33-40.

TIEHM, A; SCHMIDT K. R., 2011. Sequential anaerobic/aerobic biodegradation of chloroethenes—aspects of field application. Current Opinion in Biotechnology, v. 22, pp 415–421.

TRIBUNAL DE CONTAS DA UNIÃO (TCU), 2014. Orientação para Elaboração de Planilhas Orçamentárias de Obras Públicas. Brasília.

TSAI, T.T.; KAO, C.M.; YEH, T.Y.; LEE, M.S., 2008. Chemical Oxidation of Chlorinated Solvents in Contaminated Groundwater: Review. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management, v. 12, pp. 116-126.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), 1990. Basics of Pump-and-Treat Ground-Water Remediation Technology.

Environmental Research Laboratory, Cincinnati, Ohio, United States. EPA/600/8-90/003.

USEPA, 1996. Soil Screening Guidance: Technical Background Document. Cincinnati. 2. ed., EPA/540/R95/128.

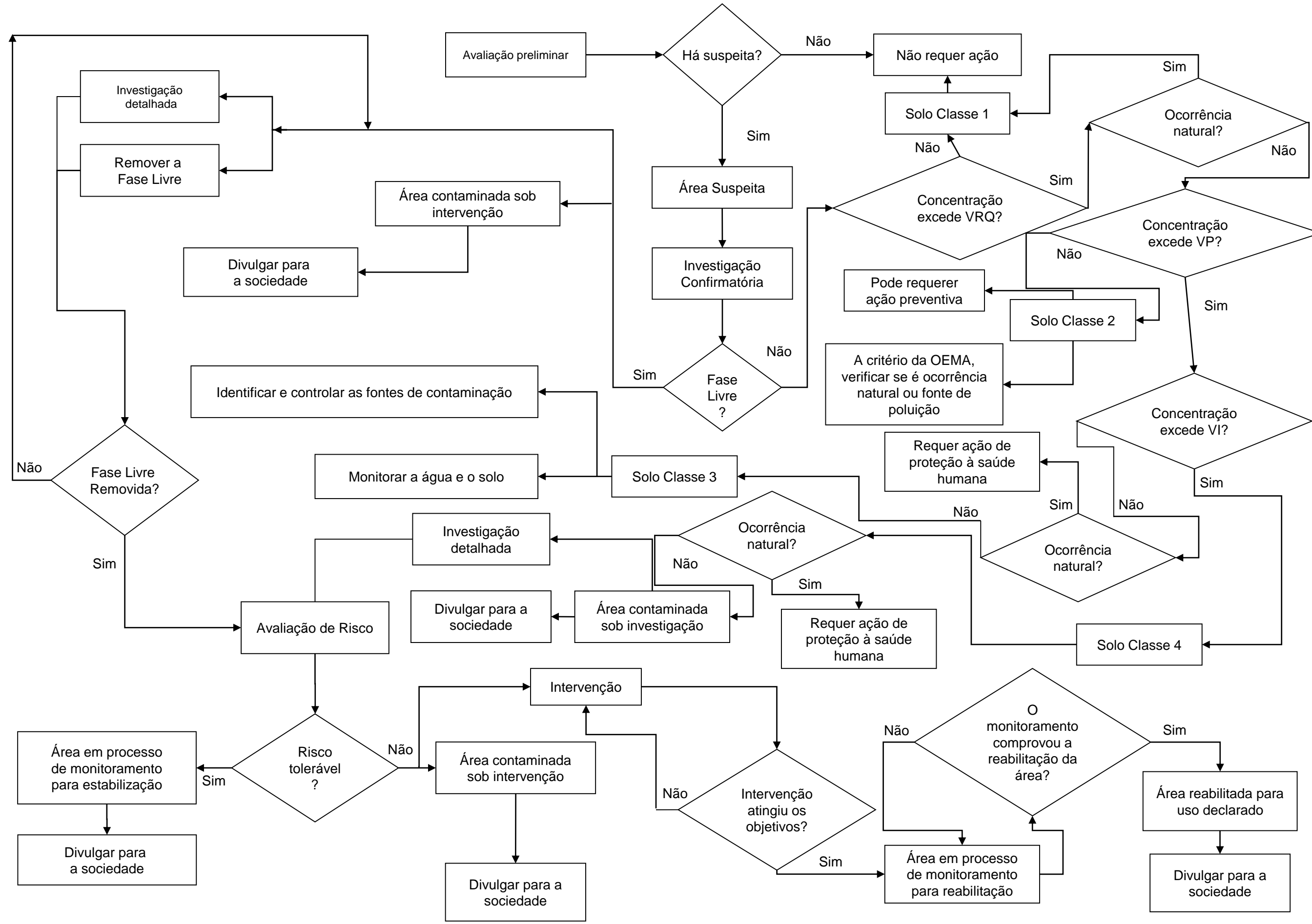
USEPA, 1998. Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water. Cincinnati, EPA/600/R-98/128.

WEINER, E. R., 2013. Applications of Environmental Aquatic Chemistry – A Practical Guide, 3. Ed., CRC Press, Boca Raton.

YASUNAGA, N; HIROTSUJI, J., 2008. Efficient Decomposition of Trichloroethylene (TCE) in Groundwater by Ozone-Hydrogen Peroxide Treatment. The Journal of the International Ozone Association, Ozone: Science and Engineering, v. 30, pp. 127–135.

**ANEXO 1 - FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DE GERENCIAMENTO DE ÁREAS  
CONTAMINADAS**

# Fluxograma das Etapas de Gerenciamento de Áreas Contaminadas



## **ANEXO 2 – OPEX DETALHADO**

**OPEX DETALHADO**

<b>ENERGIA</b>							
	Potência (kW)	Consumo (kWh/mês)	Custo Mensal (R\$)		Custo Ano 1 (R\$)	Custo Ano 2 (R\$)	Custo Ano 3 (R\$)
#1 Compressor de ar	3,73	2774,00	R\$ 2.354,05		R\$ 28.248,57		
#2 Ozonizador	0,45	334,80	R\$ 284,11		R\$ 3.409,38		
#3 Bomba dosadora	0,02	17,86	R\$ 15,15		R\$ 181,83		
<b>SUBTOTAL</b>			R\$ 2.653,31		<b>R\$ 31.839,78</b>	<b>R\$ 35.660,55</b>	<b>R\$ 19.969,91</b>
<b>#OPERAÇÃO DO SISTEMA</b>							
	Quantidade	Custo Mensal (R\$)			Custo Ano 1 (R\$)	Custo Ano 2 (R\$)	Custo Ano 3 (R\$)
#1 Operador	1	R\$ 2.500,00			R\$ 30.000,00		
#2 Imposto	73,43%	R\$ 1.835,75			R\$ 22.029,00		
<b>SUBTOTAL</b>		R\$ 4.335,75			<b>R\$ 52.029,00</b>	<b>R\$ 56.191,32</b>	<b>R\$ 30.343,31</b>
<b>#MANUTENÇÃO</b>							
	Quantidade	Valor Associado (R\$)			Custo Ano 1 (R\$)	Custo Ano 2 (R\$)	Custo Ano 3 (R\$)
#1 Preventiva & Corretiva	10%	R\$ 122.149,18			R\$ 12.214,92	R\$ 14.047,16	R\$ 8.428,29
<b>#ANÁLISE QUÍMICA</b>							
	Quantidade	Valor Unitário (R\$)	Custo Mensal (R\$)	nº meses	Custo Ano 1 (R\$)	Custo Ano 2 (R\$)	Custo Ano 3 (R\$)
#1 Sist. de Remediação - VOC	3	R\$ 160,00	R\$ 480,00	12	R\$ 5.760,00		
#2 Sist. de Remediação - Metais dissolvido	3	R\$ 200,00	R\$ 600,00	12	R\$ 7.200,00		
#3 Sist. de Remediação - DBO	3	R\$ 70,00	R\$ 210,00	12	R\$ 2.520,00		
#4 Sist. de Remediação - DQO	3	R\$ 30,00	R\$ 90,00	12	R\$ 1.080,00		
#5 Sist. de Remediação - COT	3	R\$ 110,00	R\$ 330,00	12	R\$ 3.960,00		
#6 Sist. de Remediação - Bromato	3	R\$ 35,00	R\$ 105,00	12	R\$ 1.260,00		
#7 Mon_Semestral - Metais Dissolvidos	38	R\$ 200,00	R\$ 7.600,00	2	R\$ 15.200,00		
#8 Mon_Semestral - COT	38	R\$ 110,00	R\$ 4.180,00	2	R\$ 8.360,00		
#9 Mon_Semestral - VOC	38	R\$ 160,00	R\$ 6.080,00	2	R\$ 12.160,00		
#10 Mon_Semestral - Cloreto / Nitrato / Sulfato	38	R\$ 75,00	R\$ 2.850,00	2	R\$ 5.700,00		
#11 Mon_Semestral - Metano, Etano e Eteno	38	R\$ 130,00	R\$ 4.940,00	2	R\$ 9.880,00		
#12 Mon_Semestral - Alcalinidade	38	R\$ 20,00	R\$ 760,00	2	R\$ 1.520,00		
#13 Mon_Semestral - Bromato	38	R\$ 35,00	R\$ 1.330,00	2	R\$ 2.660,00		
#14 Coleta dos Poços	38	R\$ 350,00	R\$ 13.300,00	2	R\$ 26.600,00		
#15 Diária	12	R\$ 500,00	R\$ 6.000,00	2	R\$ 12.000,00		
<b>SUBTOTAL</b>					<b>R\$ 115.860,00</b>	<b>R\$ 127.446,00</b>	<b>R\$ 70.095,30</b>
<b>#RESÍDUOS</b>							
	Quantidade	Custo (R\$)			Custo Ano 1 (R\$)	Custo Ano 2 (R\$)	Custo Ano 3 (R\$)
#1 Transporte	1 viagem	R\$ 1.400,00			R\$ 1.400,00		
#2 Destinação	1 ton	R\$ 500,00			R\$ 500,00		
#3 Tambor	5 unid	R\$ 80,00			R\$ 400,00		
<b>SUBTOTAL</b>					<b>R\$ 2.300,00</b>	<b>R\$ 2.530,00</b>	<b>R\$ 2.783,00</b>
<b>#RELATORIO</b>							
	Quantidade	Custo (R\$)			Custo Ano 1 (R\$)	Custo Ano 2 (R\$)	Custo Ano 3 (R\$)
#1 Mensal	12	R\$ 12.000,00			R\$ 144.000,00		
#2 Semestral	2	R\$ 25.000,00			R\$ 50.000,00		
<b>SUBTOTAL</b>					<b>R\$ 194.000,00</b>	<b>R\$ 213.400,00</b>	<b>R\$ 117.370,00</b>
<b>PRODUTO QUÍMICO H2O2</b>							
	Volume (L/mês)	Valor Unitário (R\$)	Custo Mensal (R\$)	Meses	Custo Ano 1 (R\$)	Custo Ano 2 (R\$)	Custo Ano 3 (R\$)
#1 H2O2	8,93	R\$ 2,38	R\$ 21,25	12	R\$ 255,04	R\$ 280,54	R\$ 154,30
<b>SUBTOTAL</b>					<b>R\$ 408.498,74</b>	<b>R\$ 449.555,57</b>	<b>R\$ 249.144,12</b>
<b>DBI (35%)</b>					<b>R\$ 142.974,56</b>	<b>R\$ 157.344,45</b>	<b>R\$ 87.200,44</b>
<b>TOTAL</b>					<b>R\$ 551.473,30</b>	<b>R\$ 606.900,02</b>	<b>R\$ 336.344,56</b>