

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

**Avaliação crítica das etapas de gerenciamento de uma área contaminada por
compostos organoclorados no bairro de Jurubatuba, São Paulo, Brasil**

TF-24/06

CAIO LEANDRO VINHÓ

Trabalho final a ser apresentado à Comissão de
Trabalho de Formatura do Instituto de
Geociências da Universidade de São Paulo.

Área de concentração: Hidrogeologia

Orientador: Prof. Dr. Reginaldo Antonio Bertolo

Coorientador: Luiz Guilherme Gomes Fregona

SÃO PAULO

2024

RESUMO

VINHÓ, C.L., 2024, Avaliação crítica das etapas de gerenciamento de uma área contaminada por compostos organoclorados no bairro de Jurubatuba, São Paulo, Brasil [Monografia], São Paulo, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

A antiga Zona de Uso Predominantemente Industrial 131 (ZUPI 131), localizada no bairro Jurubatuba, corresponde a um dos inúmeros locais do bairro que teve o seu aquífero contaminado por compostos organoclorados durante décadas de atividade industrial. A contaminação é composta principalmente por etenoclorados, inicialmente pelo despejo inadequado de tetracloroetano (PCE) e tricloroetano (TCE) e, seguidamente, por seus compostos filhos através de processos de degradação. Por esses contaminantes constituírem uma fase líquida densa não-aquosa, sua fase livre é mais densa que a água e tende a deslocar-se para maiores profundidades dentro do aquífero, dificultando as investigações que levam à construção de um modelo hidrogeoquímico representativo. O objetivo do trabalho foi avaliar as extensões e concentrações das plumas de contaminação por etenoclorados remanescentes na área de estudo após todas as etapas do gerenciamento ambiental, e assim qualificar ou não as conclusões dos responsáveis quanto à evolução do passivo ambiental. Para isso, foram compiladas e interpretadas informações geológicas, hidrogeológicas e análises químicas em solo e água subterrânea obtidas ao longo das etapas de investigação, remediação e monitoramento na área de estudo. As características hidráulicas relacionadas ao fluxo horizontal no aquífero, com sentido preferencial de NE para SW, foram determinadas através da coleta de cargas hidráulicas em poços de monitoramento, enquanto o fluxo vertical, majoritariamente ascendente, foi detectado por conjuntos de poços multiníveis. Esse fluxo vertical ascendente, por manter parte da pluma dissolvida na porção rasa do aquífero, atua tanto como um agente beneficiador no cenário de risco ambiental quanto como um agente prejudicial para a avaliação do risco de inalação. O histórico ambiental da área demonstrou uma redução das concentrações e tamanho das plumas de etenoclorados ao final do processo de remediação, avançando assim para as campanhas de monitoramento, cujas plumas apresentam a mesma tendência, porém com alguns ressurgimentos da contaminação. Esses resultados, a partir da coletânea ampla de informações, foram interpretados sob outra perspectiva, discutidos a partir da comparação com os dados já publicados e retrabalhados em produtos visuais para a melhor caracterização da biodegradação de compostos etenoclorados ao longo do tempo e espaço.

Palavras-chave: Águas subterrâneas, biodegradação, contaminação, etenoclorados, Jurubatuba, modelo conceitual.

ABSTRACT

VINHÓ, C.L., 2024, Critical assessment of the management stages of an area contaminated by organochlorine compounds in the Jurubatuba neighborhood, São Paulo, Brazil [Monograph], São Paulo, Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências.

The former Predominantly Industrial Use Zone 131 (ZUPI 131), located in the Jurubatuba neighborhood, is one of the numerous sites in the area where the aquifer was contaminated by organochlorine compounds during decades of industrial activity. The contamination consists primarily of ethenochlorinated compounds, initially from the improper disposal of tetrachloroethene (PCE) and trichloroethene (TCE) and subsequently from their degradation by-products. Because these contaminants constitute a dense non-aqueous liquid phase, their free phase is denser than water and tends to move to greater depths within the aquifer, complicating investigations required to build a representative hydrogeochemical model. The aim of the study was to assess the extent and concentrations of residual ethenochlorinated contamination plumes in the study area after all stages of environmental management, thereby qualifying or disqualifying previous conclusions regarding the evolution of the environmental liability. For this purpose, geological and hydrogeological data, along with chemical analyses of soil and groundwater collected throughout the investigation, remediation, and monitoring stages in the study area, were compiled and interpreted. The hydraulic characteristics related to horizontal flow in the aquifer, with a preferential direction from NE to SW, were determined by collecting hydraulic head data from monitoring wells, while the predominantly upward vertical flow was detected by multilevel well sets. This upward vertical flow, by keeping part of the dissolved plume in the shallow portion of the aquifer, acts as both a beneficial agent in the environmental risk scenario and a detrimental factor in assessing inhalation risk. The area's environmental history demonstrated a reduction in concentrations and the size of the ethenochlorinated plumes by the end of the remediation process, moving into the monitoring campaigns, where the plumes exhibited a similar trend but with some contamination resurgences. These results, derived from a broad collection of information, were interpreted from a different perspective, discussed through comparison with previously published data and reworked into visual products to better characterize the biodegradation of chloroethene compounds over time and space.

Keywords: Groundwater, biodegradation, contamination, chlorinated ethenes, Jurubatuba, conceptual model.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	2
3. ÁREA DE ESTUDO.....	2
3.1. Localização.....	2
3.2. Contexto Geológico e Hidrogeológico Regional.....	3
4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	6
4.1. Solventes clorados.....	6
4.2. Mecanismos de degradação de solventes clorados.....	7
4.3. Decisão de Diretoria Nº 038/2017/C.....	9
4.4. Teste de Mann-Kendall.....	10
5. MATERIAIS E MÉTODOS.....	11
6. HISTÓRICO AMBIENTAL DA ÁREA.....	14
7. RESULTADOS OBTIDOS.....	21
7.1. Características hidrogeológicas do aquífero.....	21
7.2. Características hidrogeoquímicas do aquífero.....	25
7.3. Interpretação dos dados analíticos de VOC.....	29
8. CONCLUSÕES.....	38
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	39
APÊNDICES.....	41
ANEXOS.....	52

1. INTRODUÇÃO

O bairro Jurubatuba, localizado na zona sul da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), é uma zona mista de uso e ocupação de solo, contendo atividades industriais vizinhas a residências e imóveis comerciais. Devido à liberação inadequada de substâncias químicas utilizadas durante décadas de atividade industrial, a região contém uma complexa contaminação por compostos organoclorados, principalmente tetracloroetano (PCE) e derivados (L'Apicciarella, 2009). A contaminação da água subterrânea causada por uma indústria metal-mecânica antes da sua transferência de São Paulo no final do ano de 2012, mesmo após as etapas de remediação, é um dos problemas ambientais da região que contribui para a complexidade de seu gerenciamento, além do risco ambiental associado à sua proximidade a aglomerações de poços de abastecimento. Muitos deles foram interditados pelo Poder Público em 2005 após serem registrados pelo DAEE como contaminados (L'Apicciarella, 2009).

Segundo Lima (2018), os limites de referência de potabilidade dos solventes organoclorados são muito restritivos e a contaminação profunda do aquífero se deve às características desses solventes, pois representam fases líquidas não aquosas mais densas que a água (DNAPL), possibilitando um deslocamento vertical descendente e que pode atingir as formações mais profundas da Bacia de São Paulo e do embasamento cristalino Pré-Cambriano fraturado.

Dois tipos de contaminação estão relacionados à área de estudo onde estava localizada a antiga indústria metal-mecânica: uma primária, atualmente inativa e pontual, por PCE e outra secundária que, apesar de não ter sido detectada nos poços de monitoramento no período pós-remediação, pode ter atuado em localidades específicas até 2018 de acordo com alguns resultados obtidos neste trabalho. O aquífero da área de estudo é de caráter sedimentar e apresenta um fluxo vertical ascendente que mantém a fase dissolvida em porções mais rasas do aquífero, enquanto a fase livre migra para maiores profundidades. Entretanto, não é possível determinar se a rocha alterada dura foi atingida pois ela não foi investigada pelas empresas de consultoria ambiental durante todo o processo de gerenciamento de áreas contaminadas embasado na Decisão de Diretoria N° 038/2017/C da CETESB (2017).

A enorme quantidade de dados analíticos, tanto em amostragens de solo quanto de água subterrânea e vapor, disponíveis para este estudo, assim como uma metodologia definida previamente são fundamentais para a demonstração de como pode se desenvolver o processo de atenuação natural em aquíferos sedimentares ao longo do tempo e espaço, dependendo das condições do meio. O trabalho contribui com o aprimoramento do modelo hidrogeoquímico em uma antiga zona industrial, localizada no bairro Jurubatuba, a partir da interpretação dos resultados analíticos e acompanhada de uma avaliação crítica do comportamento temporal e espacial da biodegradação de etenoclorados em água

subterrânea, desde os estudos preliminares até a última campanha de monitoramento para encerramento disponível.

Assim, espera-se que os novos resultados e produtos deste estudo venham a ser utilizados para fomentar novas indagações a partir do aprimoramento dos modelos conceituais apresentados em áreas hidrogeologicamente similares à estudada e que auxiliem na criação de novos programas de monitoramento para a recuperação de áreas contaminadas.

2. OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho é compilar e interpretar como se deram os processos de investigação, remediação e monitoramento de uma área contaminada por solventes organoclorados no bairro de Jurubatuba e analisar a extensão e concentrações das plumas de contaminação remanescentes, que permaneceram no ambiente após a conclusão dos trabalhos de remediação realizados por empresas de consultoria ambiental.

Para isso, as seguintes metas foram definidas: (1) Organizar os dados geológicos, hidrogeológicos e hidrogeoquímicos em tabelas, mapas, gráficos e outros tipos de estruturas de dados que facilitem a interpretação das informações históricas; (2) Construir um modelo conceitual hidrogeológico do local; (3) Analisar as concentrações dos etenoclorados de interesse ao longo do tempo e espaço a partir de novas interpretações do modelo conceitual estabelecido para a área e das informações históricas dos relatórios de gerenciamento ambiental do *sítio* consultados para, assim, compreender como se deu, durante a etapa de monitoramento, a evolução da contaminação nos níveis aquíferos e a eficácia da degradação dos compostos, principalmente por meio da produção de gráficos históricos da contaminação e assimilação desses resultados.

3. ÁREA DE ESTUDO

3.1. Localização

A área de estudo está localizada no interior do distrito de Campo Grande, Zona Sul da cidade de São Paulo, que integra a subprefeitura de Santo Amaro e faz divisa com os distritos de Santo Amaro, Socorro, Cidade Dutra, Pedreira e Cidade Ademar (Figura 1). O foco do trabalho corresponde ao espaço da antiga Zona de Uso Predominantemente Industrial 131, onde estava consolidada a sede de uma empresa do ramo metal-metalúrgico até o final de 2012. O local tem a Avenida das Nações Unidas como principal via de acesso, constituindo uma de várias avenidas que compõem a Marginal Pinheiros, e praticamente paralela ao Rio Jurubatuba, que se encontra com o Rio Guarapiranga dando origem ao Rio Pinheiros.

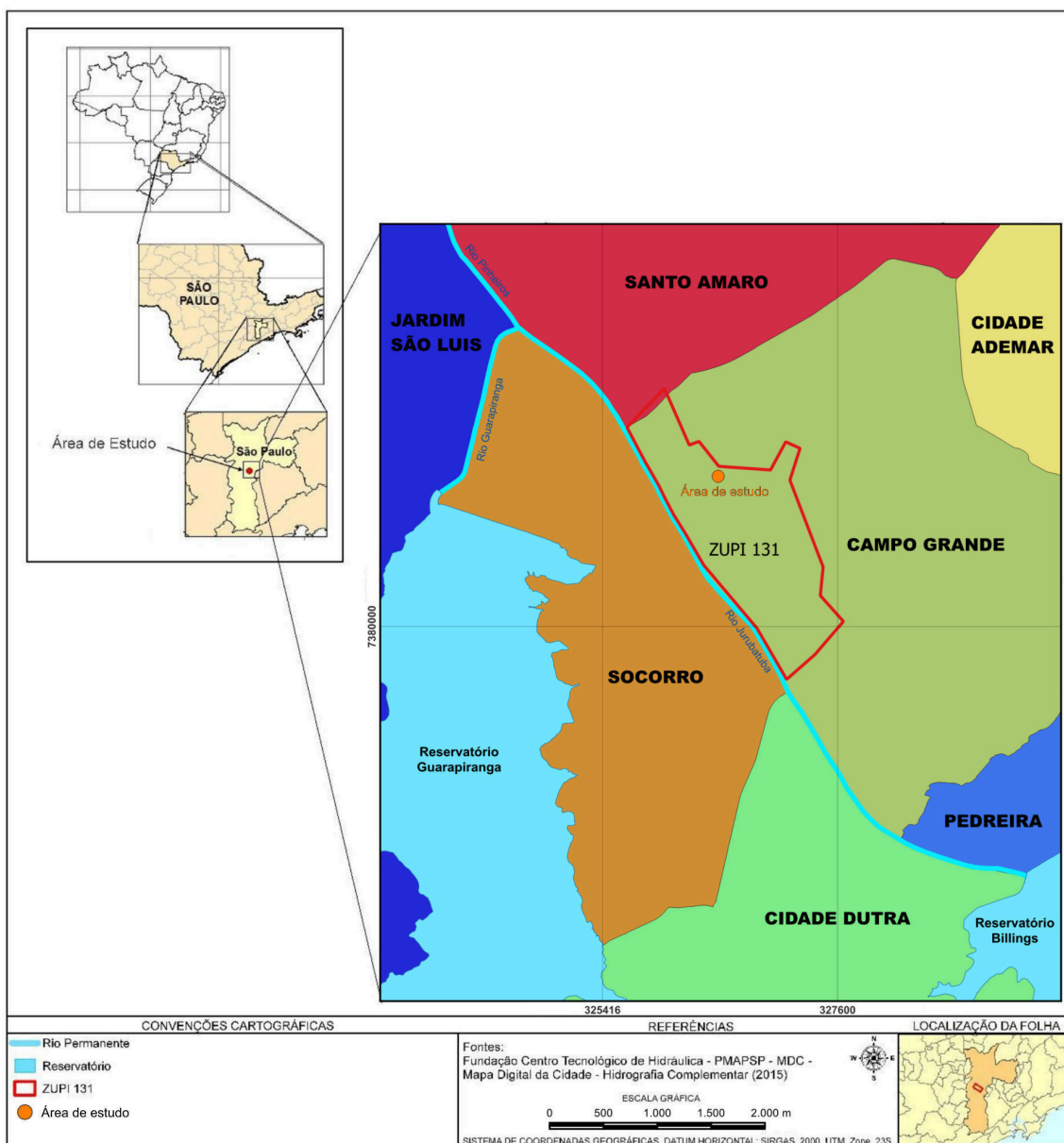


Figura 1 – Mapa de localização da antiga área industrial na ZUPI 131 com destaque para os distritos no entorno (modificado de Barbosa, 2015)

3.2. Contexto Geológico e Hidrogeológico Regional

A geologia da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) pode ser dividida em dois principais segmentos segundo Riccomini et al. (1992): a Bacia de São Paulo, composta por terrenos sedimentares de idade Cenozóica aflorantes em grande parte da RMSP, e em um nível inferior, as rochas Pré-Cambrianas que constituem o embasamento cristalino. Durante a reativação de zonas de cisalhamento do embasamento, no Paleógeno (Eoceno-Oligoceno), iniciou-se o desenvolvimento do *Rift* Continental do Sudeste do Brasil (RCSB), que contribuiu para a sedimentação da Bacia de São Paulo, sendo esta uma das unidades do *Rift* (Riccomini, 1989).

De acordo com Riccomini et al. (1992), a estratigrafia continental terciária da Bacia de São Paulo é baseada no Grupo Taubaté (Paleógeno), onde, da mais antiga para a mais

recente, temos as formações Resende, Tremembé e São Paulo, sendo sobrepostas a partir de um contato erosivo pela formação Itaquapecetuba (Neógeno); as mesmas estão cobertas por camadas aluvionares quaternárias onde a área de estudo está inserida. Na Figura 2, as formações Tremembé e Itaquapecetuba não afloram, enquanto a formação Resende é a mais expressiva juntamente com os aluviões quaternários que permeiam o Rio Jurubatuba. De forma restrita, a formação São Paulo ocorre em pequenas porções na parte leste (Figura 2).

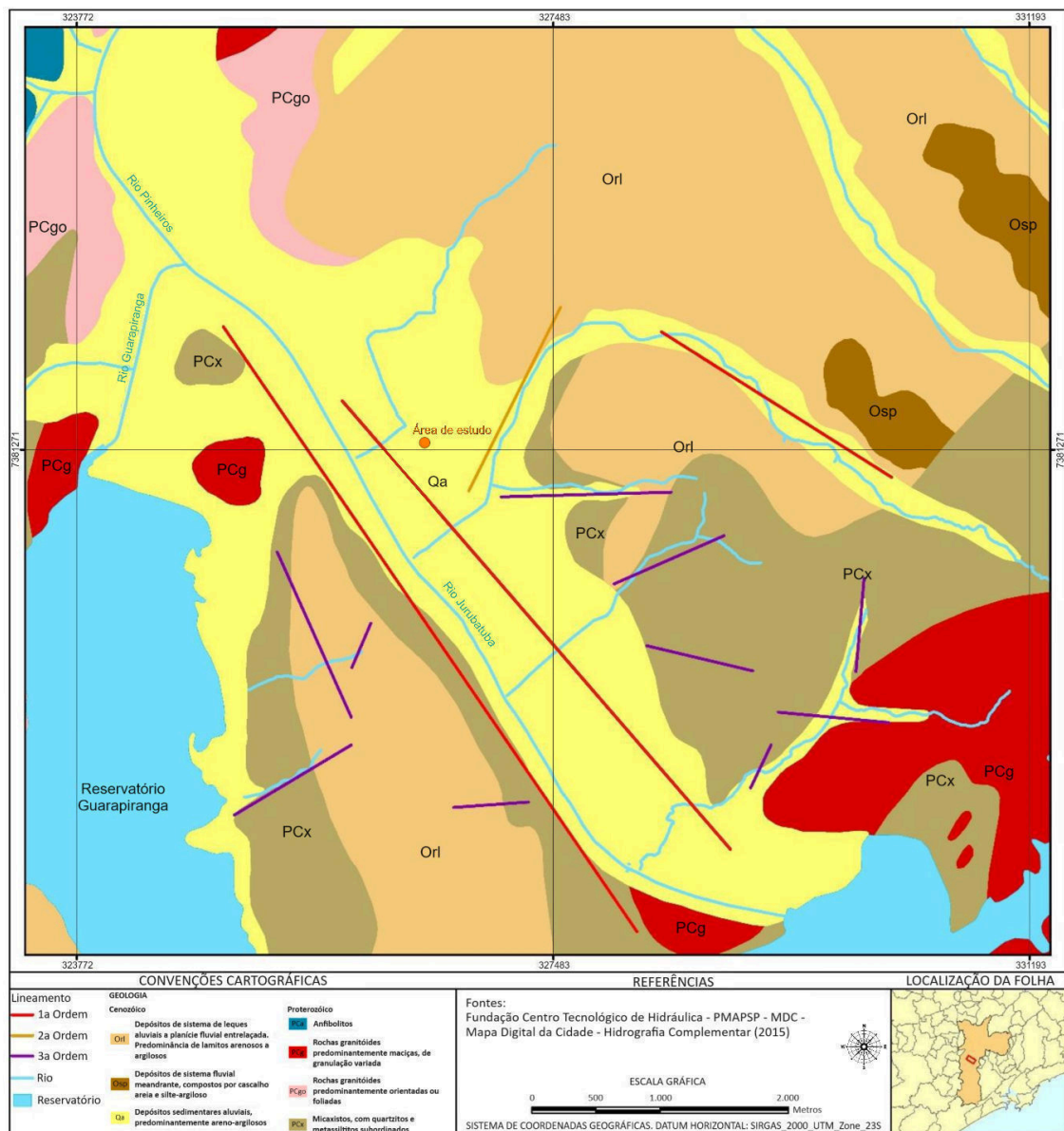


Figura 2 – Mapa geológico regional com destaque para as feições estruturais (modificado de Barbosa, 2015)

Tanto a Bacia de São Paulo quanto o embasamento cristalino Pré-Cambriano estão inseridos no contexto hidrogeológico da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (BAT) que, de acordo com Hirata e Ferreira (2001), se divide em duas unidades aquíferas: Sistema Aquífero Sedimentar (SAS) e Sistema Aquífero Cristalino (SAC). A recarga de água

subterrânea na BAT ocorre tanto por infiltração da água da chuva em toda área não impermeabilizada quanto por fugas da rede pública de abastecimento de água e de coleta de esgoto, sendo o rio Tietê, juntamente à soleira de Barueri, o ponto de menor potencial hidráulico e constituindo, assim, a área de descarga comum entre os dois sistemas.

Hirata e Ferreira (2001) descrevem o SAS como livre a semi-confinado, heterogêneo e de porosidade primária, sendo o mais explorado apesar de sua extensão em área ser de apenas 25% da BAT e sua produtividade ser menor que a do SAC. Segundo os autores, duas novas unidades são identificáveis no SAS: uma associada à Formação São Paulo (Aquífero São Paulo) e outra à Formação Resende (Aquífero Resende), sendo essa a mais produtiva. Uma outra unidade pode ser caracterizada em um nível superior às outras duas segundo DAEE e IG (2009), denominada Aquífero Quaternário e composta por sedimentos aluvionares quaternários de espessura menor que 10 metros, sendo explorável portanto apenas por poços cacimba. Essa unidade é aflorante na área de estudo (Figura 3). Já o SAC é livre a semi-livre e heterogêneo, ocorrendo nos domínios das rochas do embasamento cristalino e segmentado em duas unidades: a primeira (Aquífero A) é heterogênea, de natureza livre e caracterizada por porosidade granular, estando relacionada à seção de rochas intemperizadas com espessura média de 50 m; a outra (Aquífero B) está localizada em um nível inferior, sendo considerada o aquífero cristalino propriamente dito que se conecta hidráulicamente muitas vezes à camada intemperizada, sendo de natureza livre a semi-livre, heterogêneo, anisotrópico e com muitas falhas e fraturas abertas por onde a água percorre (Hirata e Ferreira, 2001).

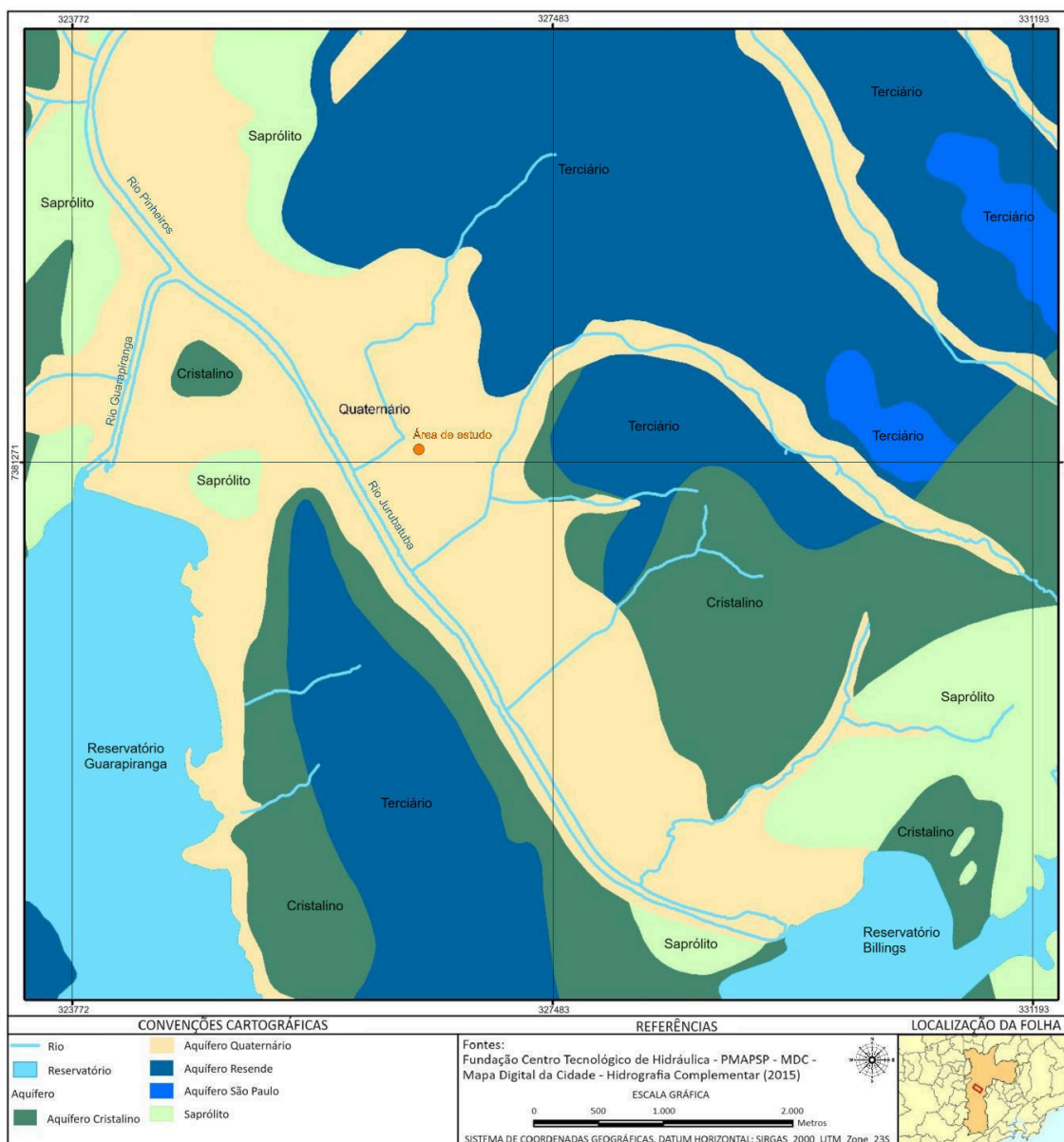


Figura 3 – Mapa hidrogeológico regional, ressaltando as principais drenagens superficiais (modificado de Barbosa, 2015)

4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1. Solventes clorados

Os solventes clorados, enquadrados como solventes orgânicos alifáticos, são compostos derivados dos hidrocarbonetos, porém com um arranjo atômico diferente onde há a substituição de átomos de hidrogênio por átomos de cloro. De acordo com Wiedemeier et al. (2014), os quatro solventes mais comumente utilizados são o tetracloroetano (PCE) e o tricloroetano (TCE), integrantes do grupo de etenoclorados; 1,1,1-Tricloroetano (TCA), do grupo dos etanoclorados; e o Tetracloreto de Carbono (CCl_4), que corresponde a um metanoclorado. Os etenoclorados possuem ligação dupla entre os átomos de carbono da estrutura molecular, enquanto os etanoclorados apresentam uma ligação simples entre os carbonos; já os metanoclorados contêm apenas um átomo de carbono na molécula.

Os compostos organoclorados possuem densidade, pressão de vapor, solubilidade e tempo de meia-vida elevados, o que os tornam contaminantes muito perigosos pois atingem grandes profundidades, podem volatilizar quando derramados em uma superfície ou expostos à atmosfera, se movem facilmente pela água subterrânea e são duradouros no meio devido à lenta degradação deles. Sua origem é antrópica, sendo utilizados em diversas situações no meio industrial, comercial e doméstico. Os solventes dessa classe mais frequentes em poços de abastecimento de água natural são os etenoclorados: percloroetileno (PCE; nome comercial para o tetracloroeteno) e o tricloroeteno (Zogorski et al., 2006).

4.2. Mecanismos de degradação de solventes clorados

A degradação de compostos etenoclorados ocorre por meio de reações abióticas ou biológicas (Wiedemeier et al., 2014). Ambas são dependentes do tipo de halocarbono contaminante e das condições do meio onde a temperatura é o principal fator determinante do ritmo das reações abióticas naturais.

Segundo Wiedemeier et al. (2014), os processos abióticos são divididos em quatro tipos principais de reações: hidrólise, desidrohalogenação, hidrogenólise e dihidroeliminação; enquanto que para a degradação mediada por microrganismos, a principal via natural é através do processo de decloração redutiva, que pode ser interrompido a qualquer momento a depender das condições físico-químicas do meio. Neste, o solvente clorado age como um receptor de elétrons e necessita de doadores de elétrons (e.g. óleo, lactato, melado, *hydrogen release compound*, etc.) para que um átomo de hidrogênio seja introduzido na estrutura molecular do composto substituindo a saída de um átomo de cloro. Essa reação pode ser denominada de halorespiração quando tem caráter biológico (decloração redutiva anaeróbica) e o substrato é utilizado como fonte de energia e crescimento. No entanto, para que a halorespiração ocorra, alguns pré-requisitos principais precisam se cumprir nessa situação: (1) um ambiente anaeróbico e com baixo ORP (Potencial de Oxi-Redução), sem oxigênio e nitrato; (2) devem estar presentes solventes clorados susceptíveis à halorespiração; (3) é preciso que haja um suprimento adequado de substratos em fermentação (e.g. matéria orgânica nativa, hidrocarbonetos de petróleo, chorume, óleos, etc.) para a produção de hidrogênio dissolvido, o que indica um ambiente extremamente redutor (Wiedemeier et al., 1999).

A sequência de biodegradação do PCE (Figura 4) inicia-se com a formação de TCE, para, em seguida, a geração de isômeros de dicloroeteno (DCE) que podem decair para cloreto de vinila (CV) e, finalmente, formar gases eteno e etano (não clorados). Conforme o processo de biodegradação avança, condições fortemente redutoras são necessárias para que a degradação anaeróbica aconteça, ocorrendo principalmente sob condições sulfato redutoras e metanogênicas.

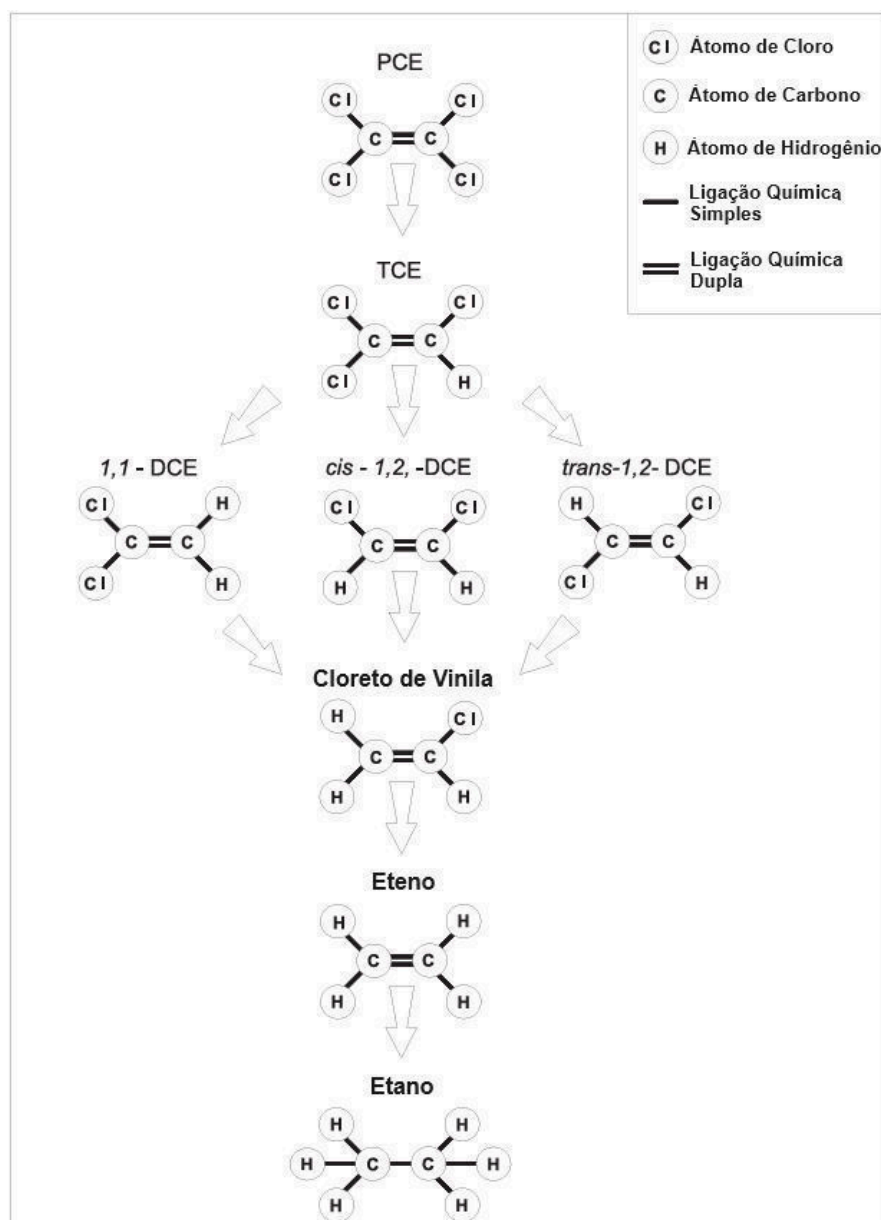


Figura 4 – Caminho de decloração redutiva ou halo-respiração de etenoclorados (Traduzido de USEPA, 1998)

A velocidade de decaimento dos etenoclorados durante a halo-respiração diminui à medida que avança para a formação de hidrocarbonetos (etano e eteno) e isso se dá devido à diminuição progressiva de cloreto nos compostos filhos, levando frequentemente a acumulação de DCE e CV no aquífero. De modo contrário, as reações de oxidação biológica aumentam de velocidade e importância com o passar do tempo (Wiedemeier et al., 2014).

Algumas condições do meio são necessárias para que determinadas reações aconteçam e, assim, o processo de halo-respiração pode ocorrer de forma mais lenta ou mais rápida (Figura 5). O PCE sendo, nesse contexto, o único etenoclorado composto por quatro átomos de cloro na molécula, representa um agente oxidante mais forte que todos os receptores de elétrons disponíveis na água subterrânea, com exceção do O_2 (Bradley, 2000) e, por isso, sofre uma decloração redutiva para TCE extremamente rápida comparada à que ocorre em compostos filhos, exceto em condições aeróbicas. De acordo com Bradley (2000),

a decloração redutiva de TCE para DCE acontece em ambientes mais fortemente redutores, que apresentam menores valores de ORP, e de caráter ferro-redutor, sendo sucedido pela formação de CV que depende de, pelo menos, um ambiente sulfato-redutor, mas ocorre com melhor eficácia em condições metanogênicas em que o metano é produzido através de processos anaeróbios. Consequentemente, a decloração redutiva de CV para o eteno (não clorado) é lenta e alcançada exclusivamente sob condições metanogênicas altamente redutoras.

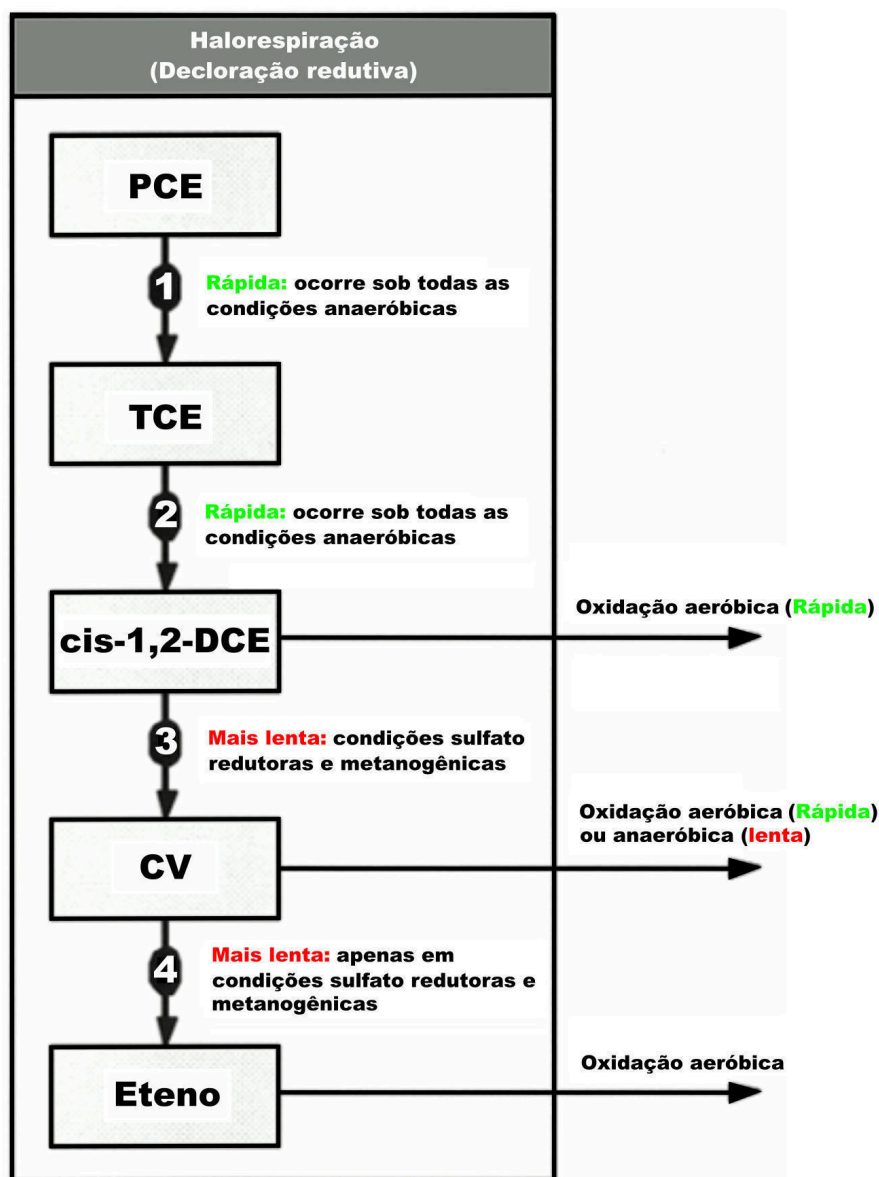


Figura 5 - Sequência de reações e taxas relativas da halorespiração em eteno-clorados (Modificado de Wiedemeier et al., 2014)

4.3. Decisão de Diretoria Nº 038/2017/C

A CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), a partir da Decisão de Diretoria, nº 38/2017/C (DD/38/2017), de 07 de fevereiro de 2017, estabelece “Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Âmbito do Licenciamento Ambiental”, em

conformidade com a Lei Estadual 13.577/2009 e seu Regulamento, aprovado por meio do Decreto 59.263/2013.

A importância desse documento é reconhecida devido a sua principal finalidade: o avanço do controle ambiental no estado de São Paulo, promovendo dessa maneira uma maior transparência na relação entre as indústrias e a CETESB. Para que esse objetivo seja alcançado, as diretrizes precisam ser cumpridas para: (1) Proteção da qualidade do solo e das águas subterrâneas, com a obrigatoriedade de implementação de programas de monitoramento preventivo pelas empresas.; (2) Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), desde a identificação de áreas com potencial de contaminação até as etapas de remediação com a execução do plano de intervenção e futuro monitoramento para encerramento; e (3) GAC no âmbito de licenciamento ambiental com base na classificação das áreas em função do nível das informações obtidas, dos riscos existentes ou das medidas de intervenção adotadas.

Para alcançar o objetivo desejado, faz-se necessária a classificação da área como Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR) pela CETESB e, posteriormente, é emitido o Termo de Reabilitação para o Uso Declarado a partir do atingimento dos objetivos estabelecidos no Plano de Intervenção. Para isso, três pré-requisitos precisam ser cumpridos, em ordem cronológica: Elaboração do Plano de Intervenção; Execução do Plano de Intervenção; e Monitoramento para Encerramento. Considerando um espectro mais restrito, algumas condições precisam ser atendidas, dentre elas: a observação de concentrações das substâncias químicas de interesse abaixo de todas as concentrações máximas aceitáveis (CMA) obtidas na etapa de Avaliação de Risco; o Plano de Intervenção ter indicado somente a necessidade de implementação de medidas de controle institucional e/ou de medidas de engenharia; o atingimento das metas de remediação pela aplicação de medidas de remediação; a confirmação de que todas as medidas de remediação por contenção possam ser encerradas.

4.4. Teste de Mann-Kendall

O teste de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1975) consiste em um método não paramétrico amplamente utilizado, com a finalidade de estabelecer se determinado intervalo de dados possui uma tendência temporal de alteração estatisticamente significativa. Os dados utilizados no teste precisam ser independentes idealmente, pois se as informações apresentarem correlação serial positiva, a probabilidade de uma resposta significativa seria maior mesmo na ausência de uma tendência definida (Cox; Stuart, 1955). De acordo com Blain (2013), a hipótese nula (H_0) do teste admite que os dados utilizados são independentes e identicamente distribuídos (iid), porém a não aceitação da H_0 implica que os dados não podem ser considerados como iid's. Entretanto, o autor relata que essa

rejeição é frequentemente considerada como evidência da existência de uma tendência numa dada série temporal, o que pode acarretar em interpretações errôneas.

A estatística do teste de Mann-Kendall proposta por Kendall (1975) é dada pela seguinte equação:

$$S = \sum_{i=n}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \boxed{\text{sng}(x_j - x_i)} \longrightarrow \text{sng}(x_j - x_i) = \begin{cases} +1, & \text{se } x_j - x_i > 0 \\ 0, & \text{se } x_j - x_i = 0 \\ -1, & \text{se } x_j - x_i < 0 \end{cases}$$

n = número de pontos de dados

x_i e x_j = valores dos dados em séries de tempo i e j ($j > i$)

5. MATERIAIS E MÉTODOS

A condução deste trabalho está baseada nas seguintes etapas de desenvolvimento:

a) Levantamento bibliográfico

Consulta de dissertações, teses e artigos publicados pelo CEPAS (Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas) para a caracterização da área e da Decisão de Diretoria nº 38/2017/C (DD/38/2017), que norteia todo o processo de gerenciamento de áreas contaminadas. Alguns trabalhos focados na região de Jurubatuba são muito relevantes para o tema e servem de base estrutural para esta avaliação, tais como: L'Apicciarella (2009), com o processo descritivo de uma metodologia para a delimitação de uma Área de Restrição e Controle de uso das águas subterrâneas; Barbosa (2015), onde há o desenvolvimento de uma ferramenta de gerenciamento de dados da contaminação da antiga ZUPI-131; Silva (2018), contendo uma caracterização hidrogeológica, hidroquímica e isotópica de aquíferos e uma avaliação de influências antrópicas; Lima (2018), que aplica o método *Discrete Fracture Network* (DNF) em aquíferos cristalinos intemperizados e modelagem conceitual da contaminação; e Fregona (2023), com a avaliação da atenuação natural de compostos etenoclorados.

Para a caracterização e entendimento teórico do comportamento da contaminação por solventes organoclorados, foram consultados: Bradley (2000), USEPA (1998), Wiedemeier et al. (1999), Wiedemeier et al. (2014), e Zogorski et al. (2006).

b) Obtenção de documentos na CETESB

No dia 17 de junho de 2024 foi realizada a vista de relatórios de 2014 até 2018 na CETESB de Santo Amaro que incluem, principalmente, diversos monitoramentos para encerramento, além de investigações complementares, avaliação de risco e plano de intervenção. O processo para acessar esses documentos inicia-se pela escolha da área de estudo e a unidade da CETESB responsável pela vista de processos dessa região, que pode ser encontrada a partir da inserção do endereço da área no *site* oficial da CETESB.

Posteriormente, é preciso enviar um e-mail à unidade escolhida com um pedido de requerimento para a realização da vista de processos no local, informando a razão social da empresa ou, preferivelmente, o seu endereço. É recomendável informar também o período dos processos desejados, no caso deste trabalho após os anos 2000, e se a área foi ou ainda está contaminada uma vez que haja interesse apenas no gerenciamento da área. Considerando os processos da indústria metal-mecânica abordada neste trabalho, alguns relatórios foram disponibilizados apenas em forma física, onde cada página foi fotografada, e outros, normalmente os mais recentes, em formato digital de CD que teve seus dados transferidos para um *notebook*. Além desses dois formatos, existe o formato digital virtual, porém ele não foi utilizado no trabalho porque o processo de gerenciamento da área de estudo acabou antes que esse processo fosse implementado pela CETESB.

Os monitoramentos e investigações complementares foram densamente utilizados para avaliar as características hidráulicas e evolução das plumas de contaminação e, conseqüentemente, a eficácia das metas propostas na etapa de remediação. Por outro lado, a avaliação de risco e o plano de intervenção auxiliaram na compreensão dos possíveis riscos baseados no cenário ambiental do estudo e na criação de medidas de intervenção. Os relatórios de investigação confirmatória, investigação detalhada, avaliação de riscos, planos de intervenção e relatórios de remediação de 2006 até 2013 foram disponibilizados previamente de forma indireta e promoveram o enriquecimento do histórico ambiental da área. Na totalidade, esses documentos representam mais de 10 anos de acúmulo de informações técnicas de geologia, hidrogeologia e de análises químicas de solo e água subterrânea do local.

c) Organização dos dados

Dentre os dados obtidos estão os de localização; descrição da geologia e hidrogeologia, resultados dos ensaios hidráulicos (monitoramento de potenciais hidráulicos, bombeamento, etc.), histórico da contaminação do solo e água (localização da fase livre, concentração da fase dissolvida, concentração de gases no solo). Os dados foram organizados através de *software* GIS (QGIS), em tabelas e gráficos no Excel. Os mapas de contexto regional de localização, geologia e hidrogeologia utilizaram como base os mapas de Barbosa (2015), mas foram modificados no QGIS para condizer com o escopo deste trabalho e finalizados no *software* Inkscape. As figuras modificadas dos relatórios utilizaram como base as figuras dos próprios relatórios e foram refeitas no Inkscape para uma melhor qualidade visual. As tabelas incluem diversos dados disponibilizados nos relatórios de gerenciamento da área contaminada, tais como: dados analíticos de compostos orgânicos voláteis (VOC) na água subterrânea pós-remediação, assim como dados de velocidade de fluxo das águas subterrâneas e cargas hidráulicas. Os gráficos produzidos no Excel abrangem apenas os dados analíticos de contaminação da água subterrânea durante a

etapa de monitoramento para uma avaliação do comportamento da contaminação ao longo dos anos e da eficácia da atenuação natural.

d) Interpretação das informações e produtos gerados

Nesta etapa, os relatórios de investigação preliminar, confirmatória e detalhada foram analisados e interpretados, assim como as atividades de avaliação de risco, obtenção de metas de remediação, as ações de remediação e o monitoramento do decaimento das concentrações pós-remediação. A análise e confecção de mapas, planilhas, gráficos e aplicação do teste de Mann-Kendall em poços da etapa de monitoramento foram realizadas neste estágio. No caso, cada poço de monitoramento foi analisado individualmente com independência de dados através da criação de gráficos no Excel e foram classificados em um âmbito de três tendências para a contaminação: estável, decrescente e crescente. As planilhas, organizadas através do Excel, exibem uma compilação de dados de compostos orgânicos voláteis (VOC), principalmente etenoclorados, durante o período de monitoramento da área de estudo e suas informações foram compiladas e apresentadas em formato de mapas de evolução temporal e espacial, tanto em direção horizontal quanto vertical, das plumas de contaminação. Seções geológicas e hidrogeológicas, assim como mapas de localização dos poços na área de estudo, foram realizados através dos *softwares* Inkscape e Google Earth Pro.

Em síntese, os seguintes procedimentos foram realizados em cada relatório:

- Relatórios de investigação confirmatória e detalhada: compilação de informações de velocidade de fluxo da água subterrânea em diferentes profundidades no aquífero assim como dos maiores dados analíticos de VOC, apresentação das características hidrogeológicas do fluxo subterrâneo e teste de existência de fase livre no *site*. Trata-se de uma revisão sucinta do modelo conceitual geológico, hidrogeológico e da contaminação;
- Relatórios de avaliação de risco à saúde humana e plano de intervenção: compilação dos resultados de determinação dos receptores à contaminação com a adequação das metas de remediação calculadas com base em risco. A partir do comportamento da contaminação em relação à Concentração Máxima Aceitável (CMA) estabelecida para cada composto, foi determinada a melhor alternativa de remediação;
- Relatórios de remediação: explicação de como se deu o processo de remediação por barreira hidráulica e injeção de oxidantes até o seu término e compilação das maiores concentrações de VOC, principalmente etenoclorados, com foco nos resultados analíticos da última campanha de remediação;
- Relatórios de monitoramento para encerramento: avaliação da eficácia da

atenuação natural como técnica para certificar de que as concentrações de fato alcançaram as metas de remediação baseadas em risco a partir de mais de 100 poços de monitoramento incluindo os conjuntos multiníveis, registrados até o último relatório disponível, para a geração de resultados analíticos de amostras de água subterrânea. A avaliação foi feita a partir dos resultados obtidos no teste de Mann-Kendall. Os monitoramentos ocorreram semestralmente e, dentre as sete campanhas que ocorreram até 2018, seis estão disponíveis para consulta, faltando apenas a 4ª campanha.

6. HISTÓRICO AMBIENTAL DA ÁREA

A área de estudo, ocupada antigamente por uma indústria metal-mecânica, divide-se em duas áreas (Figura 6): Área 01, denominada Stevaux 1071 (antiga área dos Veículos Ferroviários) e Área 02, nomeada Stevaux 873 (antiga área dos Veículos Comerciais).

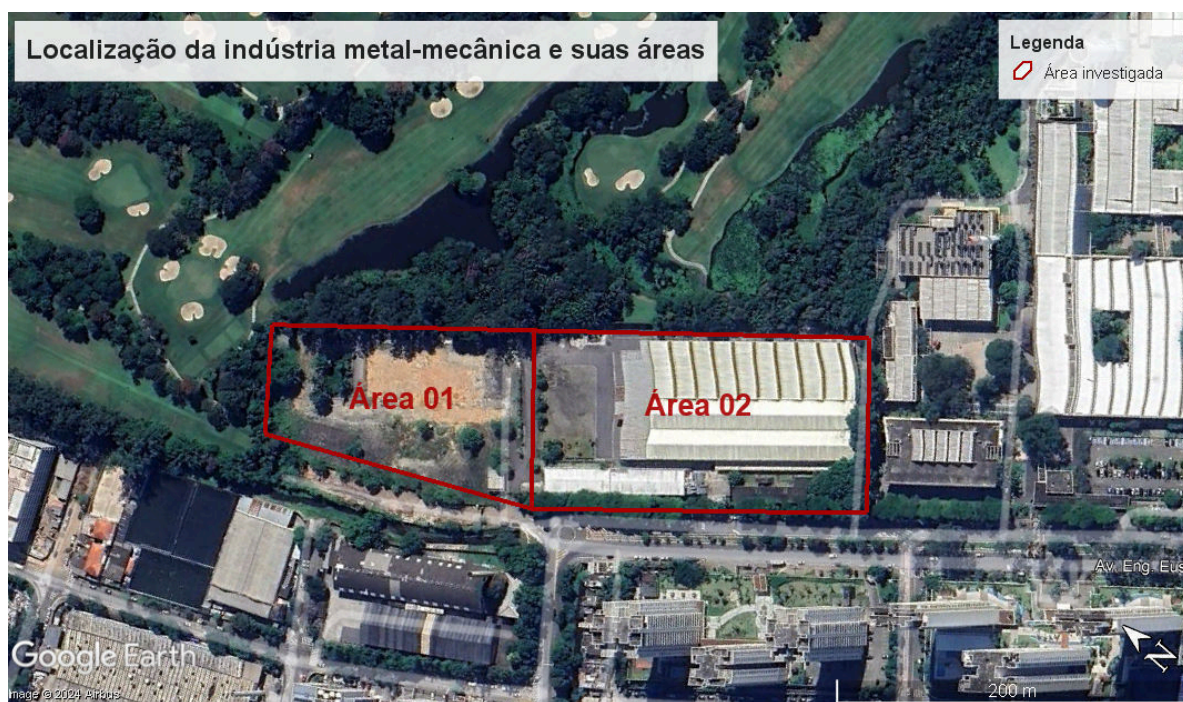


Figura 6 – Delimitação da área de estudo bipartida em Área 01 (área de veículos ferroviários) e Área 02 (área de veículos comerciais/rodoviários)

Ao longo das etapas de gerenciamento ambiental da área, foram instalados poços de monitoramento e alguns conjuntos multiníveis para a quantificação analítica dos dados coletados e delimitação espacial das plumas de contaminação (Figura 7). A distribuição desses poços foi muito semelhante em ambas as áreas, concentrando-se nas áreas fontes e em seus entornos.

Do total de 130 poços de monitoramento instalados em ambas as áreas, juntamente com os poços multiníveis, três foram destruídos (PM-34, PM-34A e PM-34B) e, entre 19 e 22

de dezembro de 2011, na unidade de veículos comerciais, um foi removido e tamponado (PM-16), totalizando 126 poços ativos.

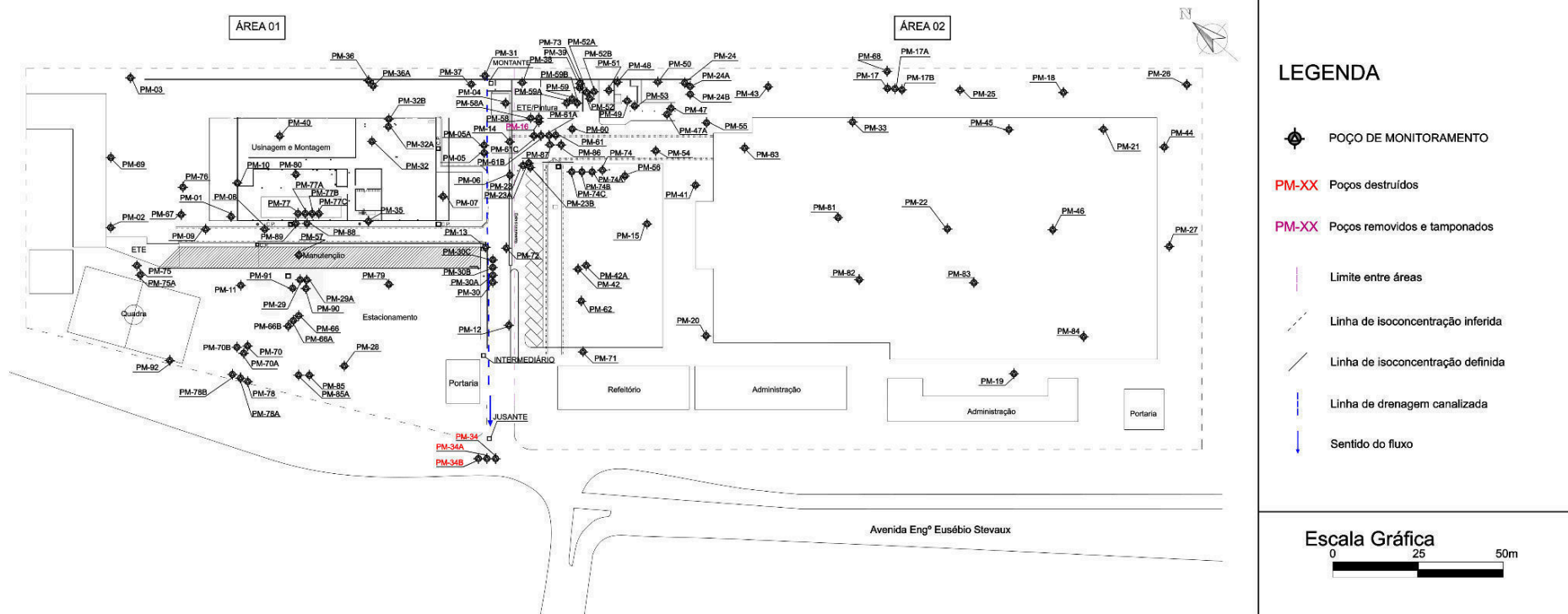


Figura 7 – Mapa de localização dos poços de monitoramento no *site* até a última campanha em abril de 2018

Os resultados da Investigação Preliminar na área 01, realizadas em 2006, levantaram a suspeita da existência de fontes de contaminação primárias nos locais da Antiga Área de Estocagem, o Setor de Manutenção de Peças, Área do Tanque Desativado e Linha Pluvial, Área de Desengraxe de Peças, Área da Estação de Tratamento de Efluentes, Área de Lavagem, Área de Drenagem de Caçambas e Cavacos e Sala dos Compressores. Enquanto que, as evidências encontradas na Investigação Preliminar na área 02 em 2007 permitiram identificar a Antiga Área de Usinagem, Área de Produção, Caixa de Expurgo do Compressor, Cabine Primária, Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), Área de Pintura, Depósito de Óleo, Armazenamento de Resíduos, Área Pulmão de Ar e Compressores como possíveis portadores de fontes de contaminação primária (EnGeo, 2018).

Em 2006 e 2007 ocorreram os processos de Investigação Confirmatória, utilizando-se como base as conclusões anteriores. Durante a Investigação Confirmatória na área 01, foram realizados 3 estudos distintos: *Soil Gas Survey*, coleta de amostras de solo a partir de 4 sondagens e coleta de amostras de água subterrânea em 4 poços. Identificou-se através do estudo de *Soil Gas Survey* pequenas anomalias de vapores orgânicos na zona não saturada, enquanto os resultados das análises químicas das amostras de solo evidenciaram a inexistência de compostos orgânicos voláteis, semi-voláteis e metais em concentrações superiores aos respectivos padrões de referência adotados. Entretanto, nas amostras de água subterrânea foram identificadas concentrações que ultrapassaram os respectivos valores de intervenção para os compostos Cloreto de Vinila (CV), no PM-01 (135,84 µg/L) e PM-04 (10380,54 µg/L, com fator de diluição 50x), e Dicloroetano (DCE) (17855,9 µg/L), no PM-04 (Arcadis Hidro Ambiente, 2006).

Em um estudo de detalhamento da qualidade do solo e água subterrânea e avaliação de risco, finalizado em fevereiro de 2007, houve a execução de 3 sondagens para coleta de amostras de solo e a instalação de 10 novos poços de monitoramento de água subterrânea. Seguindo a tendência do trabalho anterior, não houve nenhuma anomalia nas amostras de solo, porém, as amostras de água subterrânea apresentaram CV, no PM-04, PM-06, PM-07, PM-08 e PM-13, onde este registra a maior concentração (4934,92 µg/L); cis-1,2-Dicloroetano (cis-1,2-DCE), no PM-04, com a maior concentração (9470,93 µg/L), PM-06 e PM-08; Tricloroetano (TCE), no PM-08 (3347,42 µg/L); e Tetracloroetano (PCE), também no PM-08 (7500,73 µg/L), em concentrações superiores aos respectivos valores de intervenção (Arcadis Hidro Ambiente, 2007).

Na área 02, o relatório de Investigação Confirmatória também abrangeu as 3 etapas realizadas na área 01, com 8 sondagens para *Soil Gas Survey*, 11 amostras de solo e 8 novos poços de monitoramento para a coleta de amostras de água subterrânea. O *Soil Gas Survey* indicou a presença de vapores orgânicos no solo, sendo 660 ppm o maior valor registrado, a jusante da ETE. Novamente, os valores estabelecidos pelos padrões de

referência não foram ultrapassados para as análises das amostras de solo. Todavia, nas análises de amostras de água subterrânea em PM-01, PM-02, PM-03 e PM-07, foram detectadas concentrações de VOC em valores acima do padrão de referência da CETESB de PCE, TCE, cis-1,2-DCE e CV, sendo as maiores concentrações, respectivamente, em µg/L: 3362,87, 681,32, 3669,14 e 1178,6. As concentrações dos metais cromo (0,053 mg/L) e níquel (0,030 mg/L) também foram superiores aos padrões de referência, no PM-06 (Servmar, 2007).

Com o intuito de estabelecer a necessidade de medidas de gerenciamento e/ou recuperação de risco para a área, em 2008 foram emitidos o relatório de Investigação Detalhada e uma Análise de Risco à Saúde Humana, que buscaram integrar a avaliação dos cenários ambientais das duas áreas (EnGeo, 2018). A Investigação Detalhada (Servmar, 2008) mostrou que, a NE do córrego canalizado entre as áreas ferroviária e de veículos comerciais, há uma forte inflexão das linhas equipotenciais no aquífero raso em direção ao córrego, o que indica que ele é uma área de descarga rasa. O estudo indicou a existência de plumas de solventes organoclorados em fase dissolvida no aquífero livre e dois focos principais, um em cada área. Para a área 01, foram detectadas plumas de PCE, TCE, cis-1,2-DCE e CV com origem possível em antigos vazamentos de PCE para o subsolo. As concentrações mais elevadas se localizavam na área de usinagem e montagem e no corredor entre esta área e a de manutenção. Para a área 02, as principais alterações na qualidade da água foram devido a cis-1,2-DCE e CV próximos a ETE, não sendo detectado TCE, e em apenas um poço houve detecção acima do limite da CETESB de PCE. Conclui-se no relatório que a contaminação aparenta ser menor em maiores profundidades por conta do fluxo vertical ascendente na área, mas, devido à falta de informações do aquífero profundo, essa informação pode estar equivocada. As maiores concentrações de PCE, TCE, cis-1,2-DCE e CV foram, respectivamente, em µg/L: 95,45, 190,68, 5932,51 e 2789,34.

Deu-se início ao Sistema Integrado de Remediação no dia 31 de julho de 2009, composto por Barreira Hidráulica e Injeção de Oxidante através da introdução de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) no solo (Processo *Fenton*) nos dois focos de contaminação e, em dezembro de 2012, após o desligamento do sistema em novembro de 2012, ocorreu o último monitoramento para a verificação da eficácia da remediação ao longo de todo o período. Em 2010, houve a ampliação do Sistema Integrado de Remediação (Servmar Ambiental & Engenharia, 2010) para englobar a área de Litígio/Pintura devido a identificação de resíduos oleosos com forte odor no solo sub-superficial a montante do sistema após a abertura de uma valeta em setembro de 2009, durante as atividades de reforma das instalações hidráulicas subterrâneas da edificação que abrigava as áreas de pintura, litígio e garantia na unidade de Veículos Comerciais. Uma investigação complementar foi realizada em outubro de 2011 para afastar riscos à saúde, onde foi constatada a presença de produto a jusante da

região de ETE na área 02 e na rua de asfalto a jusante da região de usinagem e montagem na área 01, implicando em ações emergenciais de remoção e destinação do solo impactado em dezembro de 2011 (Servmar, 2012a).

Após os resultados da 8ª campanha de remediação (Servmar, 2012b), com novas CMAs estabelecidas, optou-se pela continuação apenas do sistema de oxidação química com auxílio da injeção móvel em locais que apresentavam resistência na redução das concentrações de contaminação até as CMAs calculadas considerando a via de exposição mais restritiva para o cenário ambiental da época (inalação de vapores orgânicos em ambientes fechados por trabalhadores comerciais *on-site*, a partir da água subterrânea).

Nos dados de monitoramento seguintes (Servmar, 2013b), a partir de quatro monitoramentos analíticos de água subterrânea, observou-se uma tendência significativa de redução das concentrações de etenoclorados de interesse, com exceção do poço PM-16 que foi o único a apresentar concentração superior à CMA calculada para o cenário real de inalação em ambiente aberto por receptores trabalhadores comerciais/industriais a partir do particionamento de PCE na água subterrânea, constituindo o composto que teve o aumento mais intenso (49300 µg/L). A CMA calculada para o cenário hipotético de inalação de vapores provenientes da água subterrânea, em ambiente fechado, por receptores trabalhadores comerciais *on site*, foi ultrapassada apenas no PM-29 para CV (1516,0 µg/L). Os maiores valores de cis-1,2-DCE e TCE foram registrados na amostra duplicata do PM-16 com concentrações, respectivamente, em µg/L de 44650,0 e 1057,0. Assim, as seguintes ações complementares foram tomadas a fim de reduzir o potencial risco no entorno do PM-16: injeção de oxidantes tanto em poços quanto na cava aberta, nova remoção do solo impactado, a remoção e tamponamento de três poços (PM-16, PI-35 e PI-36) e, para avaliar a eficácia dessas ações, foi instalado o poço PM-61 a jusante da área de remoção de solo (Servmar, 2013a). Segundo Servmar (2013a), por conta dos resultados finais terem apresentado valores inferiores às CMAs industriais calculadas e aceitáveis para que não haja efeitos adversos em receptores humanos, iniciaram-se as campanhas de monitoramento para encerramento.

Em fevereiro de 2014, o primeiro Relatório de Monitoramento Ambiental para encerramento (Servmar, 2014) foi emitido devido ao cenário ambiental favorável apresentado na última campanha de monitoramento do sistema de remediação, em dezembro de 2012. O cenário favorável, constatado através de coleta de amostras de água subterrânea para análise de compostos orgânicos voláteis de todos os poços de monitoramento existentes na área, se manteve na segunda campanha de Monitoramento (EnGeo, 2014a).

Para atender as solicitações advindas da CETESB, ocorreu uma Investigação Complementar (EnGeo, 2014b) com o intuito de consolidar e, se necessário, refinar o modelo conceitual de contaminação da área, realizar uma definição mais precisa e

atualizada das extensões verticais e horizontais das plumas de solventes organoclorados, revisar o estudo de Análise de Risco à Saúde Humana e apresentar o Plano de Intervenção para a área a fim da obtenção do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado (AR), onde o uso declarado é comercial apenas. Assim, foram implementadas investigações de gases do solo: primeiramente através de *screening* de gás no solo por método passivo, que indicou a existência de contaminantes no ar da zona não saturada e, então, posteriormente pelo método ativo de implantação de uma rede de poços de monitoramento de vapor, englobando os *hot spots* de contaminação na água subterrânea, tanto o da área 01 (PM-77) quanto, principalmente, o da área 02 (PM-61), onde há a maior quantidade de massa de contaminantes e as áreas-limite entre estes e a presença de ambientes fechados. Os resultados analíticos da amostragem de água subterrânea são coerentes com o histórico ambiental.

A Avaliação de Risco à Saúde Humana (EnGeo, 2014b) detectou risco para inalação de vapores em ambientes fechados na região do PM-29, ingestão e contato dérmico, para todos os receptores *on site*. Por outro lado, tanto para o cenário de inalação de vapores em ambientes abertos quanto para os receptores localizados *off site* (a 35 metros de distância do *hot spot*) não foram identificados riscos para nenhum receptor.

Os relatórios de monitoramento analítico de água subterrânea relacionados às terceira e quarta campanhas mantiveram o mesmo cenário ambiental (EnGeo, 2018), assim como a Investigação Complementar de Passivo Ambiental realizada em julho de 2015 (EnGeo, 2015), onde a sanidade ambiental e o modelo conceitual de caracterização da contaminação se mantiveram os mesmos.

Os resultados da quinta campanha de monitoramento para encerramento (EnGeo, 2016) demonstraram uma tendência geral de diminuição dos compostos organoclorados em fase dissolvida na água subterrânea, além da presença de compostos orgânicos voláteis no gás da zona não saturada no entorno do PM-77. O CV foi o único composto que continuou ultrapassando a CMA tanto na área 01 (PM-29, PM-66A e PM-77), sendo 1550 µg/L a maior concentração, quanto na área 02, onde o PM-59 registrou 675 µg/L.

A sexta campanha de monitoramento pós-remediação (EnGeo, 2017) teve como objetivo principal o melhor entendimento do comportamento dos contaminantes no aquífero raso e a sua migração para níveis mais profundos. Pelo fato de ter ocorrido um intenso decréscimo das concentrações de etenoclorados no monitoramento anterior, suspeitou-se de uma possível migração das plumas para jusante e, assim, foram instalados dois poços de monitoramento rasos imediatamente a jusante dos *hot spots*, além de uma sondagem próxima ao PM-77 para a verificação da existência de uma possível fonte secundária no solo. A partir dos resultados analíticos das amostras de água subterrânea, percebeu-se um cenário ambiental estável em relação à campanha de monitoramento anterior, assim como a área das plumas de contaminação e as concentrações da maioria dos contaminantes de

interesse, com exceção de dois deles: CV, no PM-29 (2310 µg/L), PM-66A (4580 µg/L) e PM-66B (1083 µg/L), com concentrações acima da CMA calculada para inalação de vapores em ambientes fechados com receptores comerciais, mas ainda assim próxima ao valor da CMA; PCE, no PM-77 (10510 µg/L) acima da CMA também. A possibilidade de existência de uma fonte secundária no solo foi descartada devido à questão de nenhum composto ter apresentado concentrações acima do respectivo valor de referência para as amostras de solo. Diferentemente do estabelecido até então, nesse relatório foi detectado mais um *hot spot* na área 01, localizado nas proximidades do PM-29, e o centro de contaminação referente à área 02 permanece no entorno do PM-61, a jusante da área de ETE/Pintura. Assim, se caracteriza o cenário de risco de inalação de vapores apenas em ambientes fechados para CV, em ambas as áreas, e PCE na área 01.

O relatório de abril/maio de 2018 (EnGeo, 2018), referente à 7ª e última campanha de Monitoramento, é o mais recente disponível e conta com resultados analíticos da qualidade da água subterrânea a partir de mais de 90 poços de monitoramento. Concluiu-se que o cenário ambiental permanecia muito similar em relação à campanha anterior, ainda com os mesmos três *hot spots*, porém o PM-58 apresenta concentrações de CV (541 µg/L) e TCE (624 µg/L) acima das CMAs calculadas para inalação de vapores em ambientes fechados com receptores comerciais (cenário hipotético do trabalho), de modo contrário ao que é apresentado no relatório que cita a ultrapassagem da CMA no PM-59 para os dois compostos, sendo que ela não é ultrapassada por nenhum dos dois contaminantes. O PM-77 também mudou o seu comportamento perante o monitoramento passado, pois os valores superaram as CMAs para CV (1141 µg/L) e TCE (817 µg/L) e, assim, o cenário de risco do estudo é caracterizado pela inalação de vapores em ambientes fechados para CV e TCE em ambas as áreas, ao contrário do que informa o relatório, onde está sendo desconsiderado o risco de TCE na área 01.

7. RESULTADOS OBTIDOS

7.1. Características hidrogeológicas do aquífero

Baseando-se no relatório de investigação complementar de passivo ambiental em julho de 2015 (EnGeo, 2015), a geologia local das duas áreas são praticamente idênticas, iniciando-se na superfície por um aterro argilo-arenoso de cor marrom e cerca de 2 metros de espessura que compreende a zona não saturada. A seguir, encaminhando-se para a zona saturada está presente um solo argilo-arenoso de cores marrom, vermelho e cinza, atingindo uma profundidade máxima de 6 metros. Atingindo a zona saturada, está localizado o solo arenoso de cor marrom e cinza com profundidade de até 12 metros que representa o nível de maior condutividade hidráulica. Abaixo dessa camada há o solo argiloso de cor avermelhada que atua como nível confinante e é intercalado por lentes de aproximadamente 2 metros de espessura compostas por solo argiloso de cor esbranquiçada e outras por solo

arenoso, ou areno-argiloso no caso da área 02, de cor cinza amarelada e com presença de seixos. No caso da área 02, existe uma camada descontínua de solo de alteração argilo-arenoso de cor marrom variegado abaixo da camada de solo argiloso avermelhado e acima do substrato rochoso alterado, com aproximadamente 6 metros de espessura e baixa condutividade hidráulica (Figura 8).

A classificação estratigráfica da legenda considera praticamente todas as camadas como solo, porém em outras seções no mesmo relatório (EnGeo, 2015) e durante outras campanhas estes solos são referidos como sedimentos consolidados. Devido à divergência de informações, não é possível identificar a divisão litoestratigráfica da bacia de São Paulo.

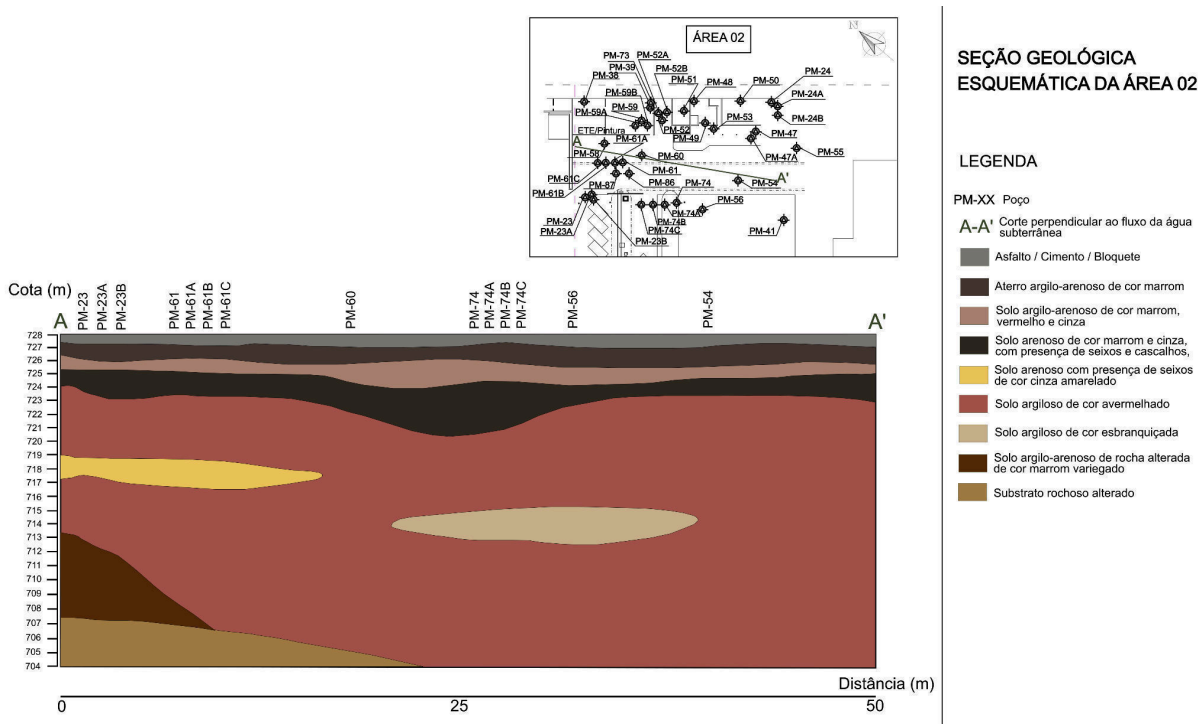


Figura 8 – Seção geológica esquemática da área 02 perpendicular ao fluxo subterrâneo, representando a geologia do área de estudo (Modificado de EnGeo, 2015)

O aquífero está instalado nas camadas aluvionares e nos sedimentos da formação São Paulo, tendo como principais características uma alta porosidade, caráter livre, profundidade maior que 20 metros, e o sentido preferencial do fluxo subterrâneo sendo em direção ao Rio Pinheiros (de NE para SW) e sem divergência à medida que a profundidade aumenta. Os poços instalados nas porções rasa (até 5 metros de profundidade), intermediária (de 5 a 15 metros de profundidade) e profunda (de 15 a 20 metros de profundidade) do aquífero possuem, respectivamente, níveis d'água com profundidade média de 1,82 m, 1,52 m e 0,85 m, além de cargas hidráulicas médias de 727,01 m, 727,20 m, e 727,72 m, o que caracteriza um fluxo vertical ascendente da água subterrânea, indo dos maiores gradientes para os menores (Figura 9). O fluxo vertical, monitorado por 13 conjuntos de poços multiníveis na campanha de 2018, apresentou essa tendência

ascendente na maioria da área de estudo (~ 85%), o que era esperado e relatado desde a Investigação Detalhada.

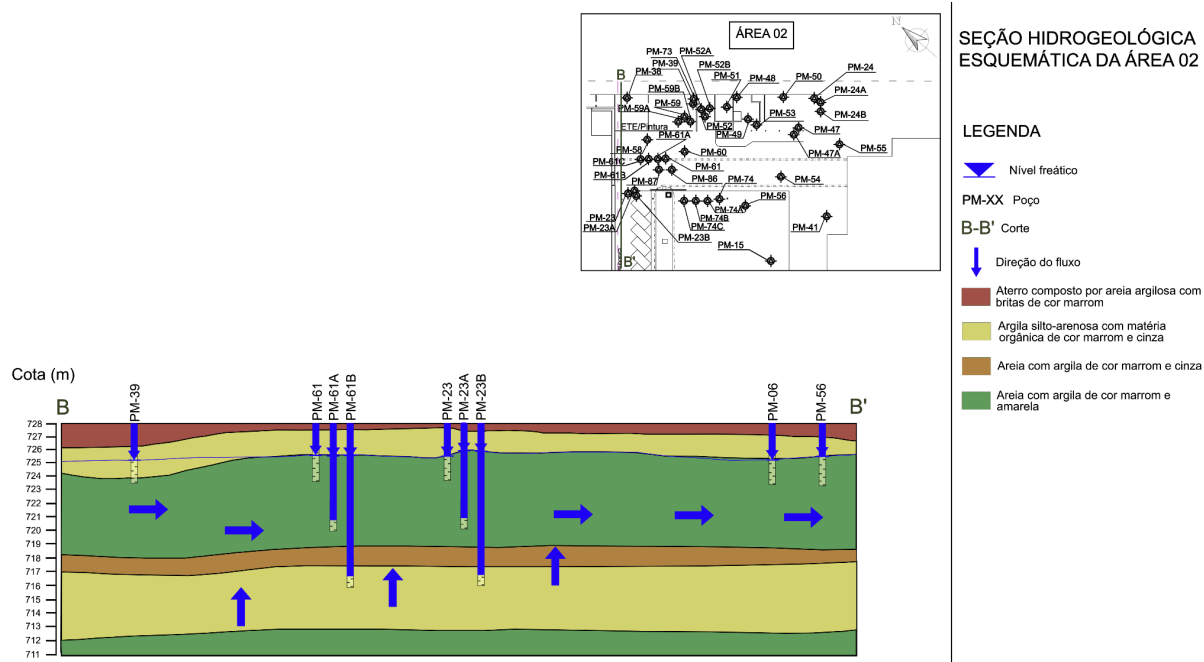


Figura 9 – Seção hidrogeológica esquemática da área 02 indicando um fluxo horizontal em direção ao sul e um fluxo vertical ascendente (Modificado de EnGeo, 2015)

Como na porção rasa do aquífero se utiliza de uma quantidade maior de poços de monitoramento para a construção do mapa potenciométrico, ele é utilizado como o mais representativo de toda a área. O mapa mais recente data de 2018 (Figura 10) e mostra o fluxo subterrâneo predominante de NE para SW, com maior concentração entre linhas equipotenciais em algumas regiões que, caso haja anisotropia do material geológico, pode indicar um gradiente hidráulico maior e menores velocidades de fluxo da água subterrânea. Por serem camadas aluvionares, esse fenômeno é comum; entretanto, a aproximação das linhas equipotenciais em alguns casos pode ocorrer por meio da interferência entre informações potenciométricas do aquífero devido à aglomeração de poços no determinado local.

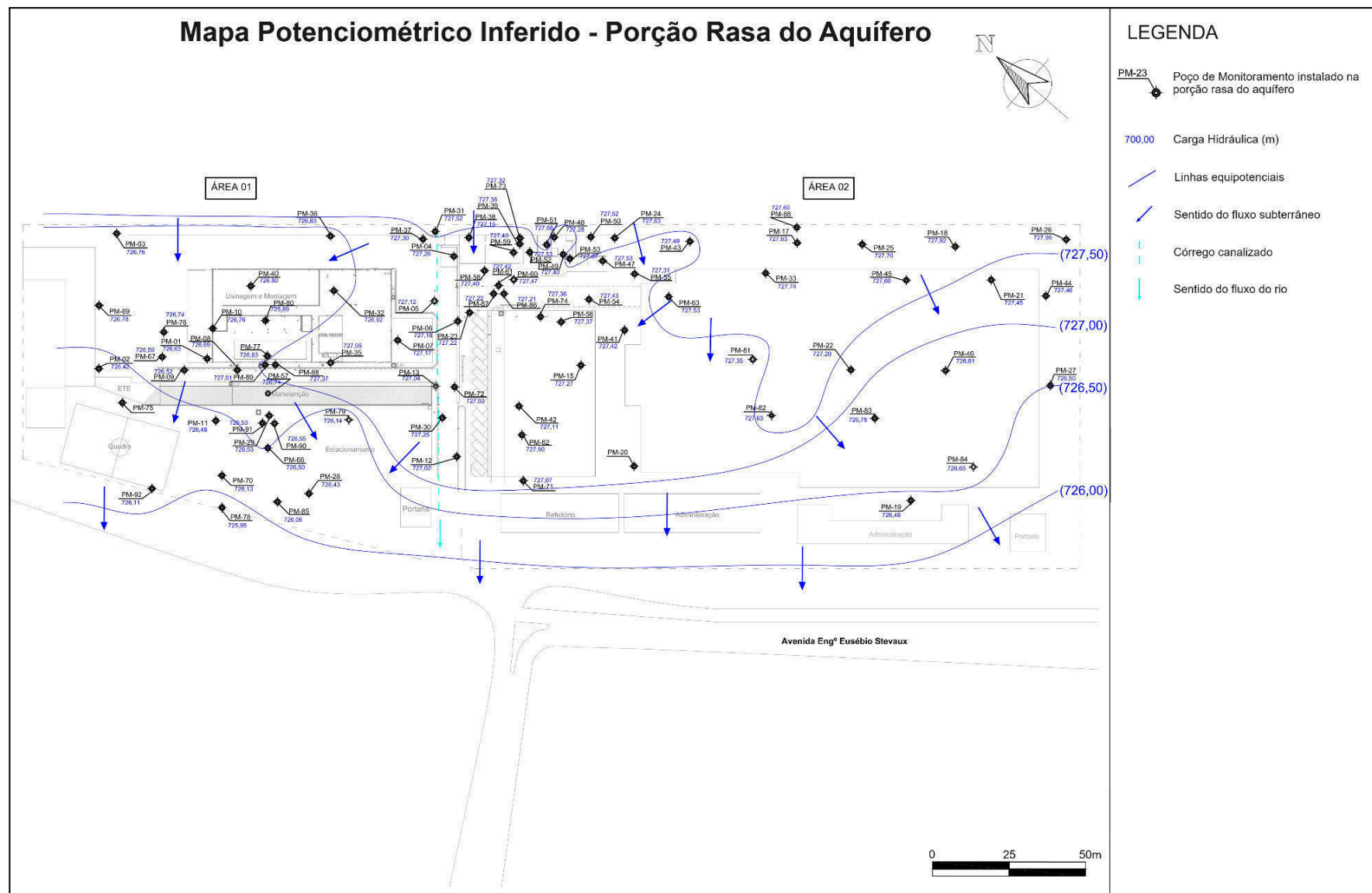


Figura 10 – Mapa potenciométrico inferido do nível raso do aquífero sedimentar e os poços utilizados (modificado de EnGeo, 2018)

Apesar dos mapas potenciométricos das porções intermediária e profunda (Anexo B) apresentarem as linhas equipotenciais um pouco mais esparsas que a porção rasa devido a quantidade limitada de dados, foram identificadas como tendo gradientes hidráulicos maiores e uma velocidade de fluxo menor (Tabela 1) a partir dos resultados obtidos por meio da aplicação da lei de Darcy na investigação detalhada de 2008 (Servmar, 2008). Entretanto, como esta foi a única vez em que foi calculada a velocidade de fluxo, não é possível saber se os resultados mantiveram a mesma tendência durante todas as estações do ano e nos anos posteriores.

$$V = (K \times i) / \eta_e$$

Onde:

V = Velocidade do fluxo subterrâneo (m/ano)

K = Coeficiente de condutividade hidráulica (m/ano)

i = Gradiente hidráulico (m/m)

η_e = Valor de porosidade efetiva (adimensional)

Tabela 1 – Velocidade de fluxo das águas subterrâneas em fevereiro e março de 2008 (Servmar, 2008)

Poço	K (cm/s)	i (%)	η_e (%)	V (m/ano)
Poços de monitoramento rasos (média*)	6,9E-05	0,5	9	1,2
PM-23B	2,5E-06	4,6	6	0,1
PM-30A	6,0E-07	3,8	6	0,5

* Média dos seguintes poços: PM-03, PM-04, PM-11 e PM-31

7.2. Características hidrogeoquímicas do aquífero

No último monitoramento para encerramento, constam três *hot spots* pontuais (PM-29 e PM-77 na área 01 e PM-61 na área 02). No contexto geral, a disposição da contaminação diminuiu em concentração e tamanho das plumas, porém há casos pontuais que apresentam uma tendência contrária como o PM-58, localizado na área 02, que merece destaque por registrar uma volta de contaminação por Cloreto de Vinila (CV) além de demonstrar um aumento significativo das concentrações de cis-1,2-Dicloroetano (cis-1,2-DCE), Tricloroetano (TCE) e Tetracloroetano (PCE). Esse comportamento pode estar atrelado ao efeito rebote (*rebound*), onde o contaminante ainda sorvido em uma camada menos permeável, no caso a camada argilosa da área de estudo abaixo da camada

arenosa, dessorve e a contaminação pode atingir outras camadas litológicas de acordo com a movimentação do fluxo subterrâneo.

O fluxo vertical ascendente indica que a contaminação dissolvida possui pouco aprofundamento na maior parte do aquífero pois tende a se manter em suas porções mais rasas, mas de modo contrário, as plumas dissolvidas apresentam uma migração descendente nas vizinhanças dos conjuntos multiníveis relacionados ao PM-66 e PM-70 devido às características de fluxo locais (Tabela 2).

Tabela 2 – Caracterização do fluxo vertical (EnGeo, 2018)

CONJUNTO MULTINÍVEL	CARGAS HIDRÁULICAS			CARACTERIZAÇÃO DO FLUXO VERTICAL
	RASO	INTERMEDIÁRIO	PROFUNDO	
17	727,63	727,68	728,29	Fluxo Ascendente
23	727,22	727,63	727,51	Fluxo Ascendente
24	727,63	727,72	728,33	Fluxo Ascendente
30	727,25	727,28	728,4	Fluxo Ascendente
32	726,92	727,36	728,85	Fluxo Ascendente
52	727,53	727,8	729,01	Fluxo Ascendente
59	727,4	727,53	728,86	Fluxo Ascendente
61	727,42	727,63	728,65	Fluxo Ascendente
66	726,5	726,46	726,49	Fluxo Descendente
70	726,13	725,97	725,98	Fluxo Descendente
74	727,36	727,63	728,18	Fluxo Ascendente
77	726,83	727,2	727,61	Fluxo Ascendente
78	725,95	726,01	725,99	Fluxo Ascendente

Essa característica hidráulica ascendente é desfavorável para a avaliação do risco toxicológico de inalação, mas favorável para o risco ao meio ambiente, uma vez que dificulta o espalhamento de contaminantes em profundidade. A fase livre, por outro lado, tem a tendência de migrar para camadas mais profundas por conta de os solventes clorados constituírem um DNAPL. De acordo com Pino et al. (2021), os aquíferos raso e profundo, em uma região próxima a desse trabalho, possuem conexão hidráulica entre si, comprovada através de resultados de testes hidráulicos e de análises isotópicas. Como o processo de remediação foi realizado apenas no aquífero sedimentar e não atingiu o topo da rocha alterada dura, é provável que haja fase livre no aquífero profundo onde mesmo os poços multiníveis não alcançam.

Existem dados, compilados no próximo subtópico, que podem indicar a existência de uma fonte secundária ativa da contaminação advinda de uma certa quantidade de massa de solventes clorados que sofreram difusão por poros de estratos de baixa permeabilidade

como a camada argilosa sob o nível arenoso de alta permeabilidade, ou adsorvidos pela matéria orgânica presente em camadas superficiais. Com a diminuição das concentrações dos contaminantes na água subterrânea, esse material sequestrado começa, pouco a pouco, a migrar novamente para a água subterrânea (efeito rebote ou *rebound*), mantendo a contaminação da área por bastante tempo mesmo após o processo de remediação.

Os mapas de evolução horizontal da contaminação pós-remediação, contidos no Anexo A, indicam que, após o processo de remediação da área, a tendência geral do meio é redutora principalmente na área de veículos ferroviários mas também na de veículos comerciais e, assim, os contaminantes são degradados via de cloração redutiva, o que reduz a extensão horizontal das plumas e as aproxima de suas áreas fonte. É perceptível uma tendência geral em praticamente todos os poços analisados de uma diminuição drástica das concentrações na quinta campanha de monitoramento, em setembro de 2016 (Anexo A), muito evidente na porção rasa do aquífero. Uma possibilidade, discutida no relatório de monitoramento da 6ª campanha, é ter ocorrido uma pequena mobilização de massa para jusante, porém através da análise da extensão horizontal das plumas ao longo dos anos não é possível perceber esse transporte. O processo de degradação tem o seu ápice na quinta campanha, em setembro de 2016, porém, em abril de 2017 existe um aumento significativo da contaminação na porção rasa do aquífero por PCE, TCE, cis-1,2-DCE e CV na área 01 e de PCE e cis-1,2-DCE na área 02, o que é incongruente pois a diminuição das concentrações de contaminantes por diluição seria maior em abril (fim do verão) do que em setembro (fim do inverno). Uma alternativa válida para explicar esse fenômeno é, novamente, o efeito de uma possível fonte secundária ativa. Subsequentemente, em abril de 2018 ocorreu uma redução da concentração dos contaminantes e do volume das plumas. Esse comportamento é um indicativo de que o aquífero tem uma capacidade natural de biodegradação em certo grau.

Um ponto de atenção está localizado no setor de veículos comerciais, pois de abril de 2017 para abril de 2018 as plumas de PCE (Figura 11) e, principalmente, TCE (Anexo A.3.) aumentaram suas concentrações no nível raso a jusante da área fonte, no entorno do PM-58 e PM-61, ao invés de acompanharem a tendência de redução das outras, possivelmente pelo fenômeno da difusão reversa durante o *rebound*.

Área 02 - Veículos Comerciais

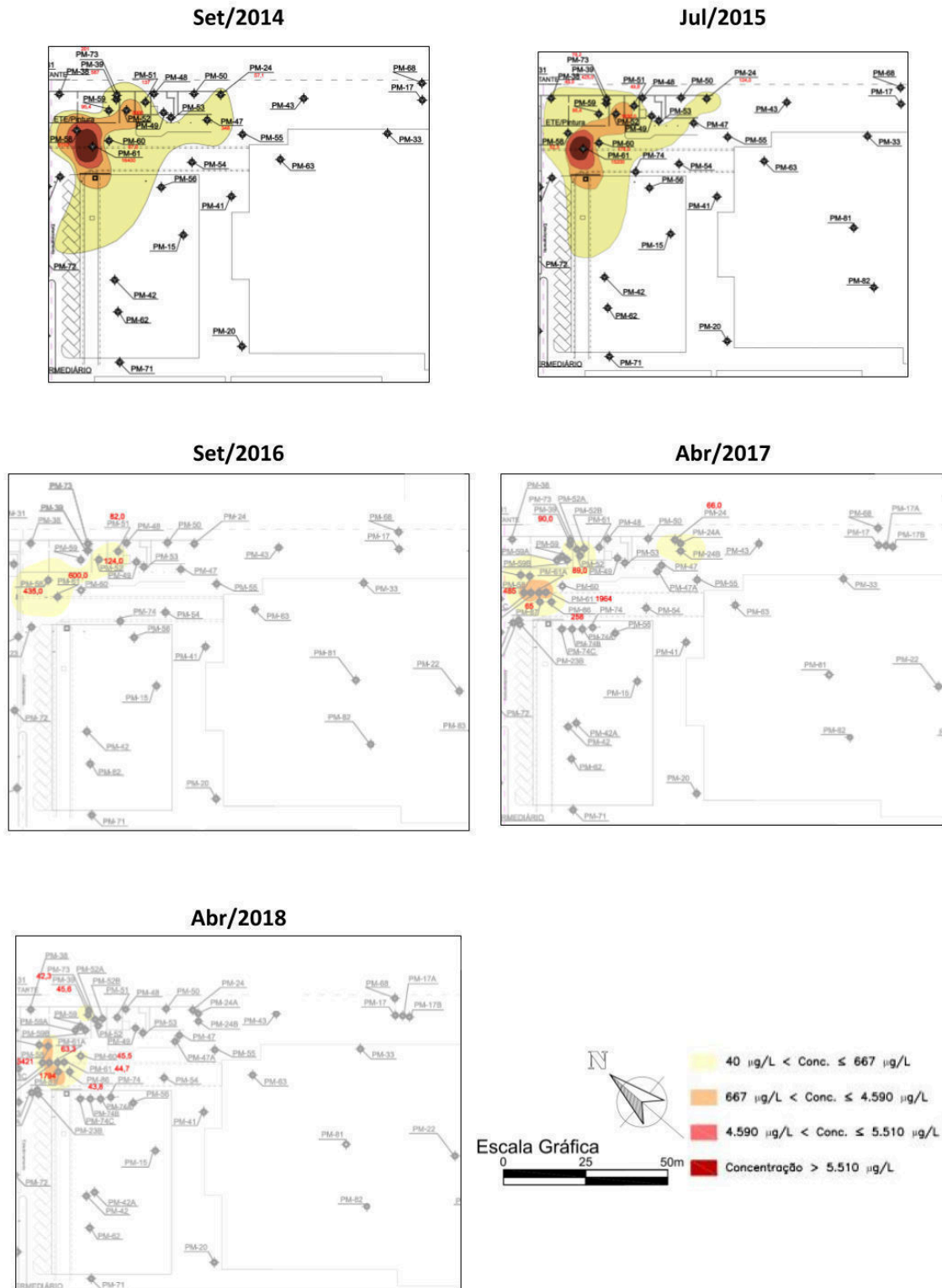


Figura 11 – Evolução horizontal das plumas de contaminação por PCE na área 02 ao longo da etapa de monitoramento (Modificado de EnGeo, 2014; EnGeo, 2015; EnGeo, 2016; EnGeo 2017, EnGeo, 2018)

Ademais, o comportamento da extensão vertical das plumas entre abril de 2017 e abril de 2018 é contraditório na área 02 (Anexo C), pois na área 01 as maiores profundidades são atingidas em 2017 e não em 2018 devido ao fluxo vertical ascendente,

entretanto na área 02 ocorre o inverso, acarretando em plumas mais profundas no ano de 2018, principalmente para o PCE (Figura 12) em que o centro de massa da pluma atinge maiores profundidades. Mais uma vez, esse fato contribui para o indício de uma fonte secundária ativa.

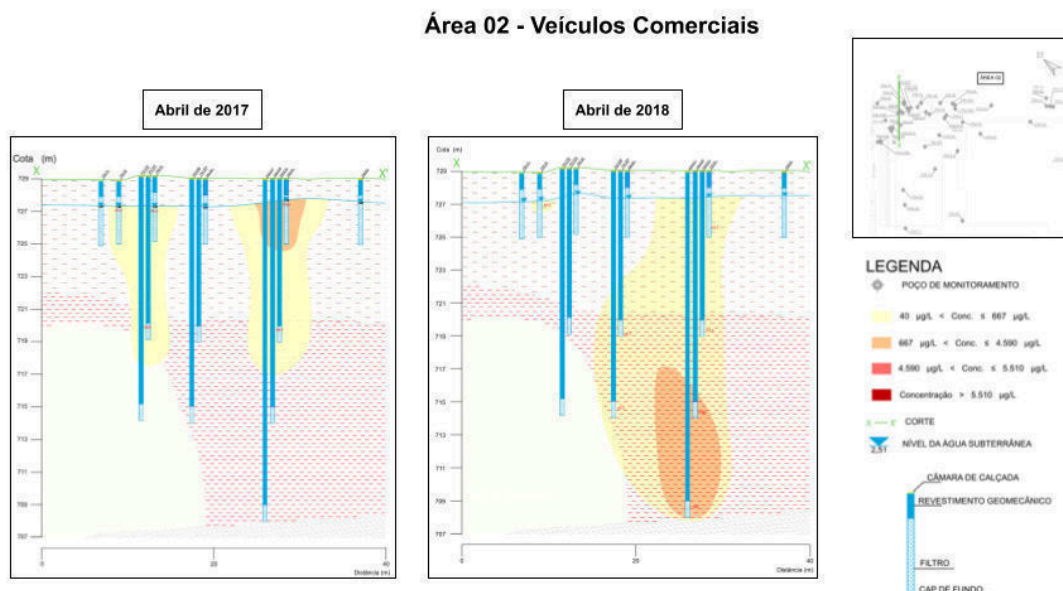


Figura 12 – Evolução vertical das plumas de contaminação por PCE na área 02 ao longo dos dois últimos anos de monitoramento (Modificado de EnGeo 2017, EnGeo, 2018)

7.3. Interpretação dos dados analíticos de VOC

Dos 126 poços ativos na área de estudo, apenas os dados de 60 deles foram considerados neste trabalho pois foram aqueles cujos resultados de Tetracloroetano, Tricloroetileno, cis-1,2-Dicloroetano, 1,2-Dicloroetano ou Cloreto de Vinila ultrapassaram o Valor de Intervenção (VI) da CETESB nas campanhas de monitoramento pós-remediação. Assim, 33 poços ultrapassaram o VI na área 01, enquanto na área 02, 27 poços apenas (Figura 13).

Os poços de monitoramento rasos alcançam no máximo 5 metros de profundidade. A nomenclatura dos poços multiníveis é representada a partir de um sufixo com uma letra maiúscula, onde a letra “A” indica nível intermediário de no máximo 10 metros, enquanto as letras “B” e “C”, nível profundo de 15 a 20 metros respectivamente. Há algumas exceções apenas: o PM-14 é intermediário e o PM-05A e PM-29A são profundos. As maiores profundidades de investigação dos poços de monitoramento alcançaram cerca de 20 metros no máximo e não atingiram o topo da rocha alterada mole.

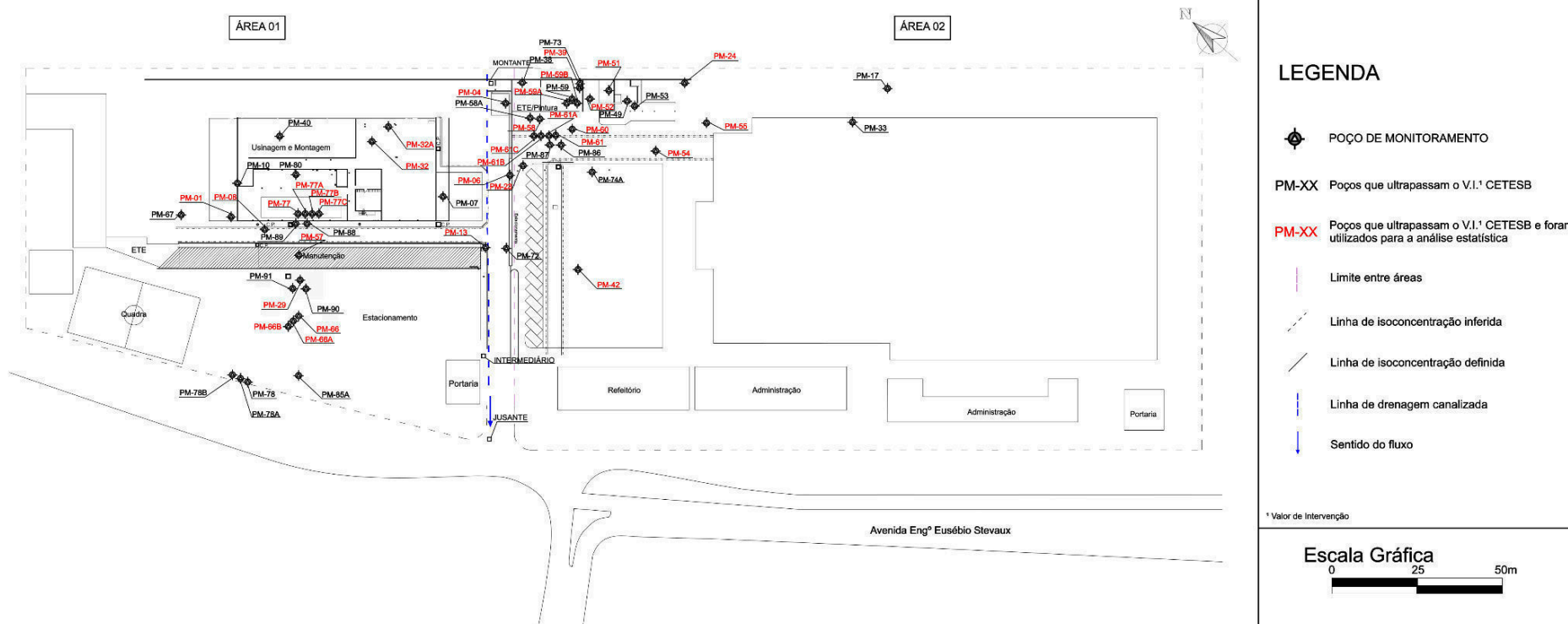


Figura 13 – Mapa com os poços de monitoramento cujos dados analíticos de VOC ultrapassaram ao menos uma vez o valor de intervenção da CETESB. Destaque para a nomenclatura dos poços de cor vermelha que foram utilizados nas análises estatísticas de contaminação (Modificado de EnGeo, 2018)

Apesar de nunca ter ocorrido detecção de fase livre em nenhuma análise química dos poços de monitoramento, as duas detecções de produto em forma líquida oleosa no solo a jusante da região de ETE na área 02 e na rua de asfalto a jusante da região de usinagem e montagem na área 01, que foram registradas no histórico ambiental da área, podem influenciar o comportamento da contaminação. Para comprovar quantitativamente se houve ou não influência de DNAPL em profundidade, foi realizado um teste de contaminação por PCE com duplas de poços em vários momentos antes do início da remediação, um no nível raso e outro no nível intermediário ou profundo, porém os poços multiníveis só foram instalados durante a investigação detalhada e não é possível analisar o avanço ao longo de um período. Não há evidências de uma influência de DNAPL em profundidade porque os dados de PCE dos conjuntos multiníveis instalados em 2008 não atingem concentrações exacerbadas em escala de dezenas de milhares de microgramas por litro, até mesmo no conjunto PM-23 da área 02 que está mais próximo do *hot spot* (Figura 14). Os conjuntos PM-30 e PM-34 da área 01 e o conjunto PM-17 da área 02 apresentaram apenas valores abaixo do limite de detecção e por isso não foram considerados nesta análise acerca da existência de DNAPL.

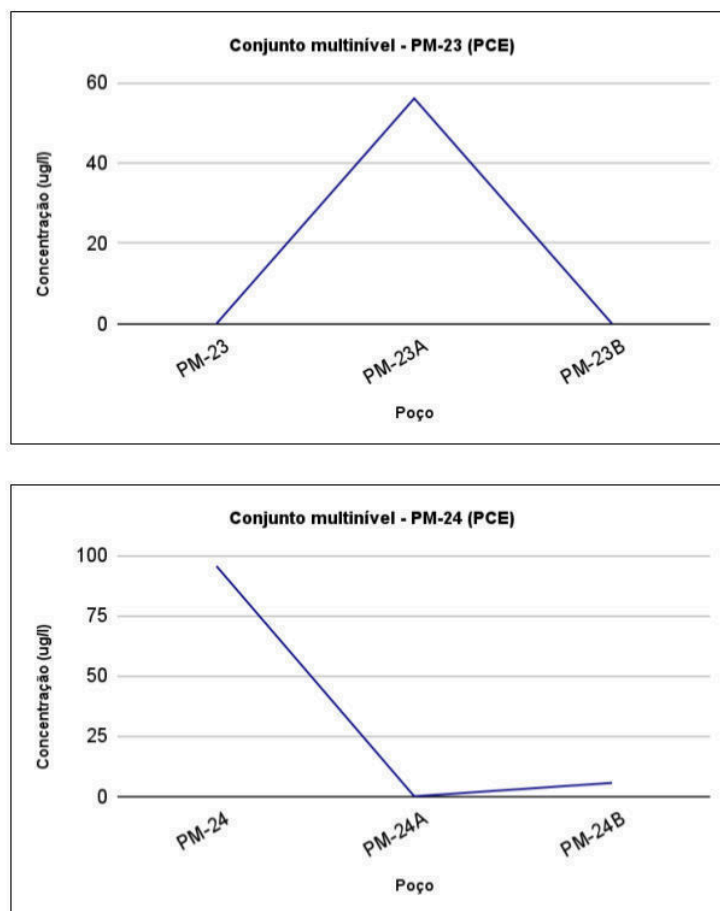


Figura 14 – Comportamento da contaminação por PCE em conjuntos de poços multiníveis na área 02 durante a investigação detalhada.

Para o teste de Mann-Kendall, apenas 33 dentre os 60 poços que ultrapassaram o Valor de Intervenção (V.I.) foram utilizados, sendo 16 da área 01 e 17 da área 02. Os critérios utilizados para a seleção foram: 1) possuir mais que dois dados que ultrapassaram o VI para pelo menos um composto orgânico volátil de interesse ao longo das sete campanhas; 2) Nos conjuntos multiníveis, basta haver um valor além do VI nos poços de maiores profundidades daquele grupo e conter dados de pelo menos 3 campanhas. A análise dos resultados também levou em consideração o posicionamento dos poços no interior da pluma (na área fonte, a montante ou a jusante) e os valores de ORP (Potencial de Oxi-Redução) que estão indicados nos gráficos. Os dados analíticos dos 60 poços estão tabelados no Anexo D, onde os 33 poços escolhidos estão sublinhados, e os gráficos de evolução da contaminação de todos estes poços selecionados encontram-se no Apêndice A. A interpretação dos dados analíticos compilados nos gráficos pode ter sido ligeiramente afetada pela não regularidade temporal das campanhas de monitoramento, onde a maioria das campanhas foi realizada em períodos semestrais e, conseqüentemente, em diferentes estações do ano que promovem intensidades distintas de infiltração de água da chuva no solo.

Na área de veículos ferroviários, o poço PM-77 é o que mais se destaca, pois apresenta concentrações muito acima do V.I. para todos os etenoclorados de interesse e em praticamente todas as campanhas de análises desde a sua instalação em 2015, na quarta campanha (Figura 15). A evolução do PCE e do TCE tem caráter crescente, enquanto a do cis-1,2-DCE e do Cloreto de Vinila, de caráter decrescente. Essa tendência poderia ser melhor explicada caso o ORP fosse predominantemente positivo (ambiente oxidante) pois haveria uma grande dificuldade de decaimento dos compostos primários (PCE e TCE) que se degradam anaerobicamente, enquanto os compostos secundários (cis-1,2-DCE e CV) que se degradam mais facilmente em ambiente aeróbico iriam diminuir de concentração. Entretanto, como o ORP está negativo (ambiente redutor), a tendência deveria ser inversa ao que ocorre. Assim, o processo de oxidação aeróbica dos contaminantes gerado através da mudança das condições do meio pela injeção de oxidantes durante a remediação não é provável.

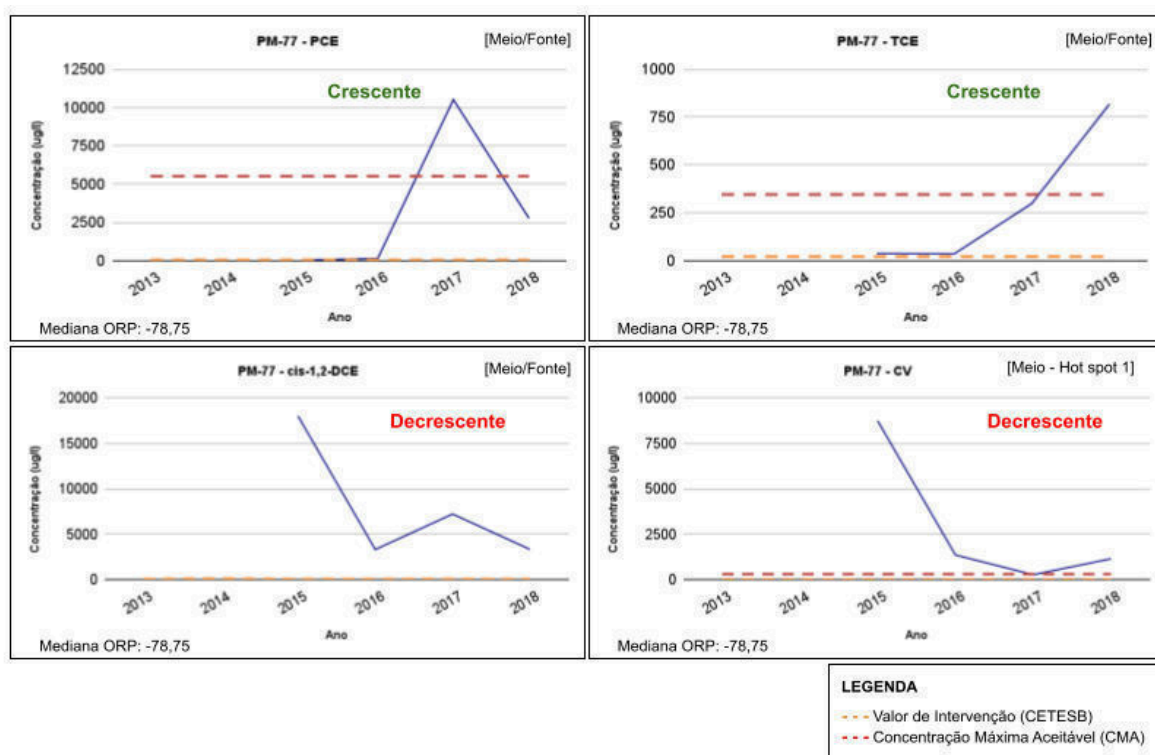


Figura 15 – Evolução da contaminação por etenoclorados no PM-77.

Ainda na área 01, o conjunto multinível PM-66 apresenta um comportamento diferente do restante dos poços para o contaminante cis-1,2-DCE, pois as concentrações estão baixas e com tendência decrescente na porção mais rasa do aquífero e, conforme a profundidade aumenta, as concentrações também aumentam, havendo uma tendência crescente bem definida no PM-66B (Figura 16). A contaminação deste conjunto multinível está sendo controlada aparentemente pelas características físicas do fluxo subterrâneo pois, diferente da maioria, ele conta com um fluxo vertical descendente detectado na investigação complementar de julho de 2015, que carrega o centro de massa da pluma para maiores profundidades. As concentrações em 2018 no PM-66A quase desapareceram por conta do centro da pluma ter migrado para maiores profundidades.

Além disso, como no PM-66A e PM-66B houveram altos valores de ORP em 2018 e, contraditoriamente, ambos apresentaram comportamentos distintos de evolução da contaminação entre si, o ORP não é o principal fator responsável por ditar o comportamento vertical da contaminação neste conjunto multinível. Dessa maneira, é possível que o processo natural de decloração redutiva esteja sendo mais intenso quando comparado a oxidação dos contaminantes. Provavelmente está ocorrendo um evento de rebote (*rebound*) no PM-66B que está associado à difusão reversa dos contaminantes sorvidos na camada de argila abaixo da camada arenosa de maior condutividade hidráulica.

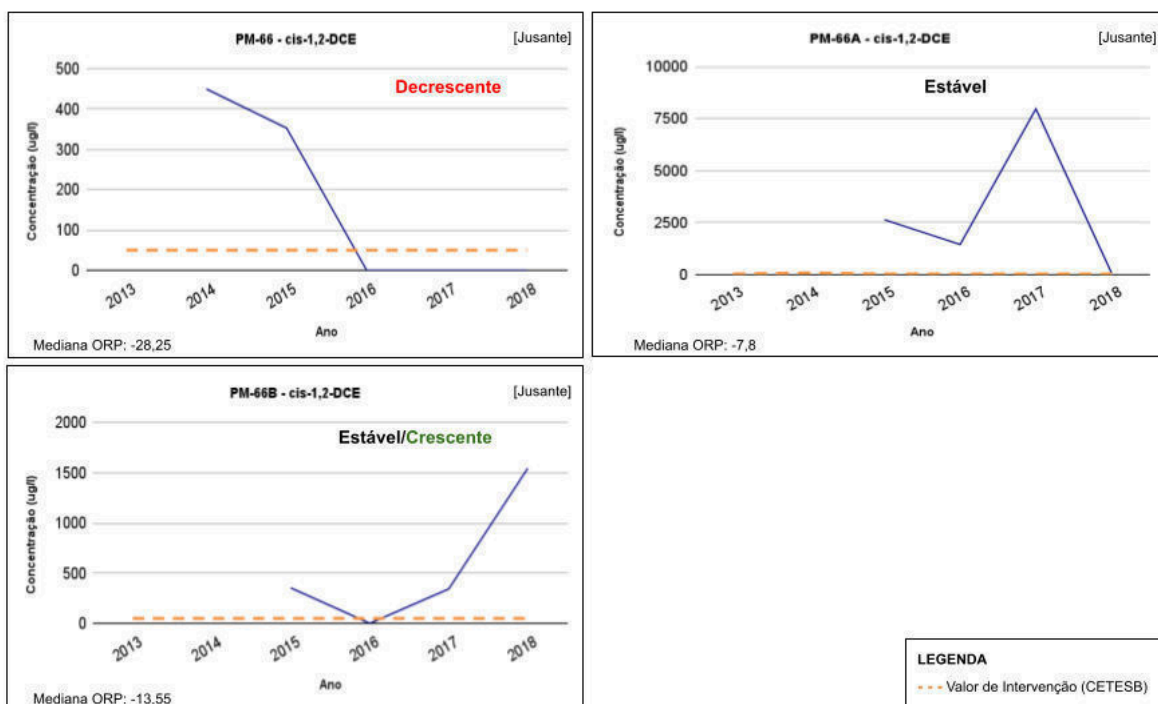


Figura 16 – Evolução do cis-1,2-DCE no conjunto multinível PM-66.

O último poço que merece destaque na área de veículos ferroviários é o PM-29 que, de modo contraditório em relação a grande totalidade dos poços, com exceção apenas do PM-13, apresentou logo na primeira campanha de monitoramento um ORP muito negativo que é destoante do processo de injeção de oxidante que houve até o final da remediação e, portanto, desacelera a degradação por oxidação aeróbica dos compostos filhos (Figura 17). A contaminação por cloreto de vinila chama a atenção neste caso por ter estado sempre acima da CMA. Novamente, a oxidação dos contaminantes não aparenta ser o principal fator para a diminuição da contaminação mas, sim, a própria decloração reductiva. O PM-29 é o único poço que apresenta uma contaminação por 1,1-DCA, com exceção do PM-90 e do PM-91, porém estes foram instalados na sexta e sétima campanhas, respectivamente, e não há dados suficientes para uma análise relevante ao longo do tempo.

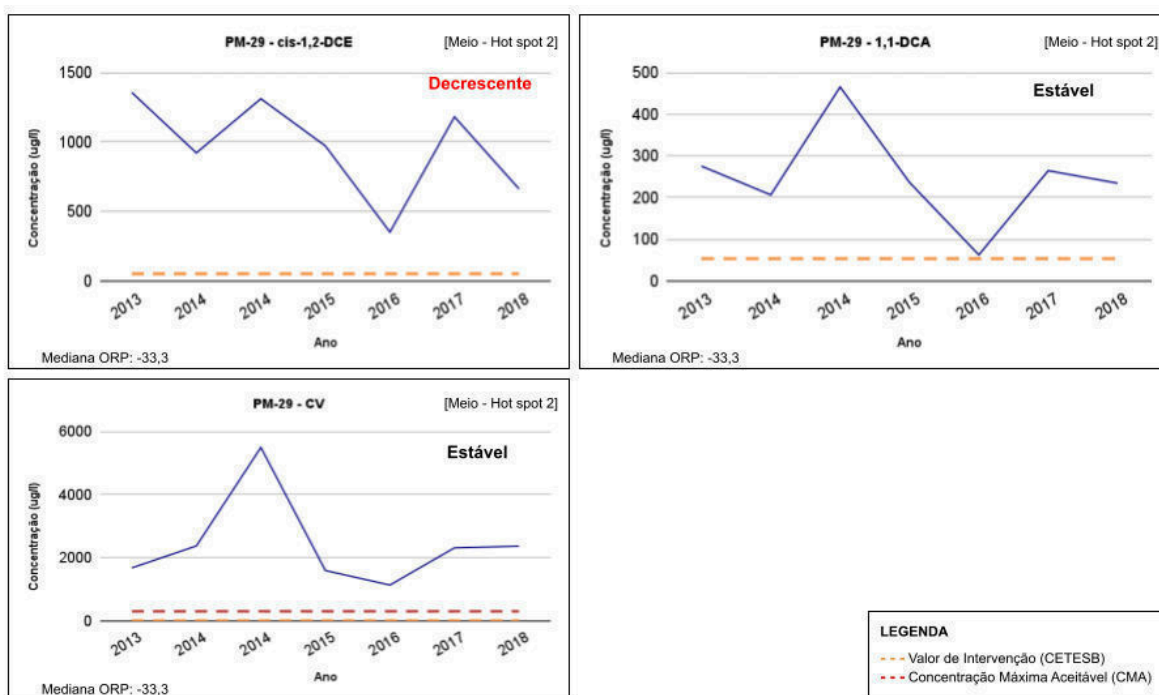


Figura 17 – Evolução da contaminação por 1,1-DCA, cis-1,2-DCE e CV no PM-29.

No escopo da área 02, o PM-58 é o único que ultrapassa a CMA tanto para TCE quanto para Cloreto de Vinila na sétima campanha, o que gera um risco relacionado à inalação de vapores em ambientes fechados que precisa ser monitorado detalhadamente em campanhas posteriores (Figura 18). O ressurgimento de altos valores de contaminação na última campanha para os etenoclorados não aparenta ter relação direta com as características oxi-redutoras do meio.

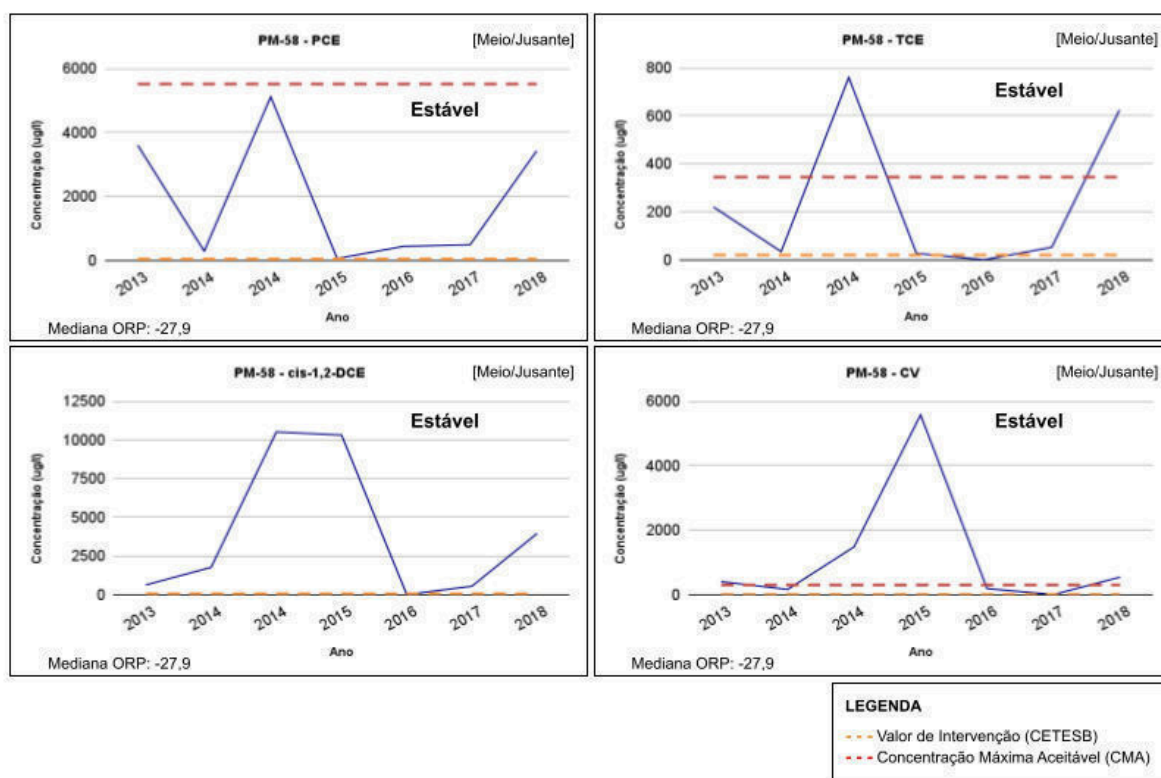


Figura 18 – Evolução da contaminação por etenoclorados no PM-58.

O comportamento do conjunto multinível PM-61 é muito parecido com o conjunto PM-66 da área de veículos ferroviários, entretanto a contaminação por PCE no nível raso neste caso foi extremamente maior em relação aos níveis inferiores, sugerindo até mesmo a presença de fase livre até a quarta campanha (Figura 19). O PM-61A tem uma tendência ligeiramente crescente com uma baixa contaminação quando comparado ao PM-61B e ao PM-61C, onde ambos apresentam uma elevação repentina e abrupta da contaminação na última campanha assim como uma diminuição drástica do ORP, que deveria fazer com que a contaminação não aumentasse devido ao PCE ter maior facilidade de se degradar em ambientes redutores.

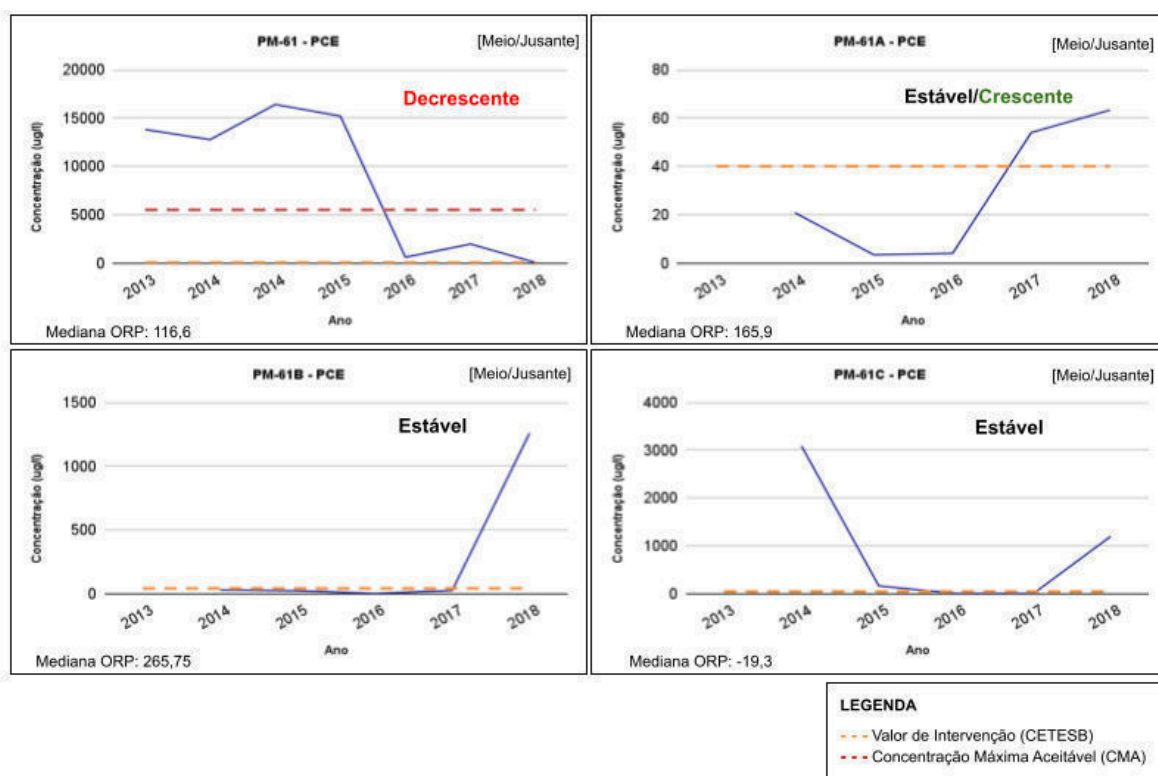


Figura 19 – Evolução do PCE no conjunto multinível PM-61.

O comportamento para o cis-1,2-DCE é muito parecido com o anterior, entretanto a intensidade da contaminação é menor de modo geral (Figura 20).

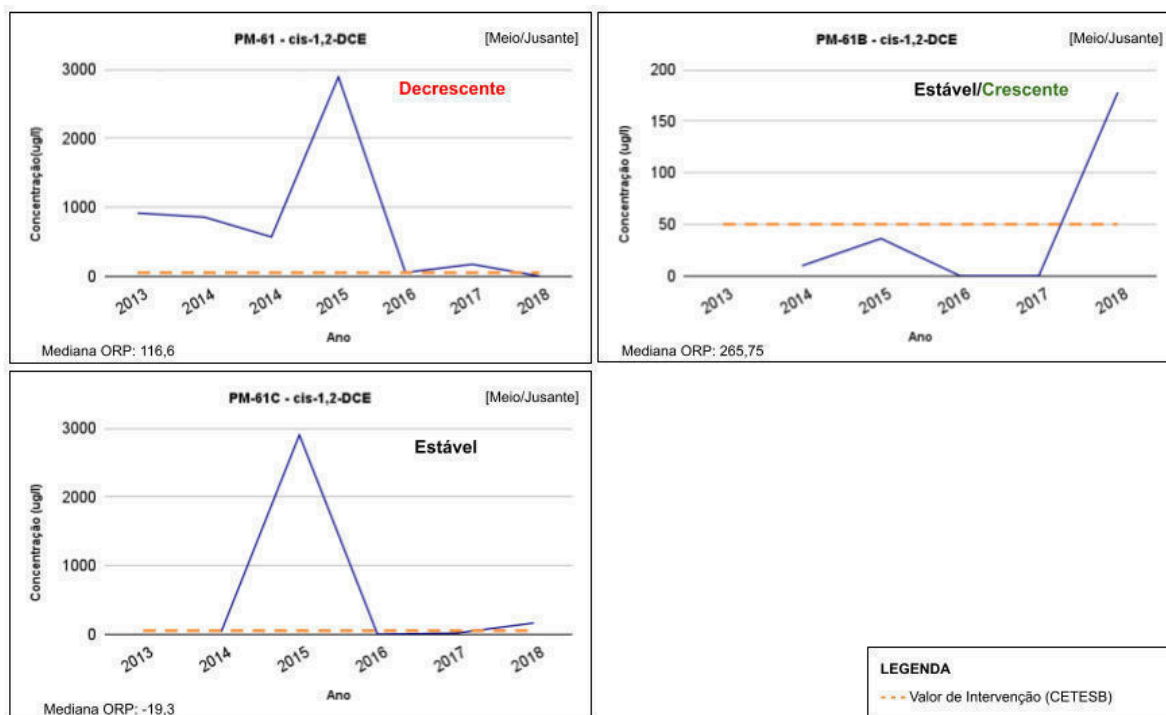


Figura 20 – Evolução do cis-1,2-DCE no conjunto multinível PM-61.

Para demonstrar a taxa de degradação dos etenoclorados, o PM-52, localizado na fonte da área 02, é um ótimo exemplo a ser utilizado pois há concentrações elevadas que ultrapassam tanto o V.I. quanto a CMA no início do monitoramento e que decrescem progressivamente até atingirem um marco abaixo do V.I. na última campanha (Figura 21).

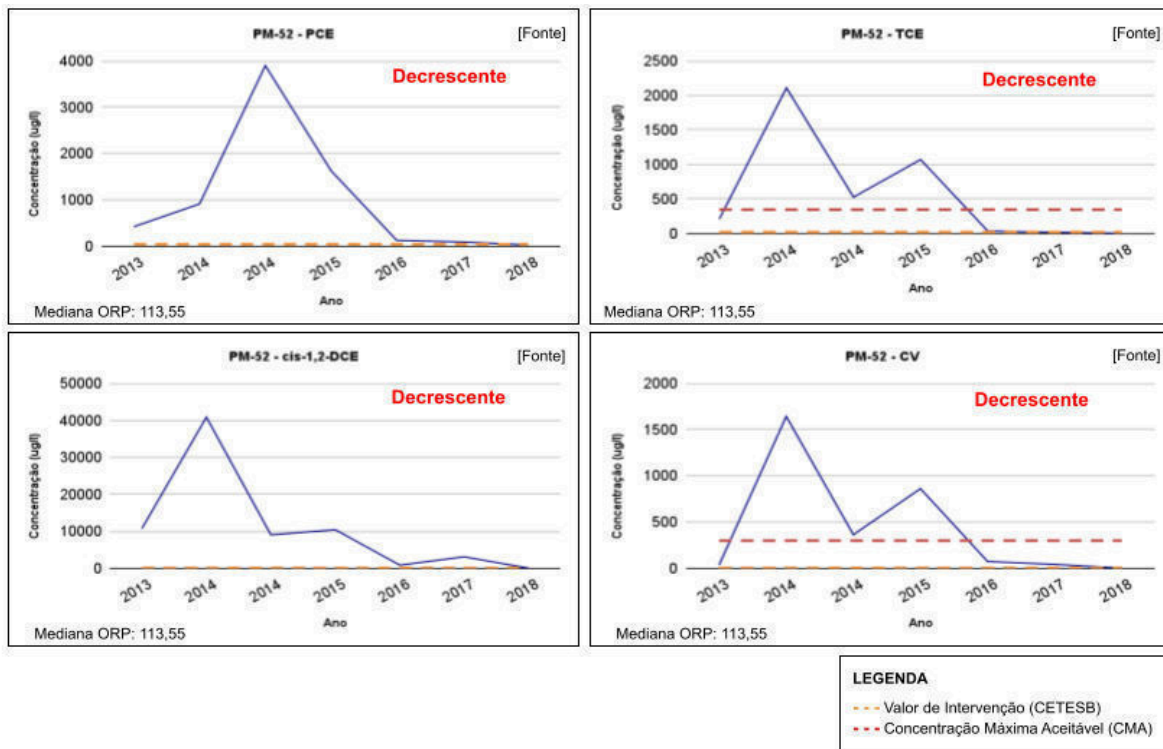


Figura 21 – Evolução da contaminação por etenoclorados no PM-52.

8. CONCLUSÕES

O processo de remediação, composto no início por um sistema integrado de injeção de oxidante juntamente com barreira hidráulica e posteriormente apenas a injeção de peróxido de hidrogênio de forma manual, foi parcialmente efetivo, sendo constatado através dos dados de monitoramento pós-injeção uma tendência decrescente e relativamente rápida das concentrações de organoclorados na maioria dos poços de monitoramento. Entretanto, há poços em ambas as áreas que são preocupantes pois oferecem risco à saúde humana até a última campanha de monitoramento; são estes na área 01 e 02, respectivamente: PM-77 e PM-29; PM-58. Essa perenidade de concentrações acima do padrão de referência e até mesmo, em alguns casos, da Concentração Máxima Aceitável (CMA) referente a cada composto, pressupõe a existência de uma contaminação retida em algumas porções de litologias menos permeáveis, o que caracteriza uma fase secundária ativa que não é detectada pelos poços de monitoramento e não é considerada nos relatórios ambientais. Devido à contaminação em maiores profundidades no aquífero não ter sido delimitada por conta dos poços de monitoramento não terem atingido o topo do aquífero cristalino, não é possível afirmar a inexistência de fase livre na água subterrânea abaixo da profundidade

máxima de investigação de aproximadamente 20 metros, o que gera preocupação ambiental e maior dificuldade de remediação da área.

A atenuação natural dos contaminantes por oxidação aeróbica foi pouco relevante e não pareceu ser efetiva para a degradação dos etenoclorados no *sítio*, portanto, uma solução possível para agilizar o processo de remediação, tornando-o mais efetivo, seria a aplicação de medidas de remediação que explorassem a condição naturalmente redutora do aquífero desde o início. Uma nova etapa de remoção de solo nos últimos anos de monitoramento para remover algum resquício de fase livre não auxiliaria pois o que provavelmente ocorreu na área foi uma fonte secundária instalada na camada argilosa abaixo da camada arenosa permeável que, por difusão reversa, ascende à superfície.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

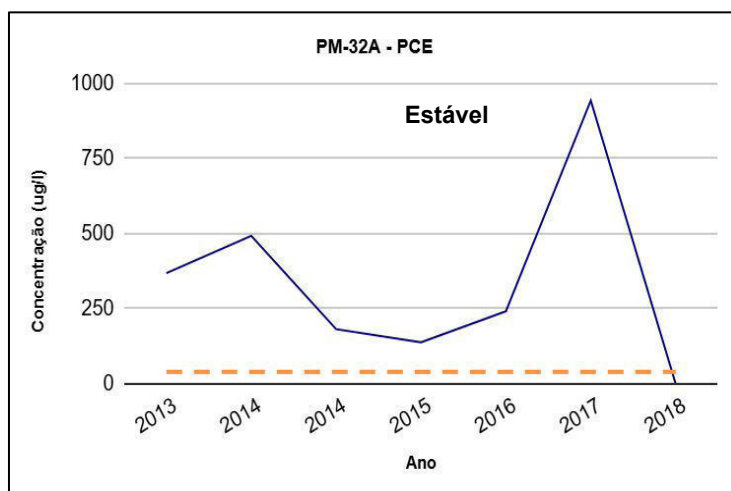
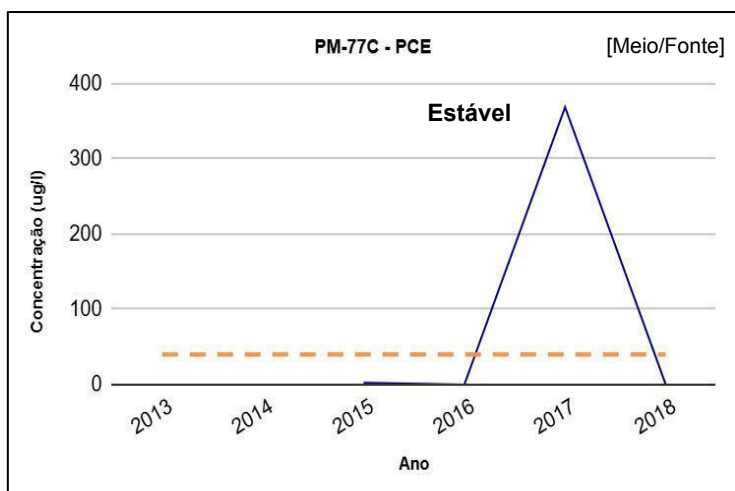
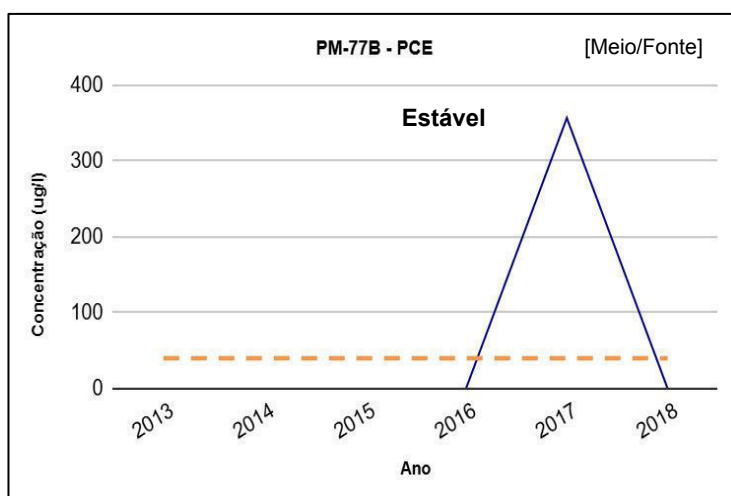
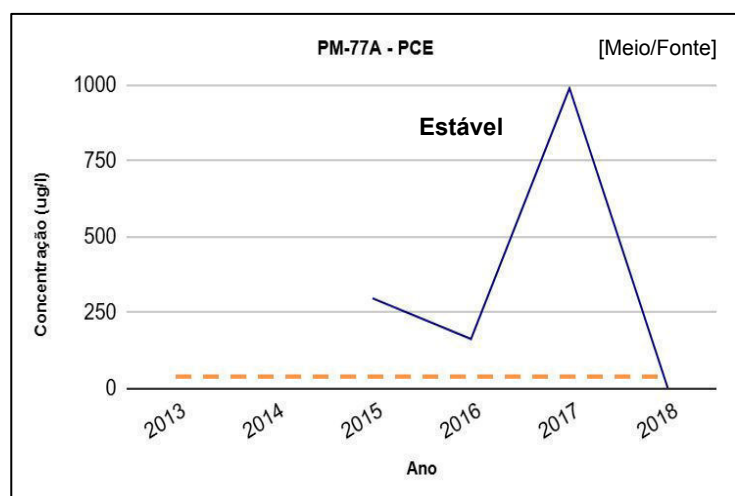
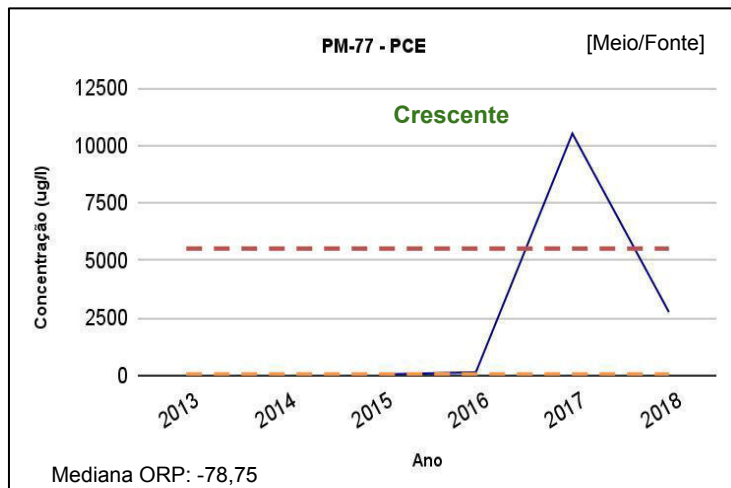
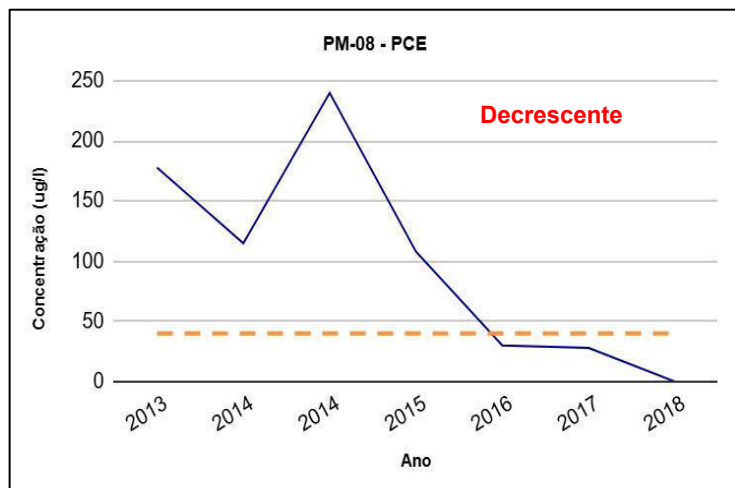
- Arcadis Hidro Ambiente S.A., 2006, Relatório de Investigação Confirmatória. Circulação restrita. São Paulo.
- Arcadis Hidro Ambiente S.A., 2007, Detalhamento da Qualidade do Solo e Água Subterrânea e Avaliação de Risco. Circulação Restrita. São Paulo.
- Barbosa, M.B., 2015, Sistema de informações geográficas aplicado ao gerenciamento da contaminação da antiga ZUPI 131, Jurubatuba, São Paulo [Dissertação de Mestrado em Hidrogeologia e Meio Ambiente]: São Paulo, Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências, doi:10.11606/D.44.2015.tde-27082015-093148.
- Blain, G.C., 2013, The Mann-Kendall test: the need to consider the interaction between serial correlation and trend. *Acta Sci. Agronomy*. v.35. n.4. p 393-394.
- Bradley, P.M., 2000, Microbial degradation of chloroethenes in groundwater systems: *Hydrogeology Journal*, v. 8, p. 104–111, doi: 10.1007/s100400050011.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2017, DECISÃO DE DIRETORIA Nº 038/2017/C. São Paulo, 65 p.
- Cox, D.R., Stuart, A.J., 1955, Some quick sign tests for trend in location and dispersion. *Biometrika*.
- DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica, IG – Instituto Geológico, 2009, Projeto Jurubatuba: restrição e controle do uso de água subterrânea. Secretaria de Estado do Meio Ambiente; Secretaria de Estado de Saneamento e Energia, São Paulo, 109 p.
- EnGeo Geotecnia e Meio Ambiente, 2014a, Relatório da 2ª Campanha de Monitoramento Ambiental. EG-14-2739. Circulação restrita. São Paulo.
- EnGeo Geotecnia e Meio Ambiente, 2014b, Relatório da Investigação Complementar de Passivo Ambiental. EG-14-2776. Circulação restrita. São Paulo.
- EnGeo Geotecnia e Meio Ambiente, 2015, Relatório da Investigação Complementar de Passivo Ambiental. EG-15-3223. Circulação restrita. São Paulo.
- EnGeo Geotecnia e Meio Ambiente, 2016, Relatório da 5ª Campanha de Monitoramento Ambiental. EG-16-3555. Circulação restrita. São Paulo.
- EnGeo Geotecnia e Meio Ambiente, 2017, Relatório da 6ª Campanha de Monitoramento Ambiental. EG-17-3690. Circulação restrita. São Paulo.
- EnGeo Geotecnia e Meio Ambiente, 2018, Relatório de Monitoramento Ambiental - 7ª Campanha. EG-18-3986. São Paulo.
- Fregona, L.G.G., 2023, Avaliação temporal da atenuação de compostos etenoclorados na água subterrânea de uma área industrial no bairro de Jurubatuba, São Paulo, Brasil [Dissertação de Mestrado]: São Paulo, Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências, doi:10.11606/D.44.2023.tde-04082023-122805.
- Hirata, R., Ferreira, L.M.R., 2001, Os aquíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição: *Revista Brasileira de Geociências*, v. 31, p. 43-50.
- Kendall, M.G., 1975, Rank Correlation Methods. 4ª ed. London: Charles Griffin.

- L'Apicciarella, E.S.P., 2009, Contaminação e áreas de restrição de uso de água subterrânea no entorno do Canal Jurubatuba em São Paulo - SP [Dissertação de Mestrado em Hidrogeologia e Meio Ambiente]: São Paulo, Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências, doi:10.11606/D.44.2009.tde-14102009-094432.
- Lima, P.L., 2018, Caracterização de detalhe do perfil vertical de contaminação em um aquífero cristalino fraturado e intemperizado Jurubatuba-São Paulo-SP [Tese de Doutorado em Hidrogeologia e Meio Ambiente]: São Paulo, Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências, doi:10.11606/T.44.2018.tde-03082020-112622.
- Mann, H.B., 1945, Non-parametric tests against trend. *Econometrica*. v. 13. pr, v. 246.
- Pino, D.S., Bertolo, R., Lima, P.L., Fernandes, A.J., Parker, B., Hirata, R., 2021, Discrete fracture network characterization using multiple, high-resolution borehole methods in crystalline rock aquifer in tropical Sao Paulo city, Sao Paulo: *Journal of South American Earth Sciences*, v.105, doi: 10.1016/j.jsames.2020.102911.
- Riccomini, C., 1989, O Rift Continental do Sudeste do Brasil [Tese de Doutorado em Geologia Sedimentar]: São Paulo, Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências, doi:<https://doi.org/10.11606/T.44.1990.tde-18032013-105507>.
- Riccomini, C., Coimbra, A.M., TAKIYA, H., 1992, Tectônica e sedimentação na Bacia de São Paulo. Seminário: Problemas Geológicos e Geotécnicos na Região Metropolitana de São Paulo (pp. 21-45). São Paulo: ABAS/ABGE/SBG/SP.
- Servmar Ambiental & Engenharia, 2007, Relatório de Investigação Confirmatória. MA/6981/07/ACH. Circulação restrita. São Paulo.
- Servmar Ambiental & Engenharia, 2008, Relatório de Investigação Detalhada. MA/7854/08/ACH. Circulação restrita. São Paulo.
- Servmar Ambiental & Engenharia, 2010, Relatório de Investigação Complementar e Ampliação do Sistema Integrado de Remediação. São Paulo.
- Servmar Ambiental & Engenharia, 2012a, Relatório de Remoção e Destinação de Solo Impactado por Compostos Organoclorados. MA/11978/12/IRM. Circulação restrita. São Paulo.
- Servmar Ambiental & Engenharia, 2012b, Relatório de Monitoramento Operacional e Analítico do Sistema Integrado de Remediação - 8ª Campanha - Monitoramento Global. MA/12286/12/KSN. Circulação restrita. São Paulo.
- Servmar Ambiental & Engenharia, 2013a, Relatório de Monitoramento Analítico da Água Subterrânea (Dezembro de 2012) e Ações Complementares. MA/7854/08/ACH. Circulação restrita. São Paulo.
- Servmar Ambiental & Engenharia, 2013b, Relatório de Monitoramento Operacional e Analítico do Sistema Móvel de Injeção de Oxidante. MA/12294/12/FCF. Circulação restrita. São Paulo.
- Servmar Ambiental & Engenharia, 2014, Relatório da 1ª Campanha de Monitoramento Analítico de Água Subterrânea para Encerramento. MA/12862/13/KSN. Circulação restrita. São Paulo.
- Silva, J.A.F., 2018, Estimativa de recarga e caracterização hidroquímica e isotópica das águas subterrâneas dos aquíferos da região do canal do Jurubatuba [Tese de Doutorado em Hidrogeologia e Meio Ambiente]: São Paulo, Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências, doi:10.11606/T.44.2018.tde-10092018-140016.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1998, Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water. EPA/600/R-98/128.
- Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S., Wilson, J.T., Newell, C., 1999, Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface: Wiley, 632 p, doi: 10.1002/9780470172964.
- Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S., Newell, C., 2014, Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water, in Wypych, G., Handbook of Solvents, 2nd Edition, p. 863-879.
- Zogorski, J.S., Carter, J.M., Ivahnenko, T., Lapham, W.W., Moran, M.J., Rowe, B.L., Squillace, P.J., Toccalino, P.L., 2006, Volatile organic compounds in the nation's ground water and drinking-water supply wells: United States Geological Survey, Circular 1292, Virginia, Reston, 101 p., doi:10.3133/cir1292.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Gráficos de Evolução da Contaminação pós-remediação (Teste de Mann-Kendall)

Área 01 - Veículos Ferroviários



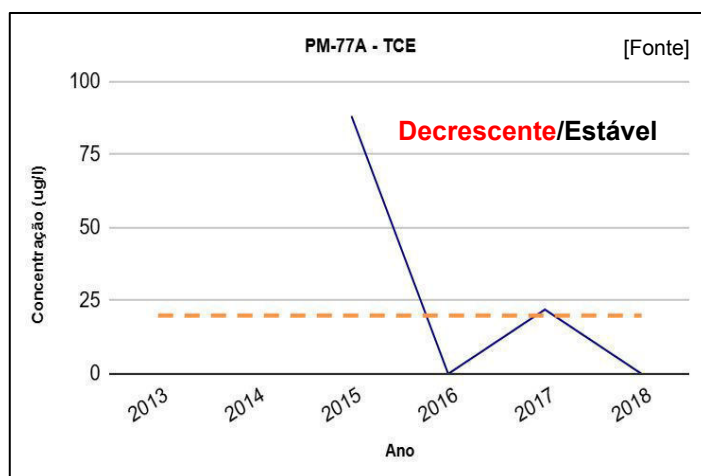
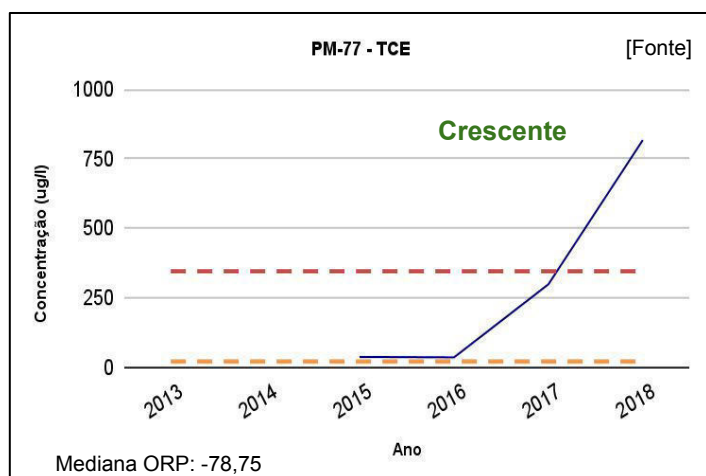
LEGENDA

- Valor de Intervenção (CETESB)
- Concentração Máxima Aceitável (CMA)

Área 02 - Veículos Comerciais



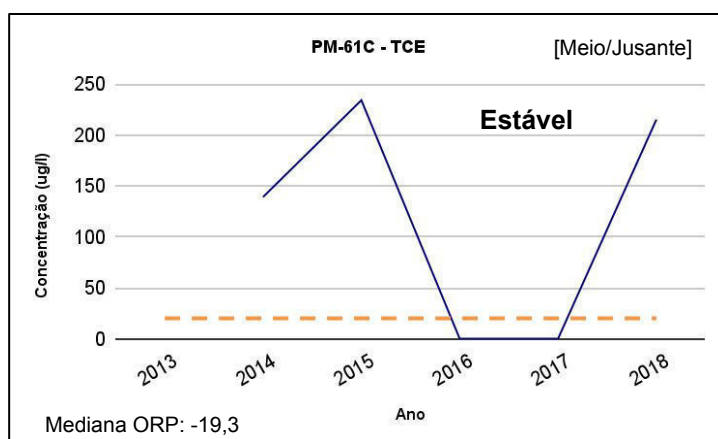
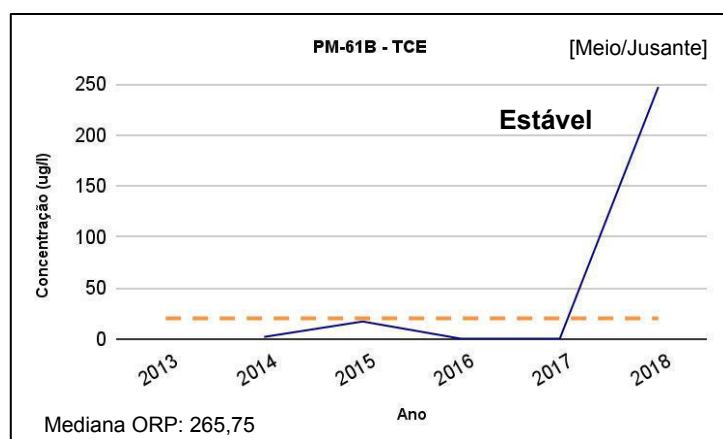
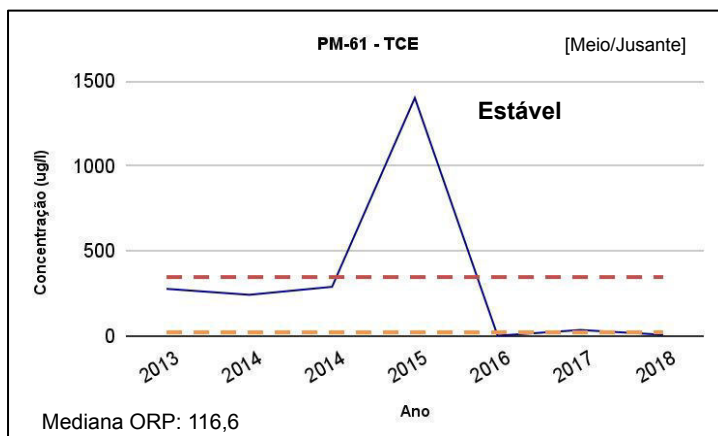
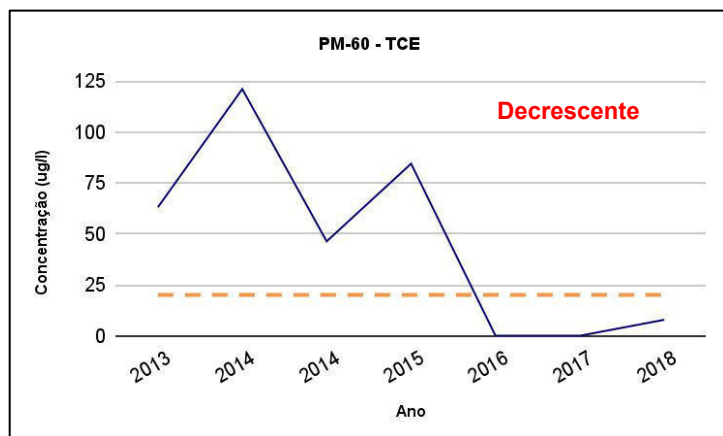
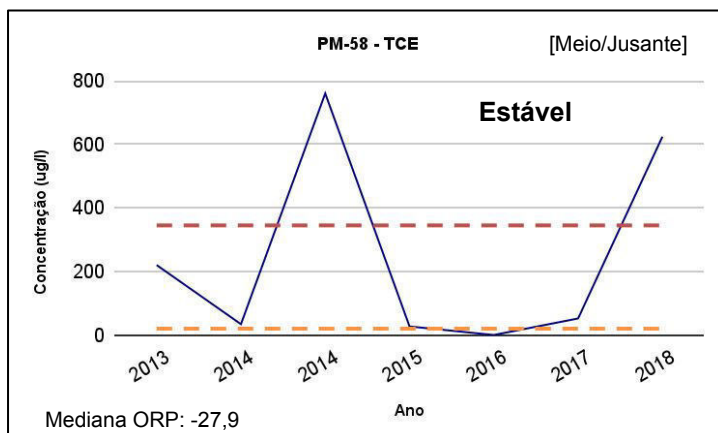
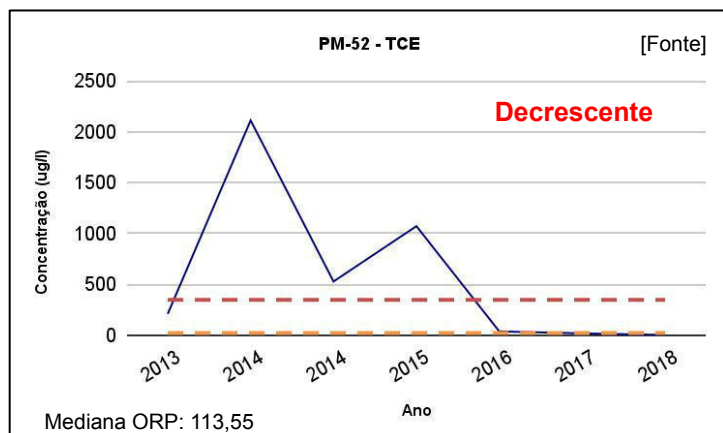
Área 01 - Veículos Ferroviários



LEGENDA

- Valor de Intervenção (CETESB)
- Concentração Máxima Aceitável (CMA)

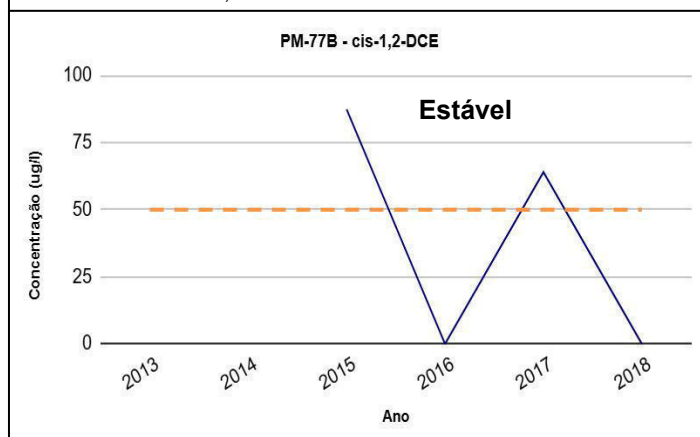
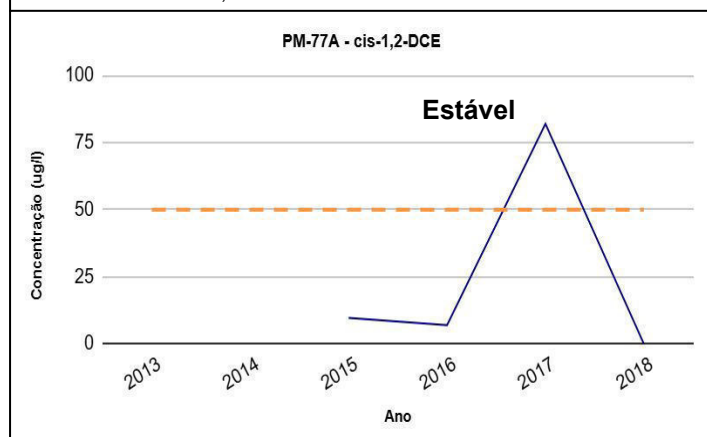
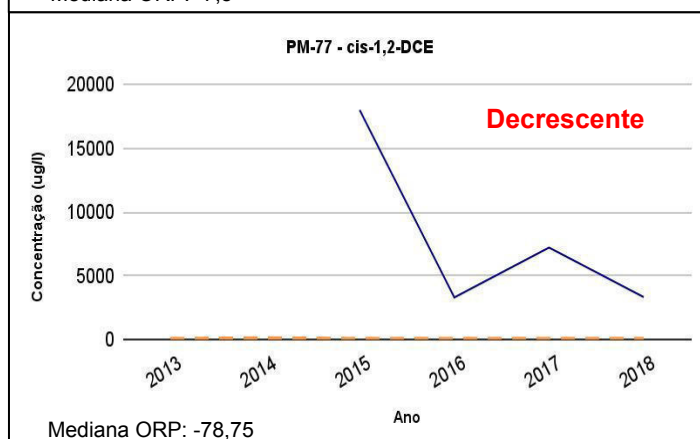
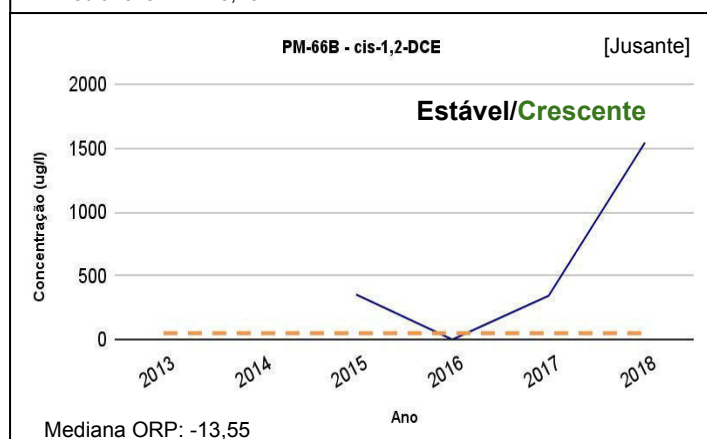
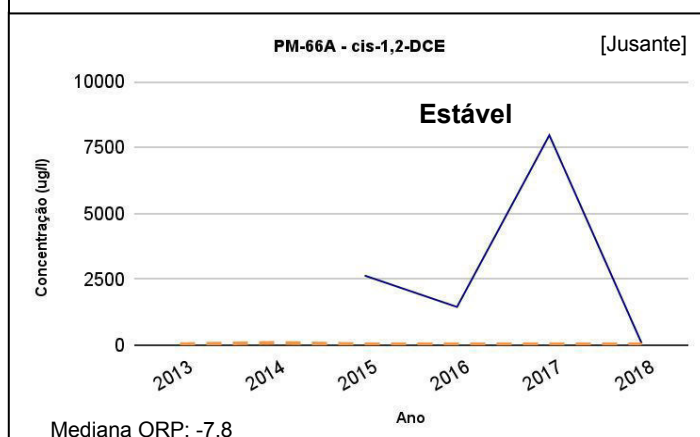
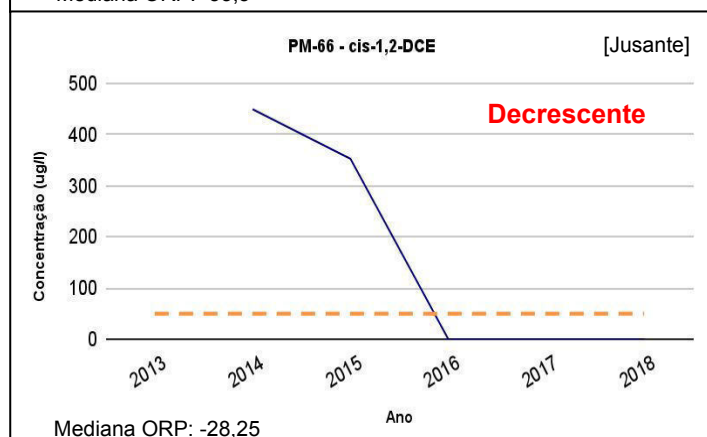
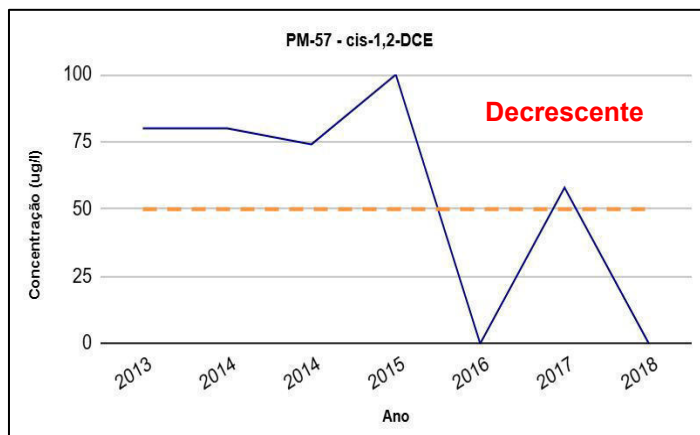
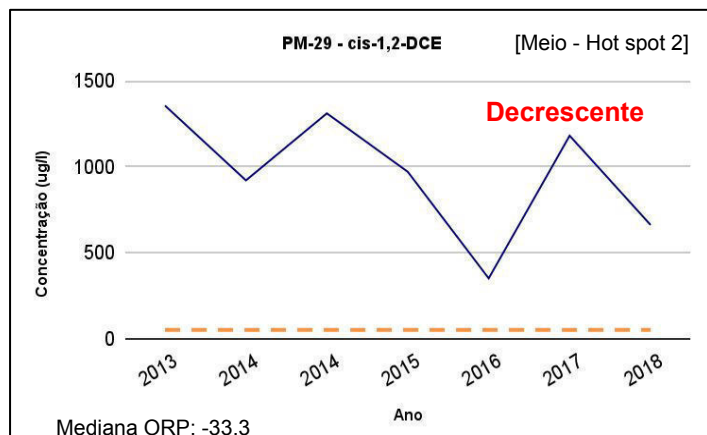
Área 02 - Veículos Comerciais



LEGENDA

- Valor de Intervenção (CETESB)
- Concentração Máxima Aceitável (CMA)

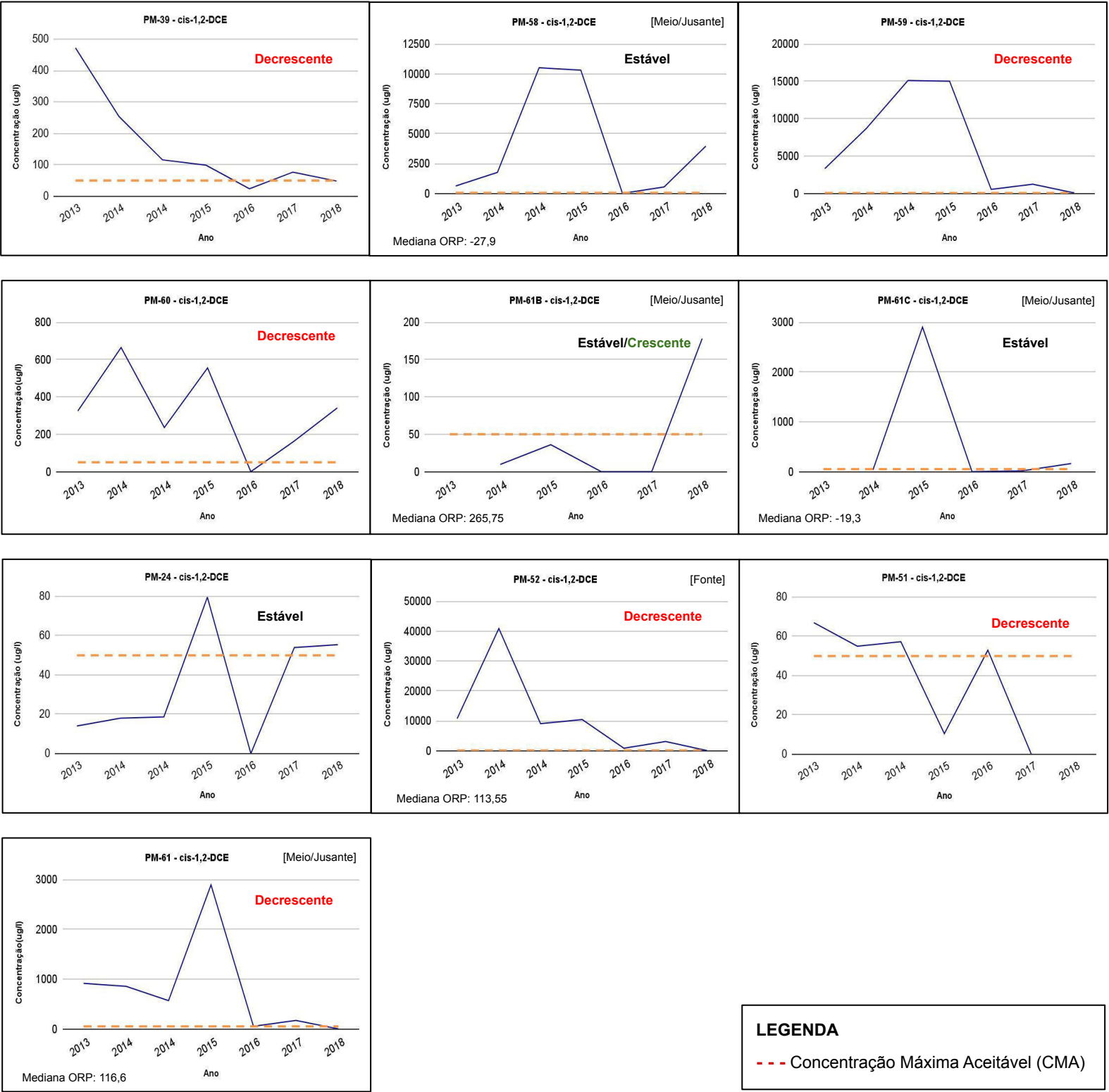
Área 01 - Veículos Ferroviários



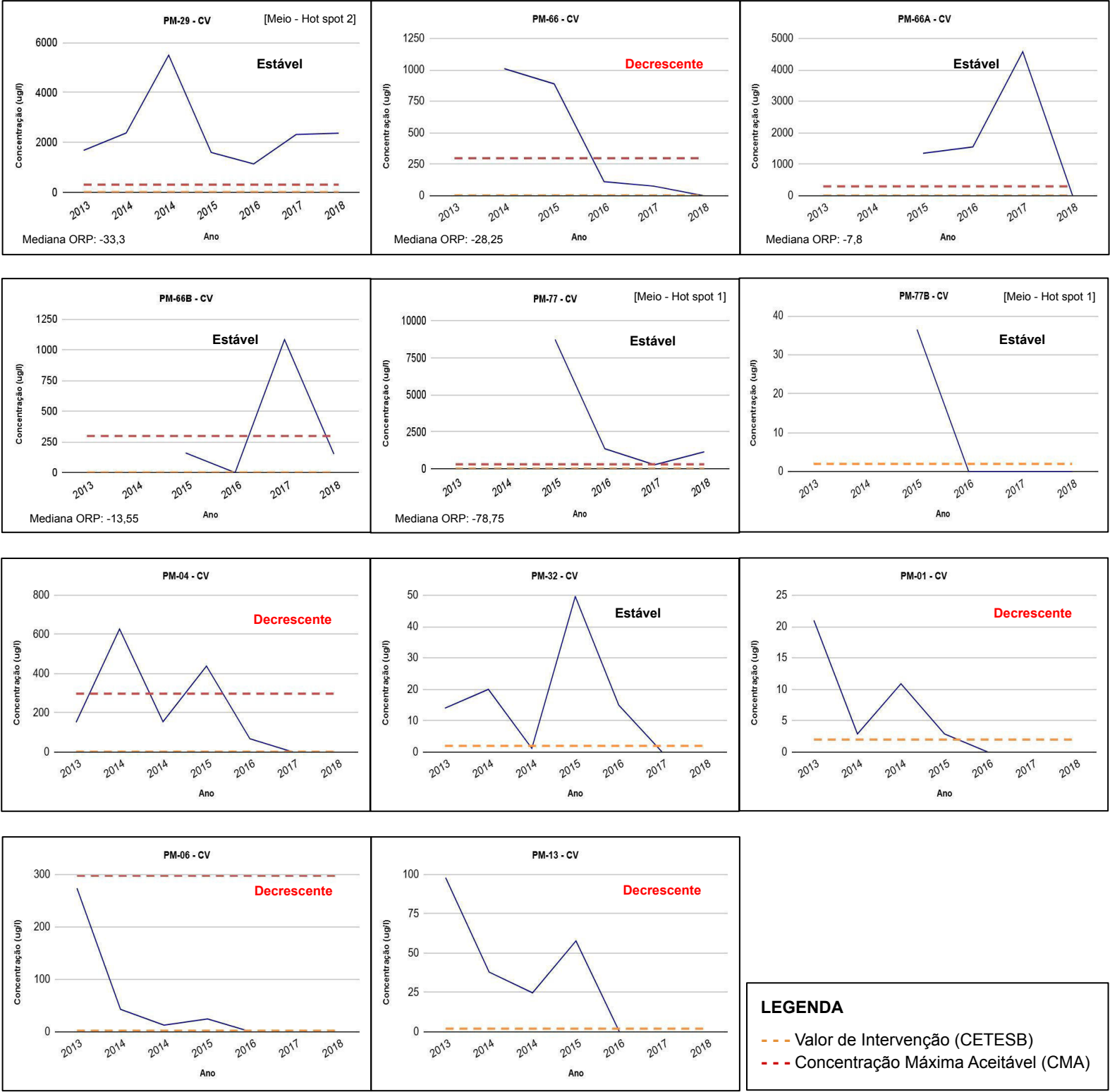
LEGENDA

--- Concentração Máxima Aceitável (CMA)

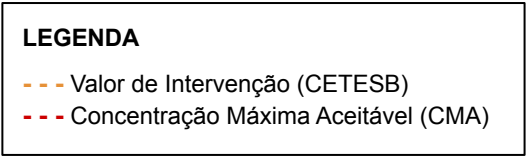
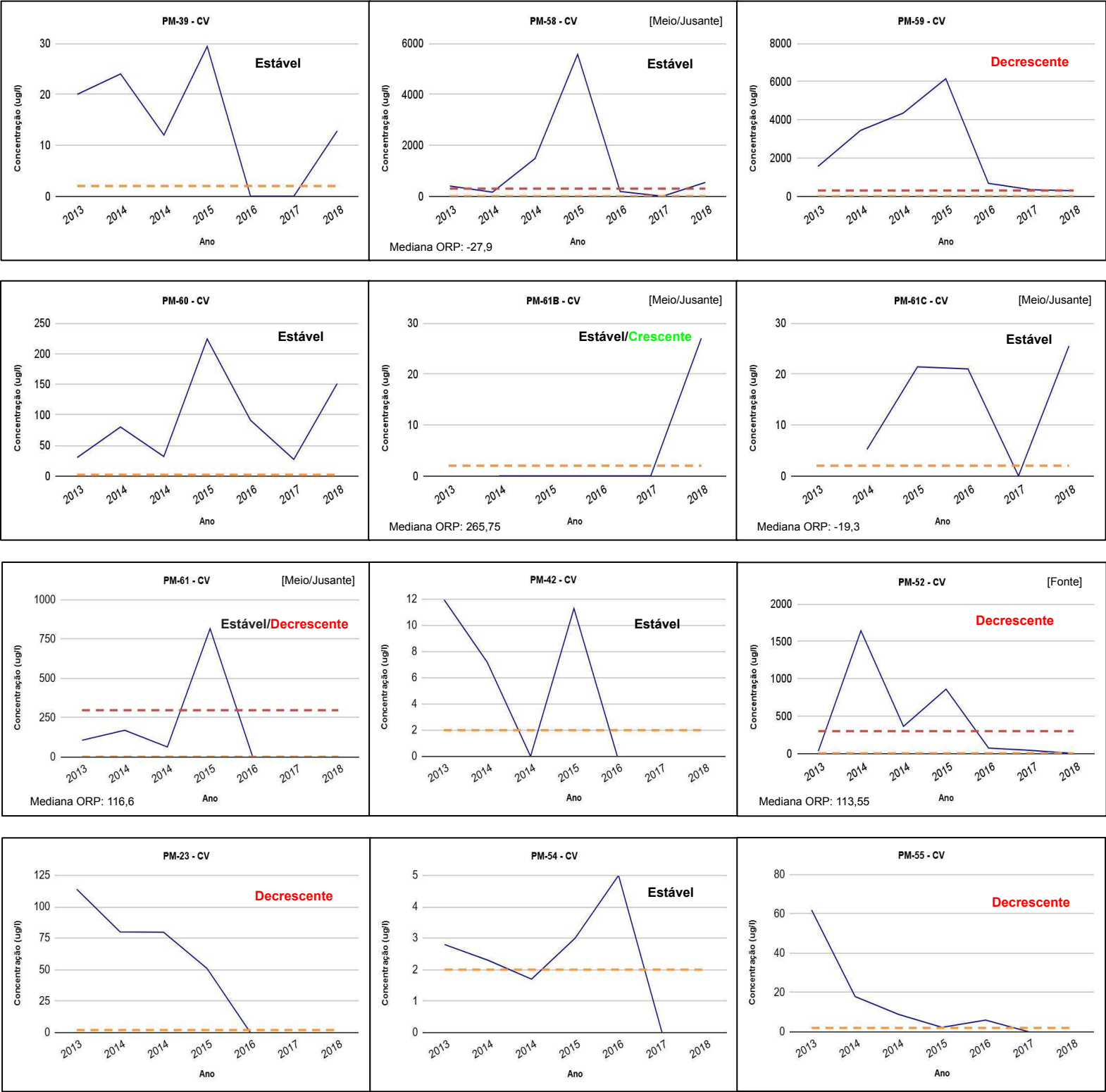
Área 02 - Veículos Comerciais



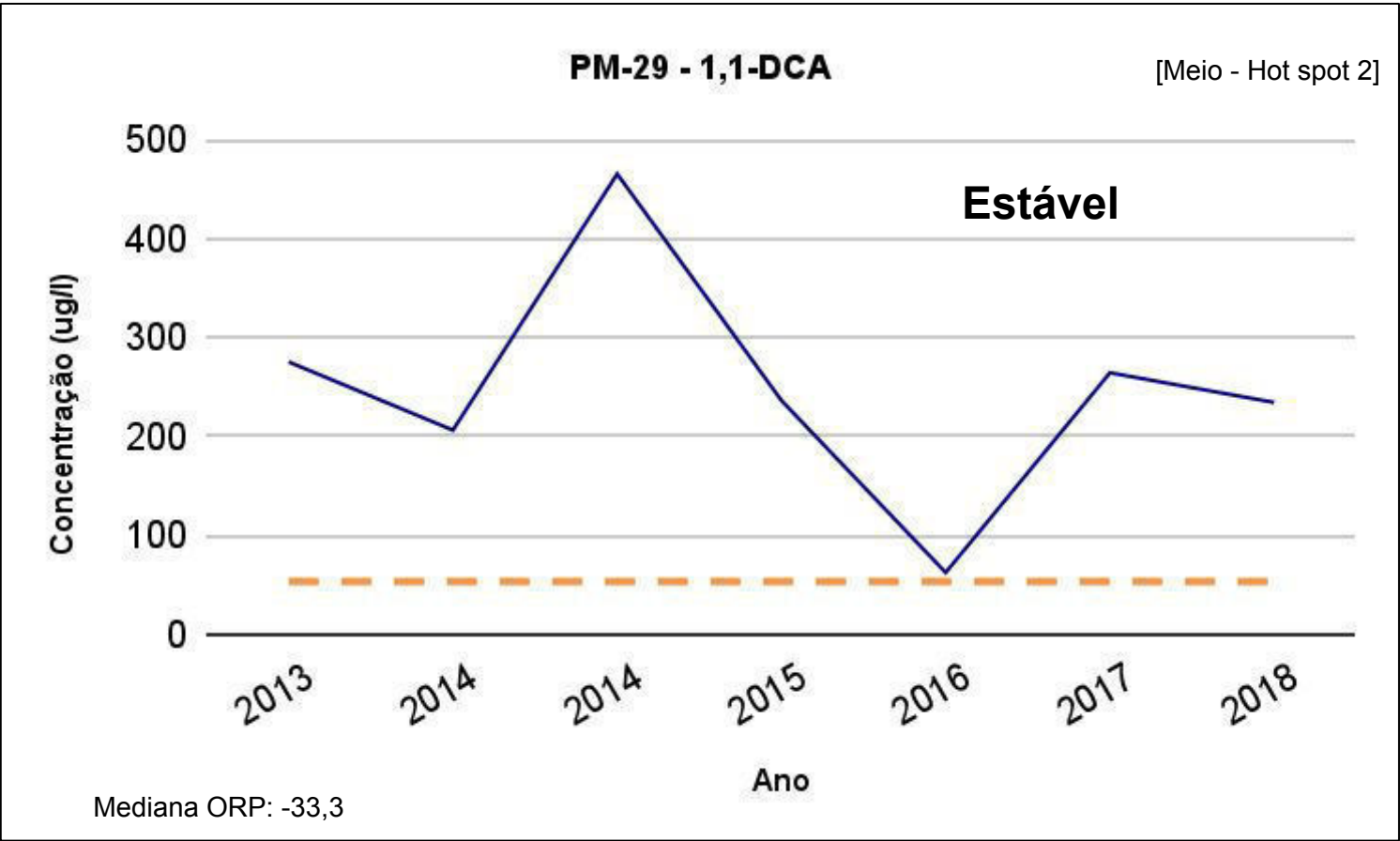
Área 01 - Veículos Ferroviários



Área 02 - Veículos Comerciais



Área 01 - Veículos Ferroviários



LEGENDA

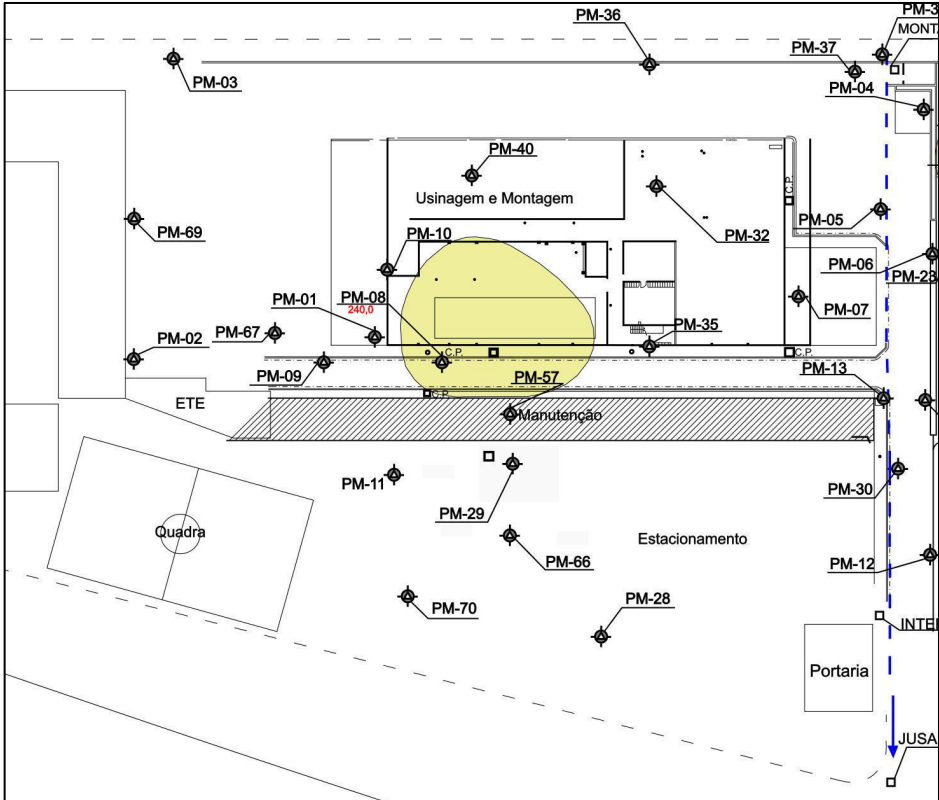
- - - Concentração Máxima Aceitável (CMA)

ANEXOS

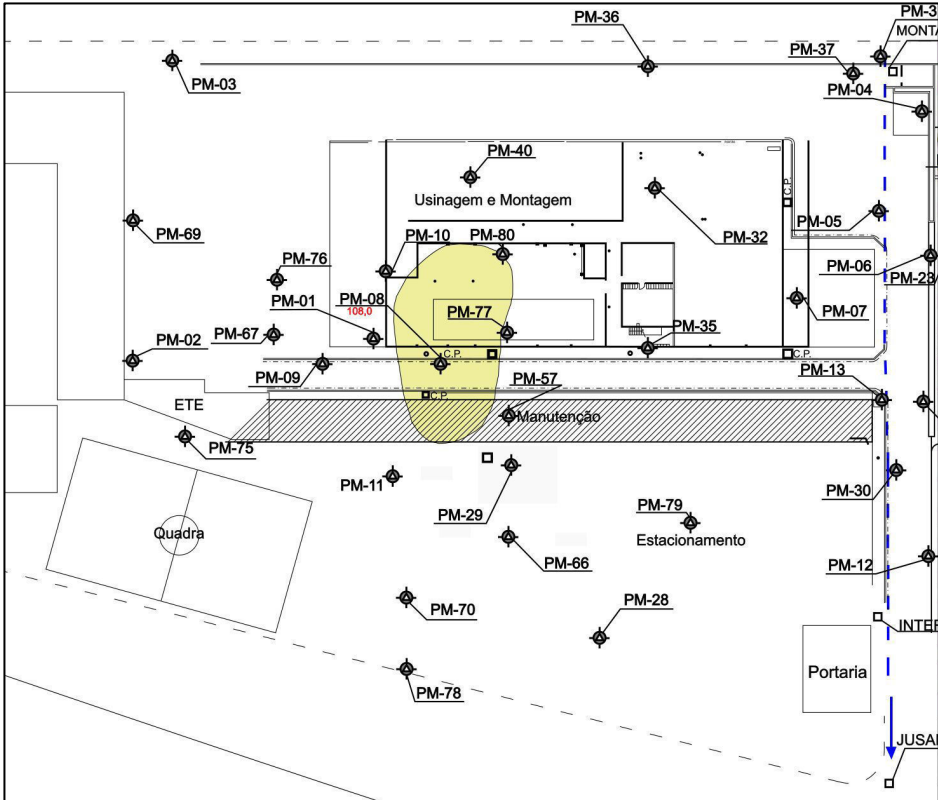
**ANEXO A – Evolução das Plumas de Contaminação em extensão horizontal
pós-remediação**

Área 01 - Veículos Ferroviários

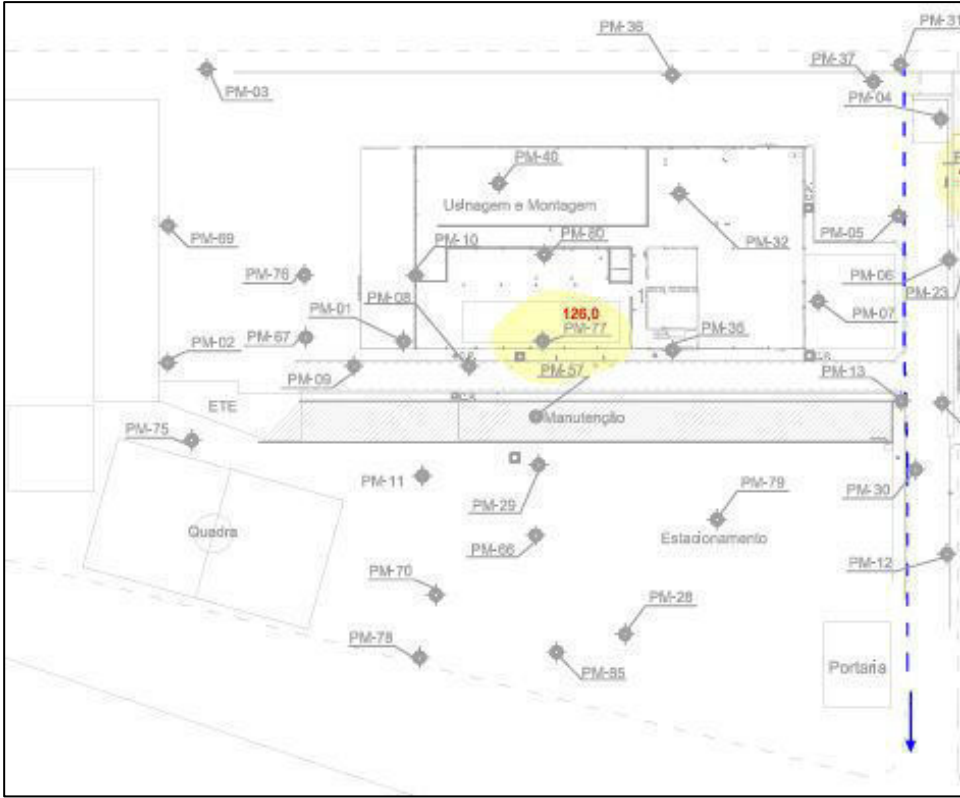
Set/2014



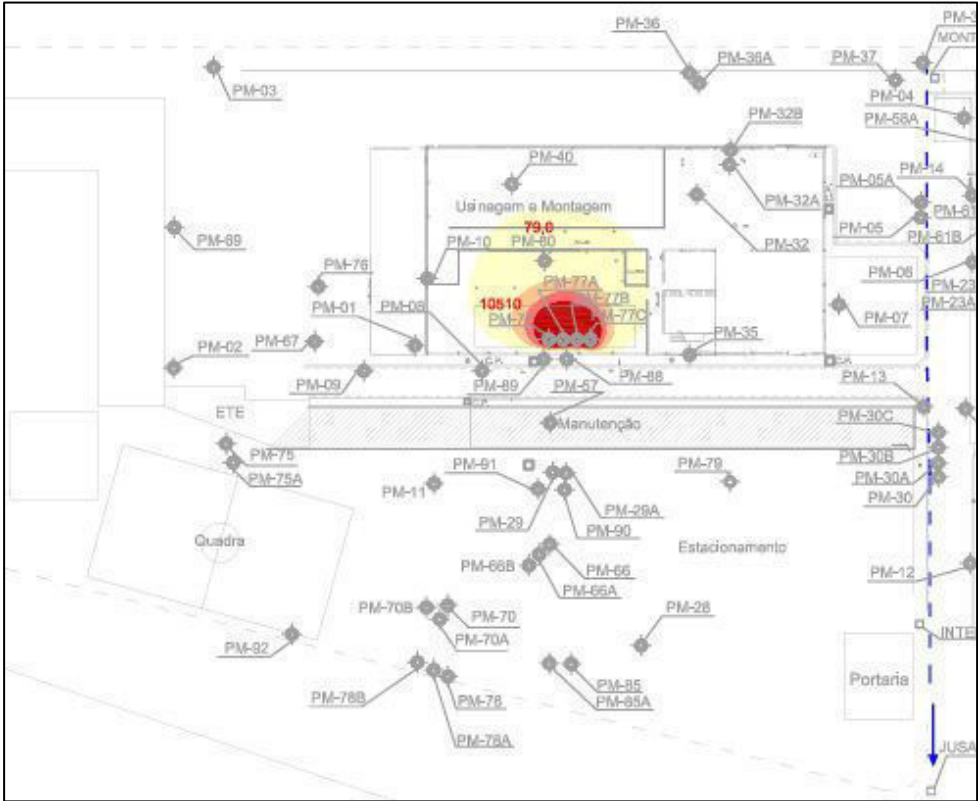
Jul/2015



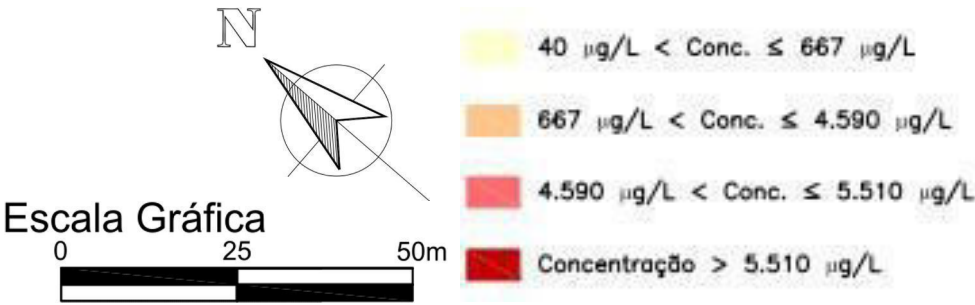
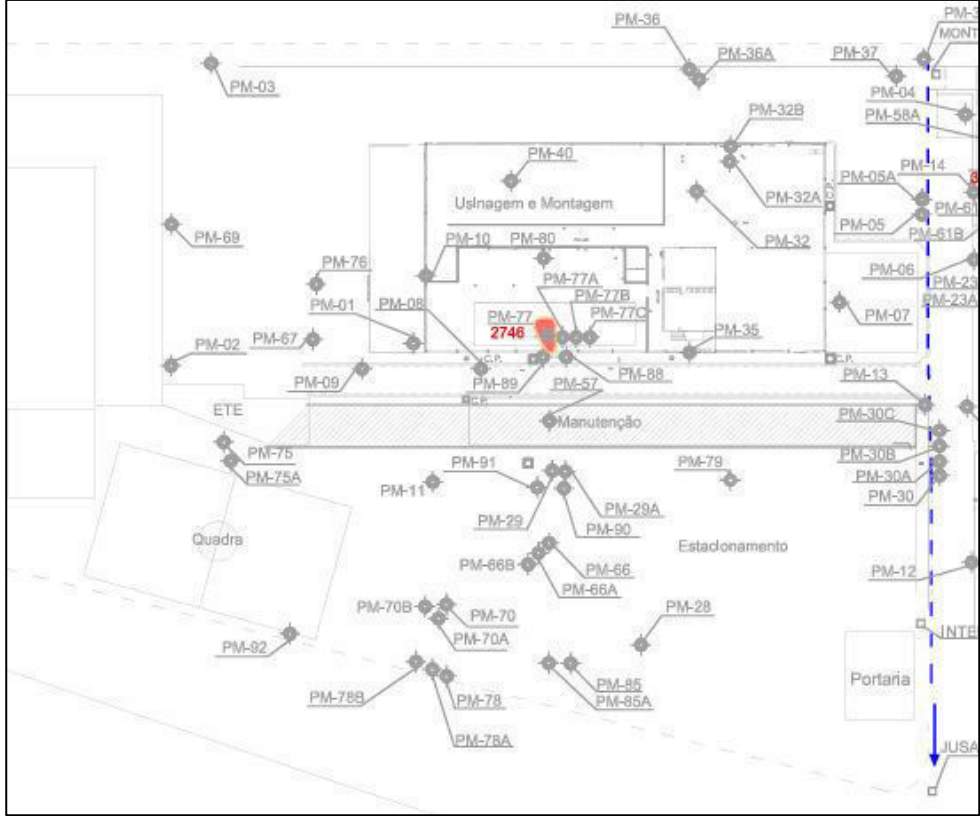
Set/2016



Abr/2017



Abr/2018

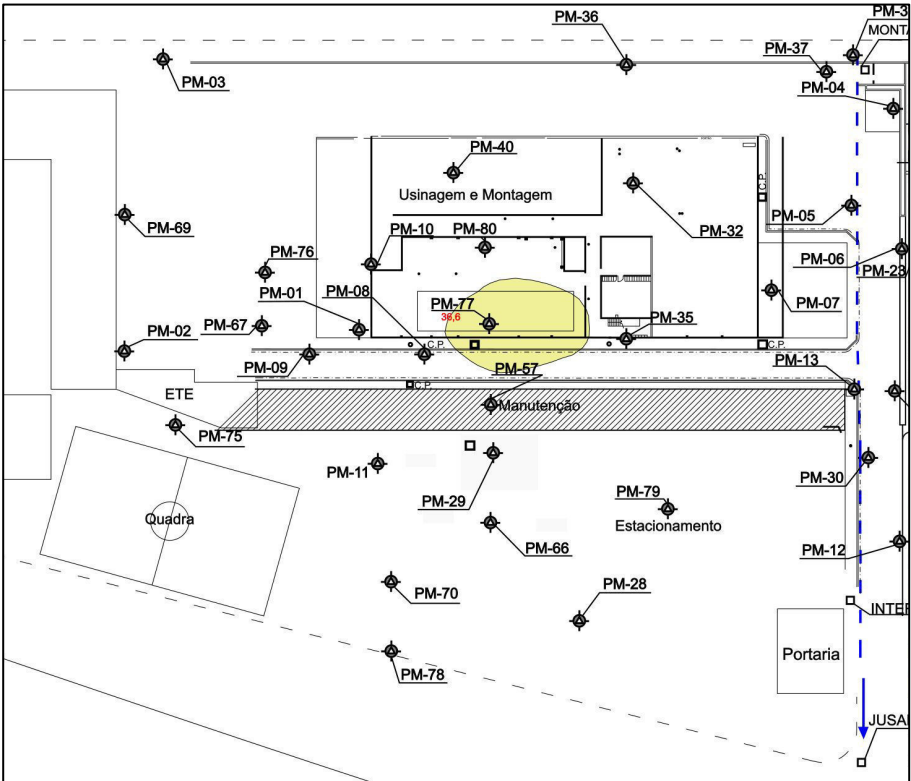


Área 01 - Veículos Ferroviários

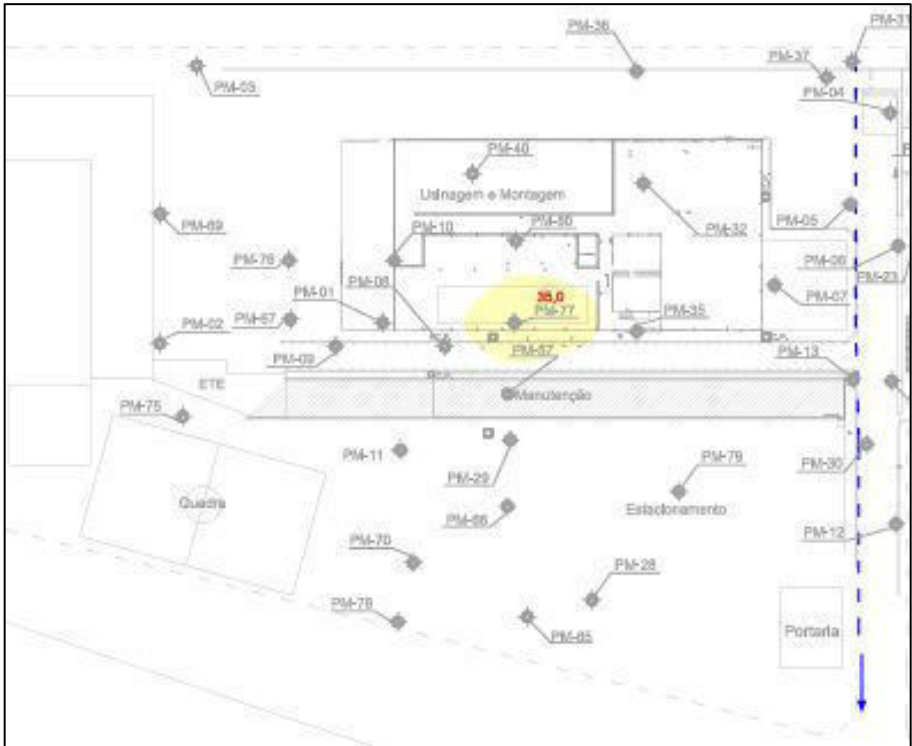
Set/2014

NÃO FOI REGISTRADO
CONTAMINAÇÃO

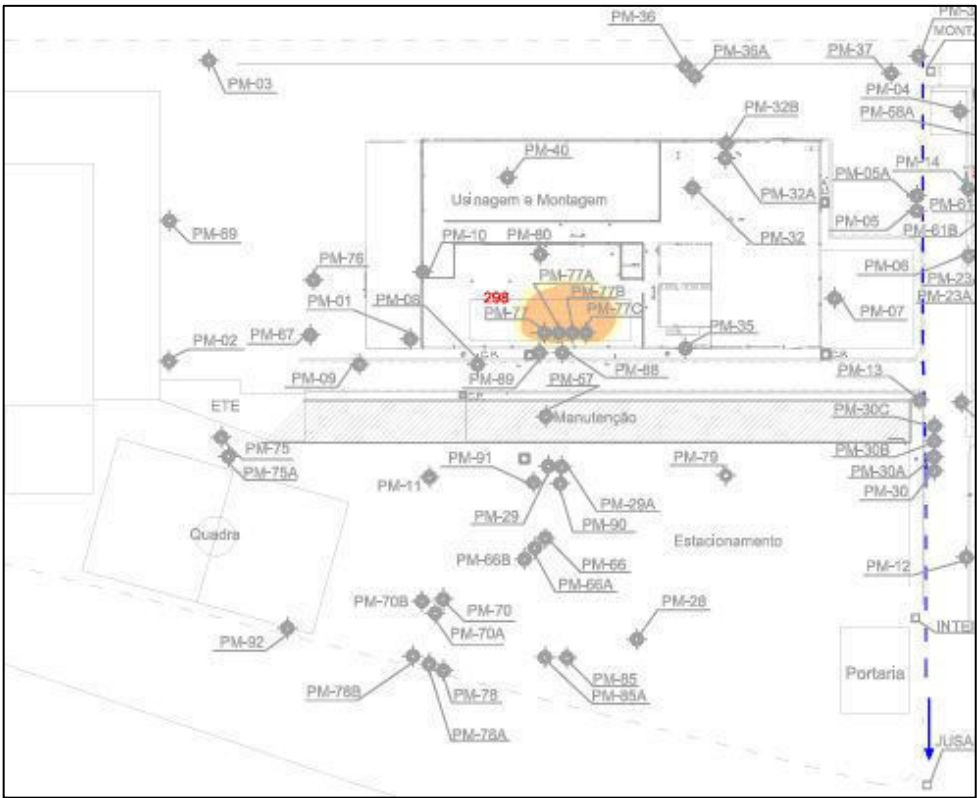
Jul/2015



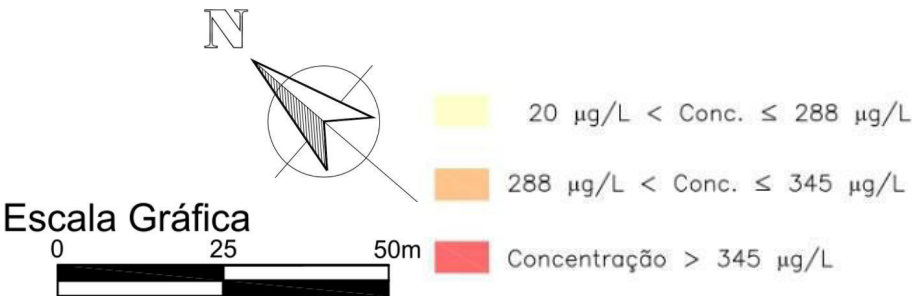
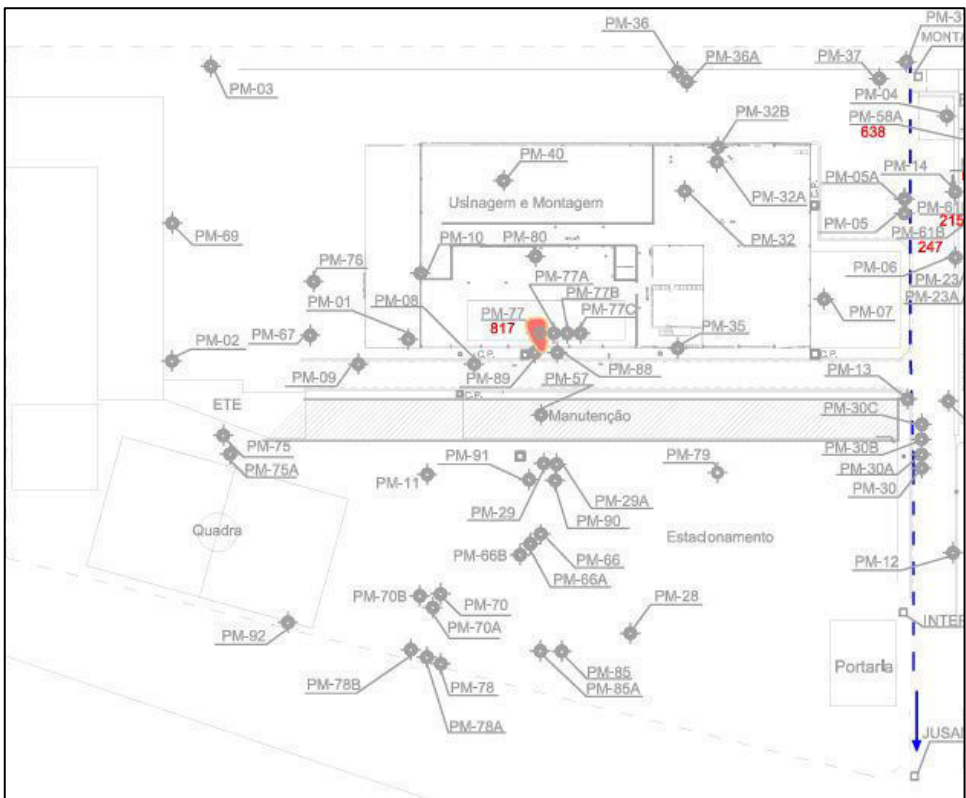
Set/2016



Abr/2017

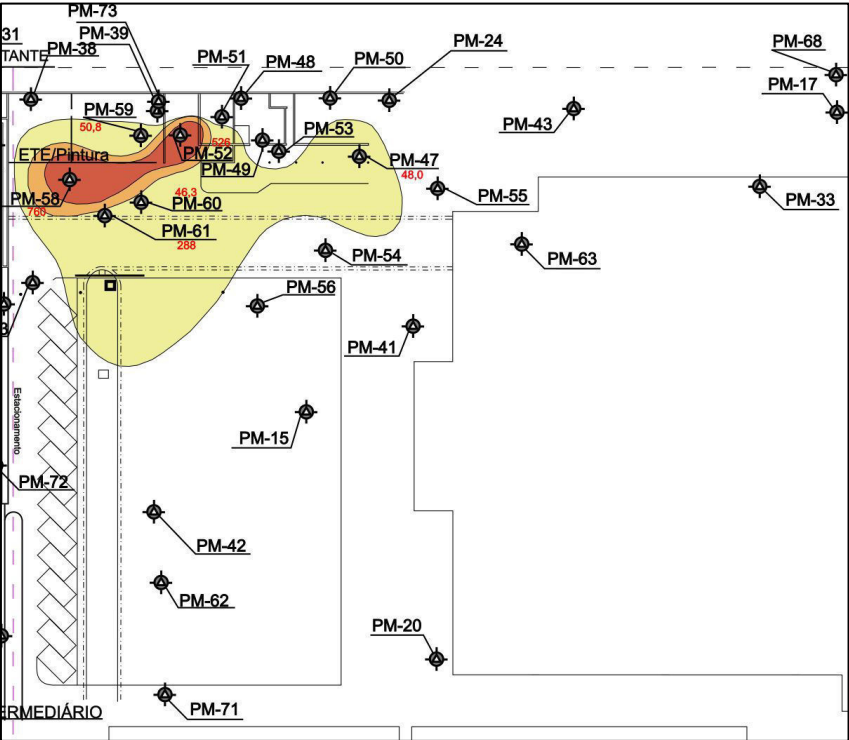


Abr/2018

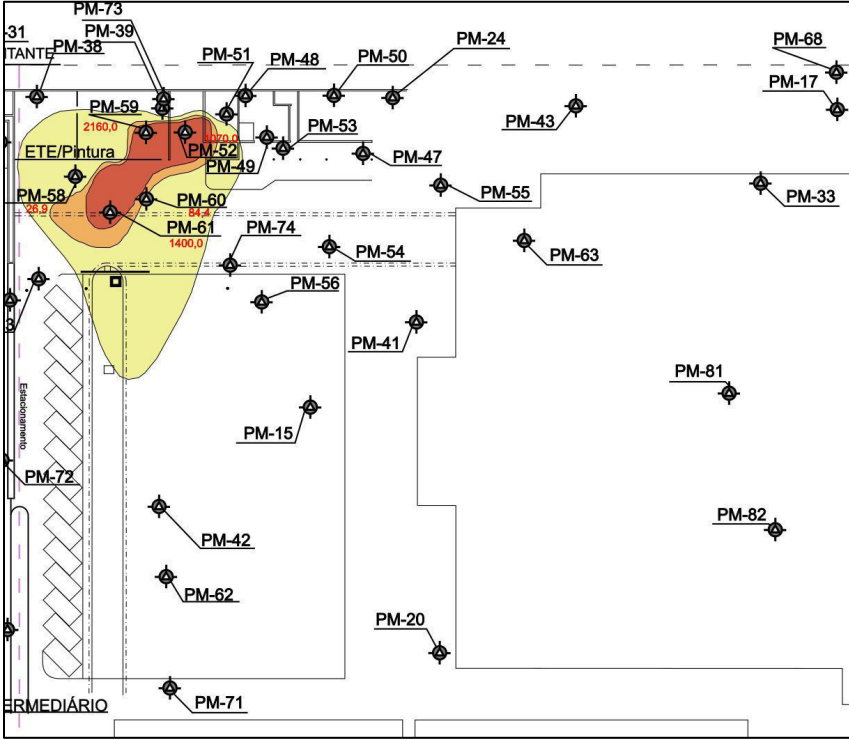


Área 02 - Veículos Comerciais

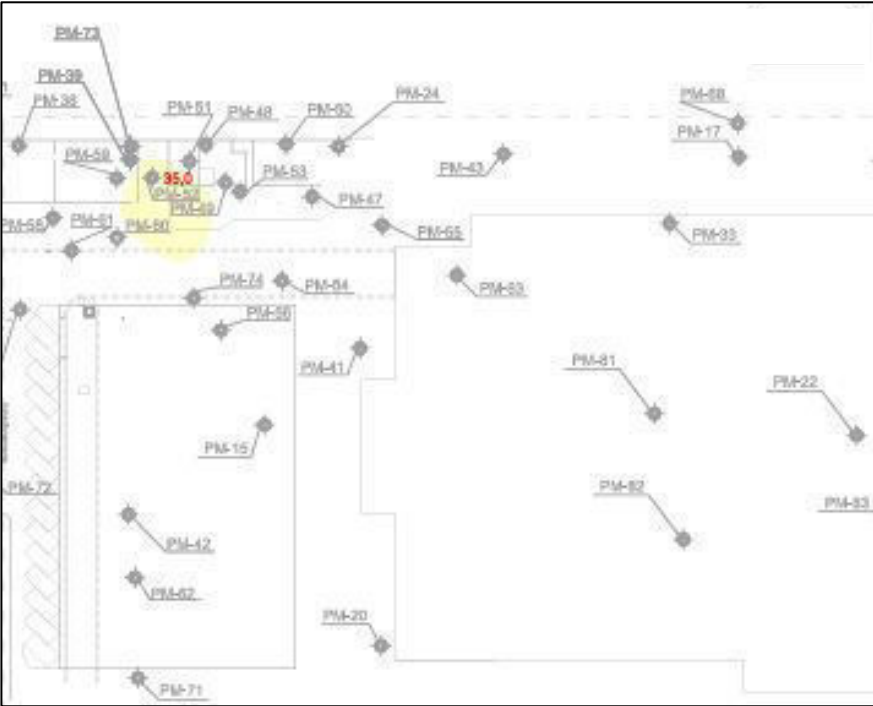
Set/2014



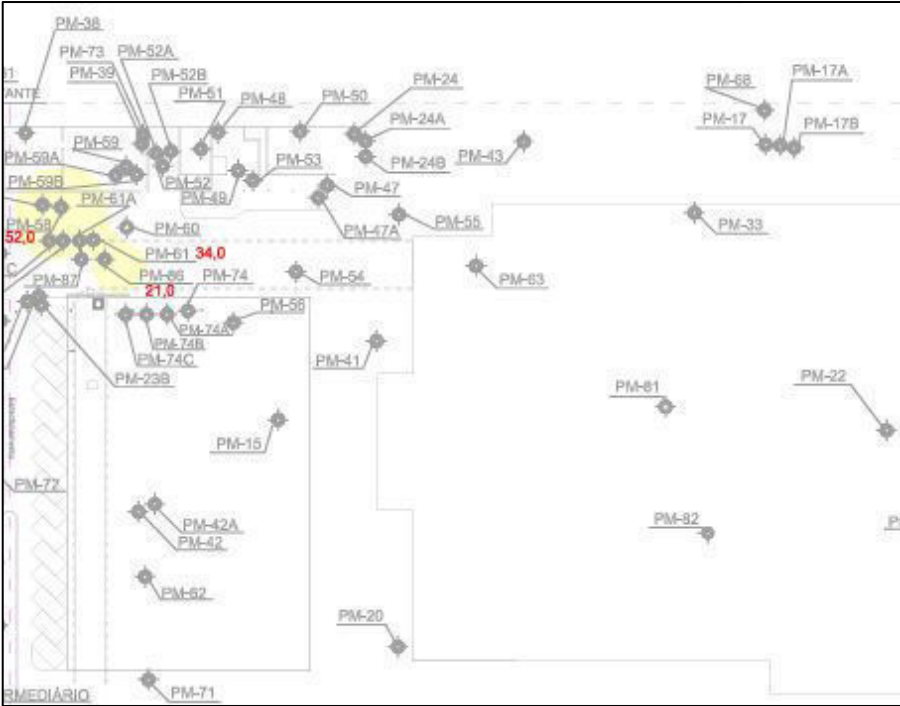
Jul/2015



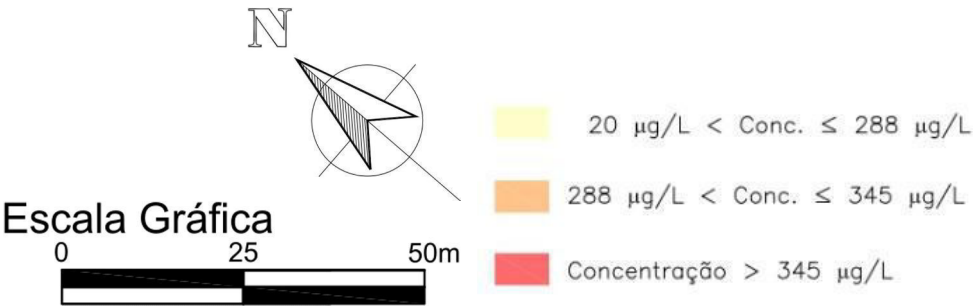
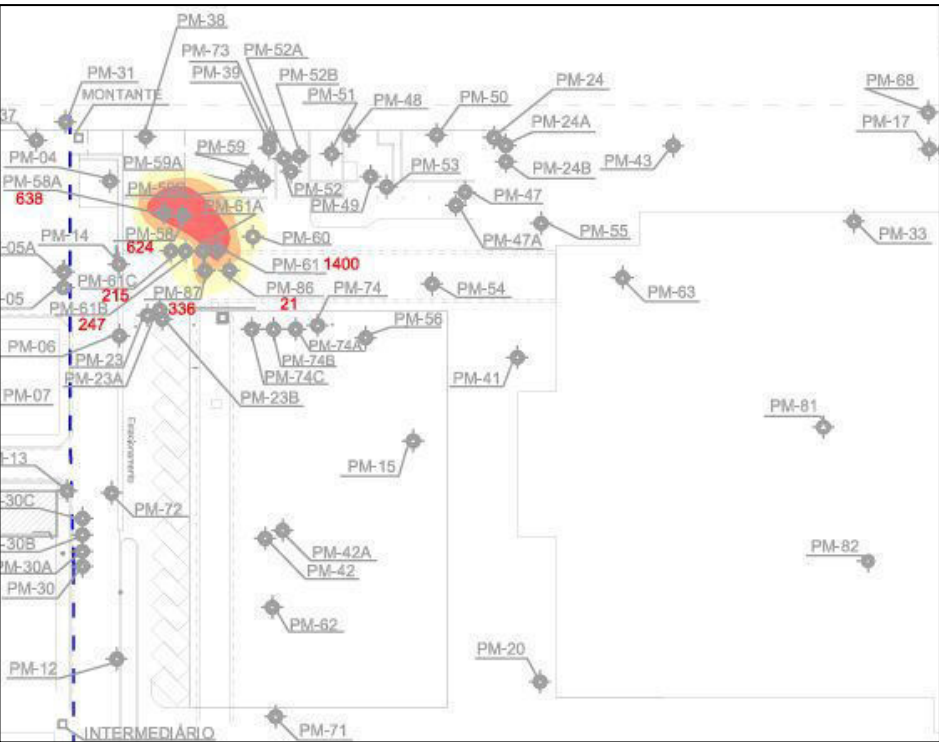
Set/2016



Abr/2017



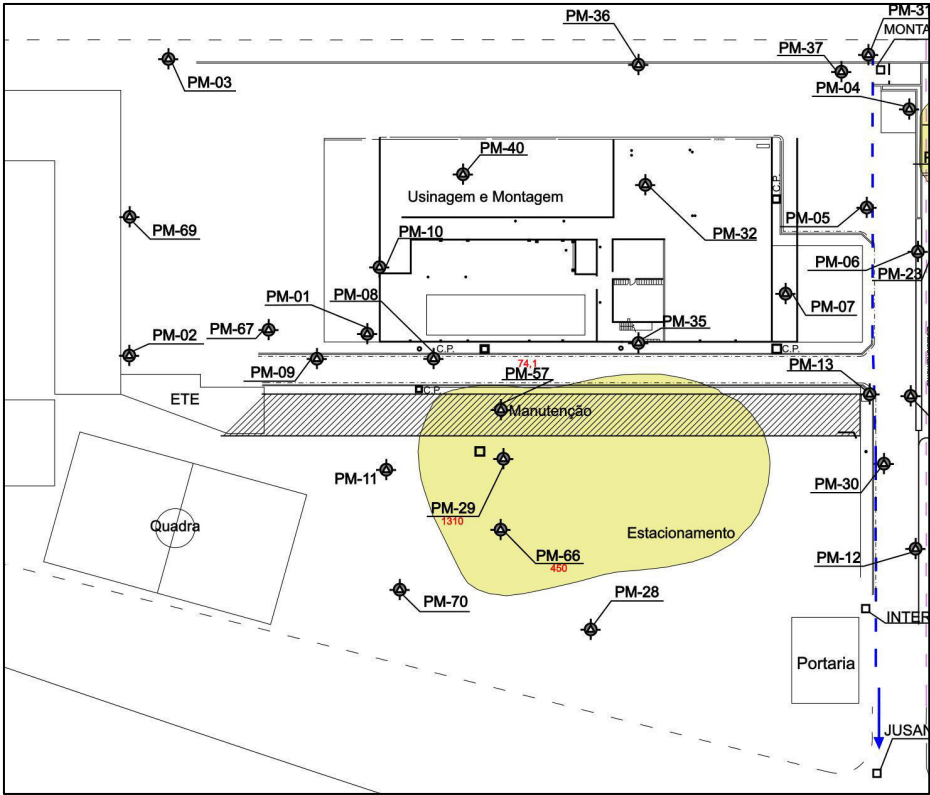
Abr/2018



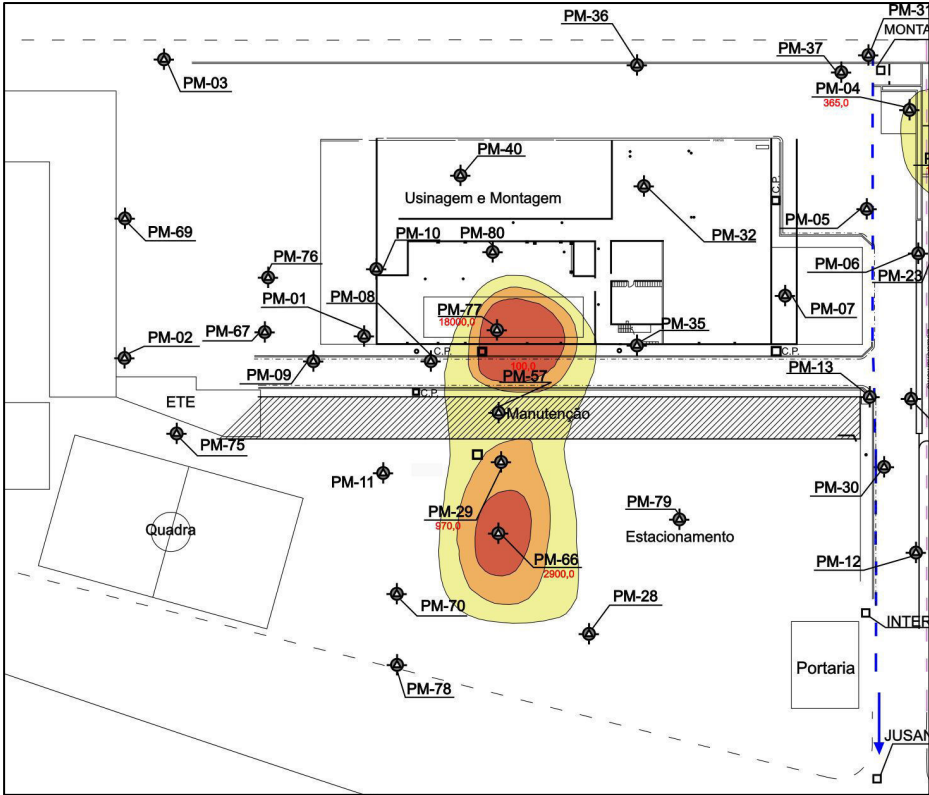
- 20 µg/L < Conc. ≤ 288 µg/L
- 288 µg/L < Conc. ≤ 345 µg/L
- Concentração > 345 µg/L

Área 01 - Veículos Ferroviários

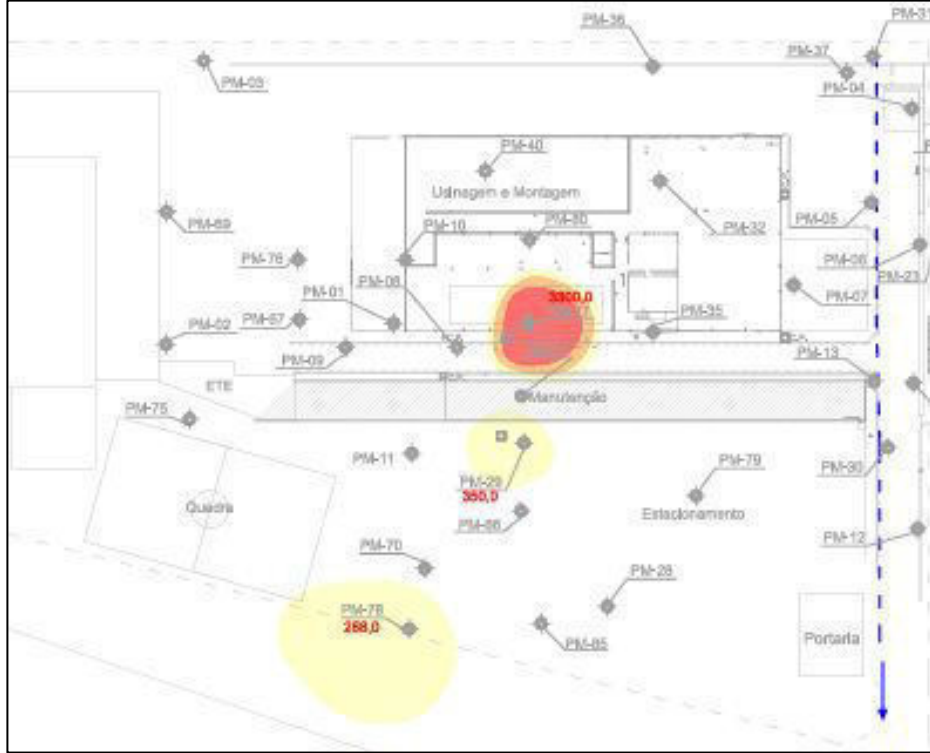
Set/2014



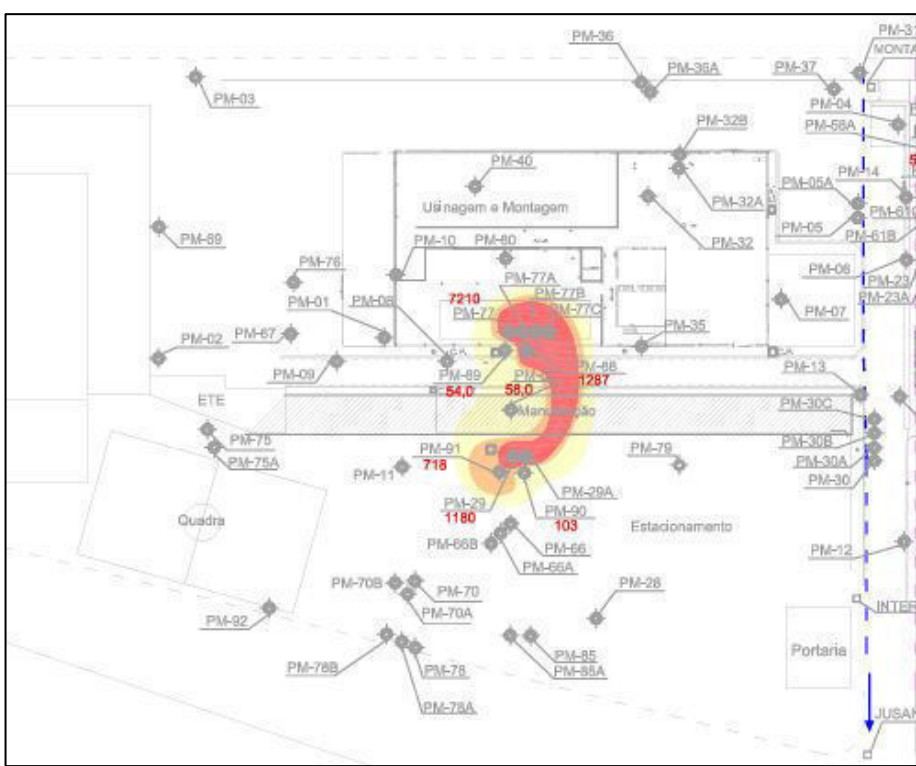
Jul/2015



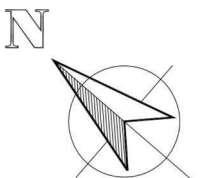
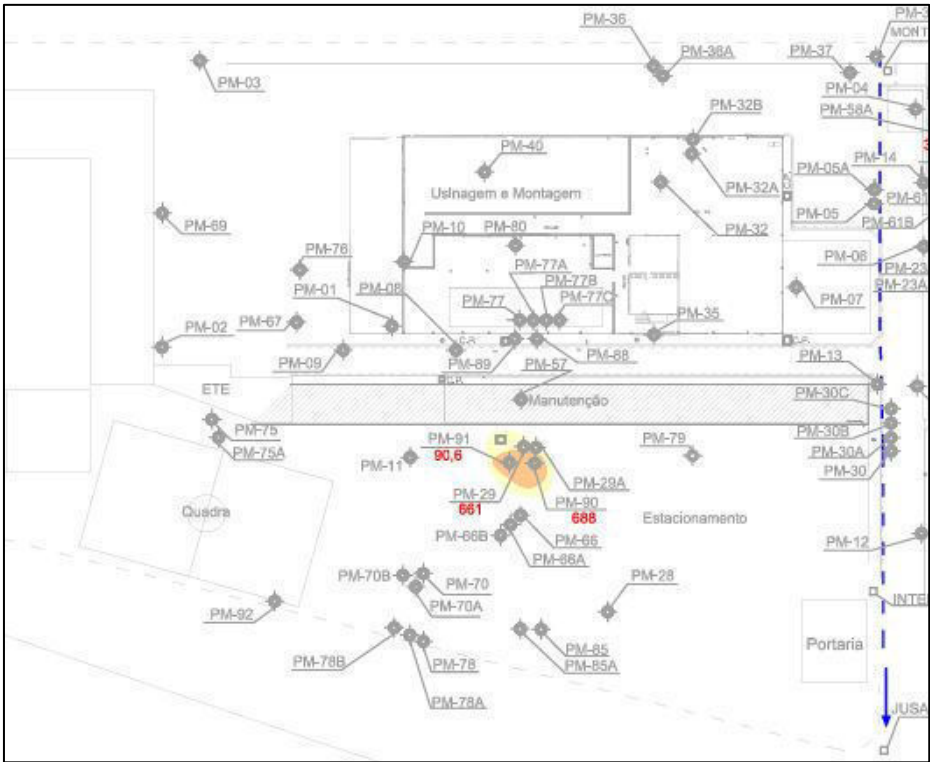
Set/2016



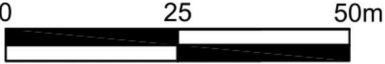
Abr/2017



Abr/2018



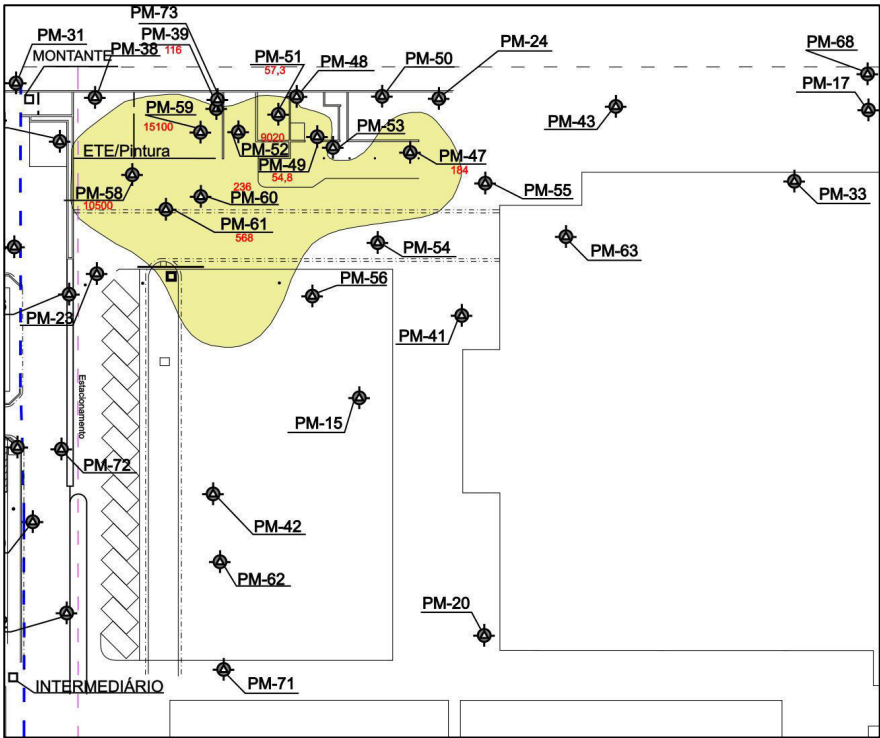
Escala Gráfica



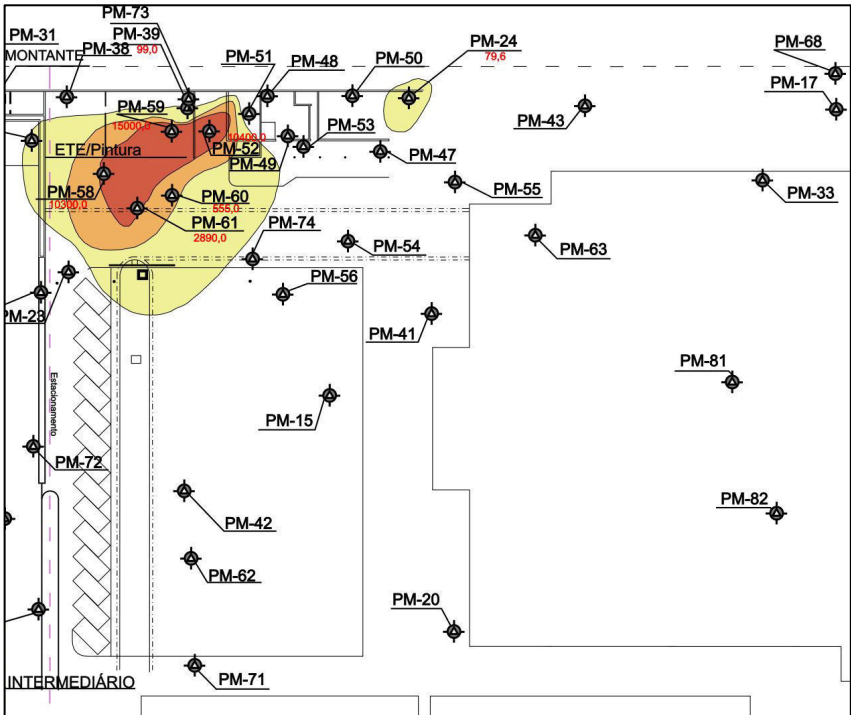
- 50,0 µg/L < Conc. ≤ 500,0 µg/L
- 500,0 µg/L < Conc. ≤ 1000,0 µg/L
- Conc. > 1000,0 µg/L

Área 02 - Veículos Comerciais

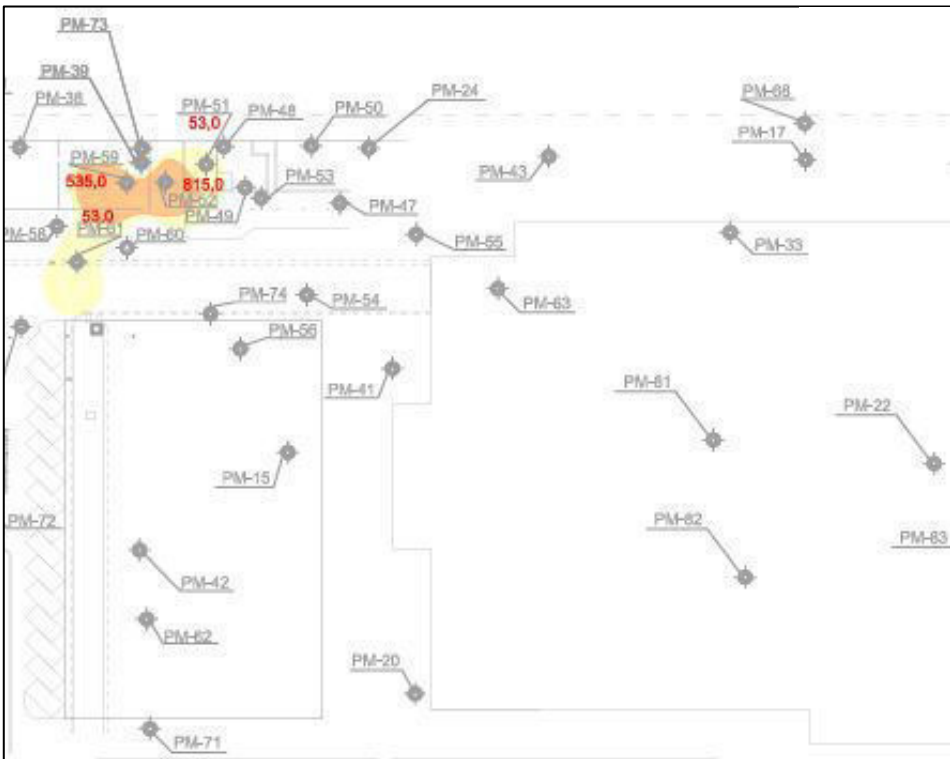
Set/2014



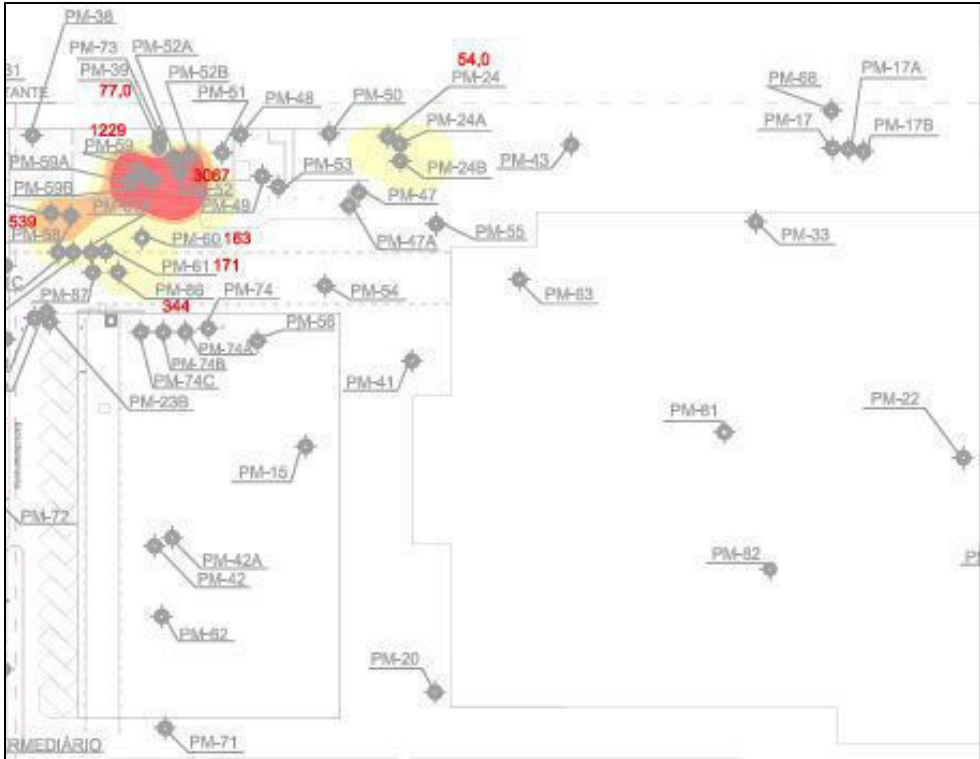
Jul/2015



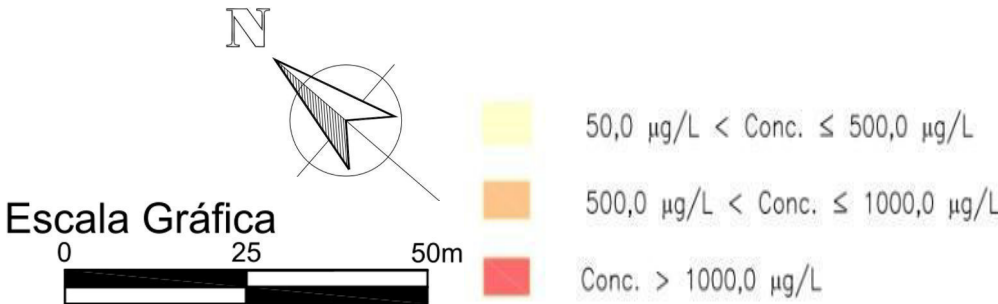
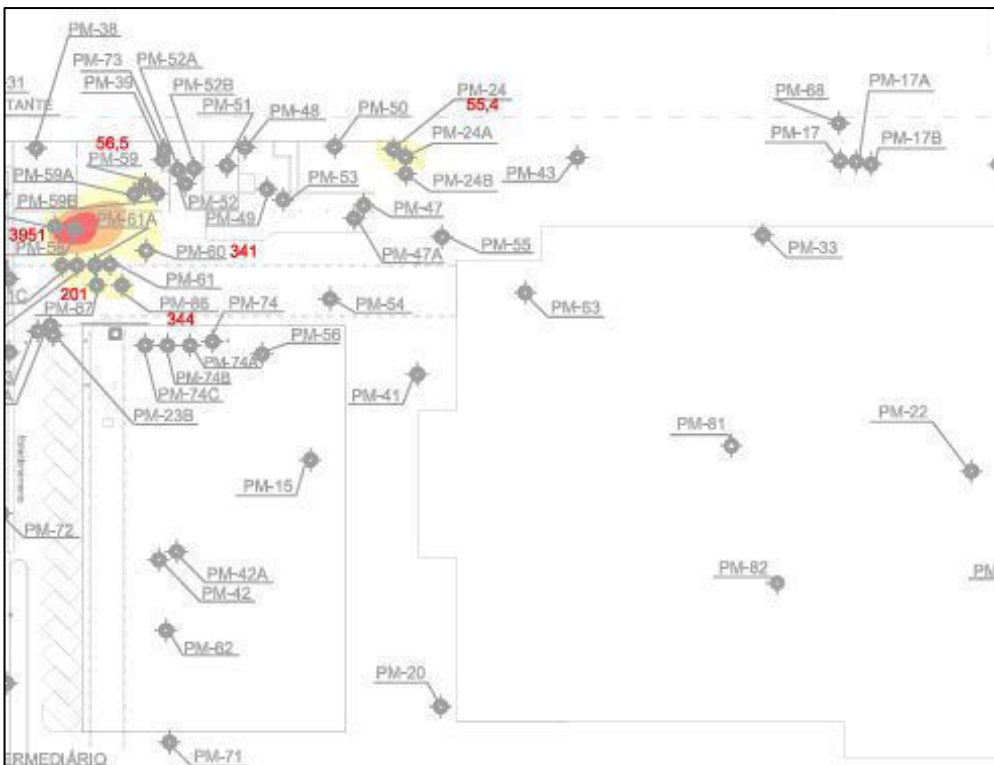
Set/2016



Abr/2017

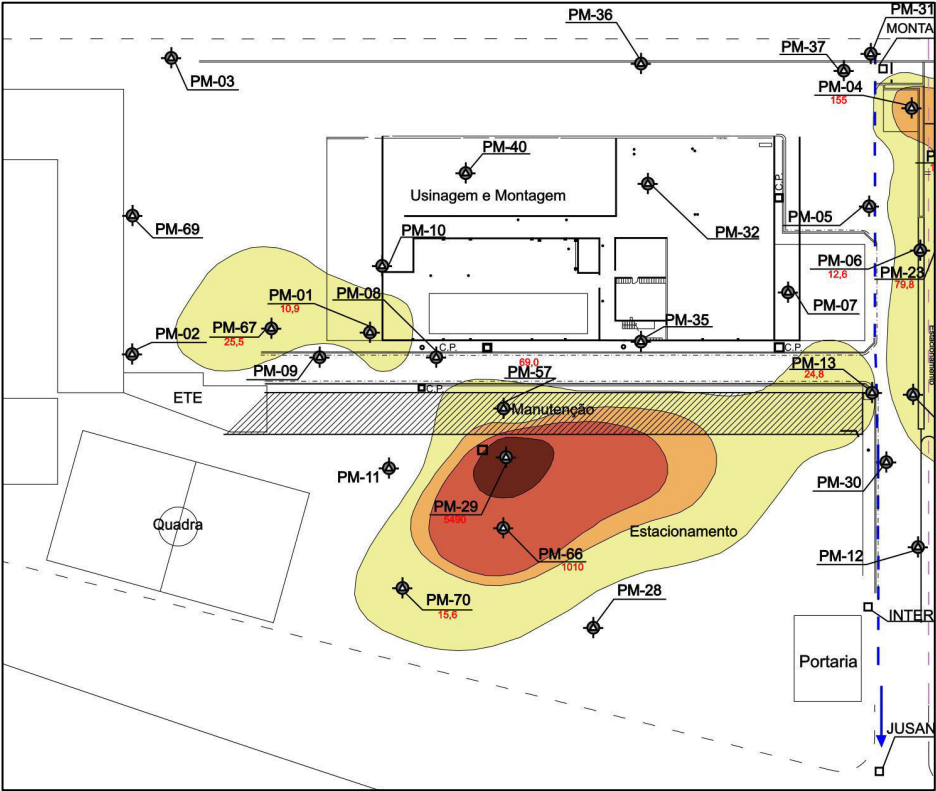


Abr/2018

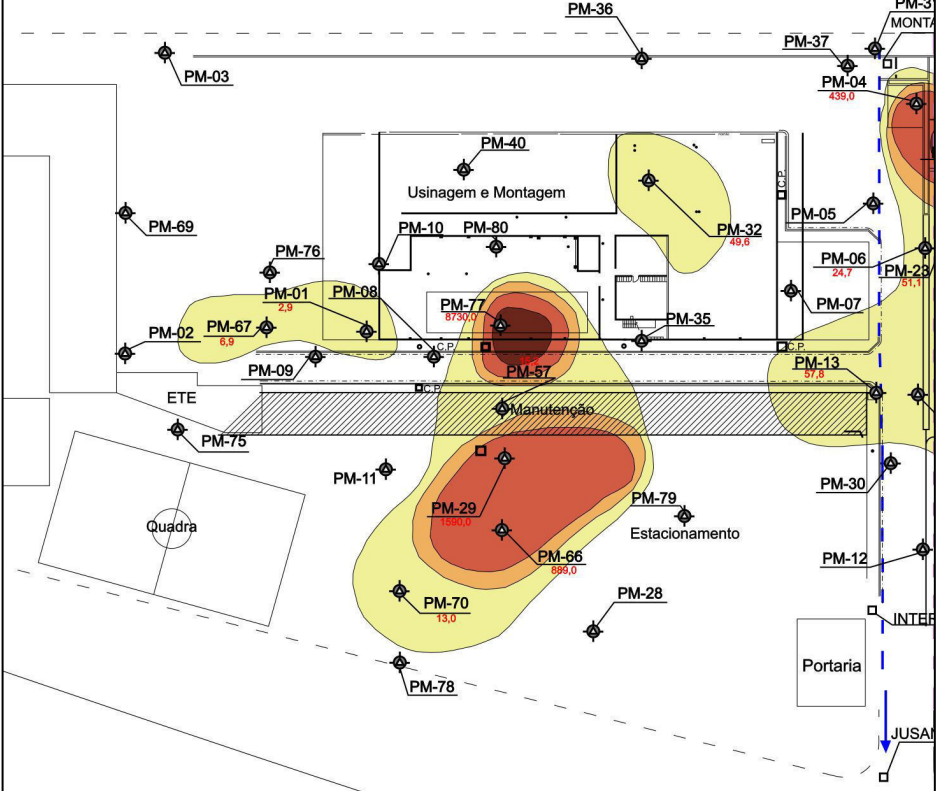


Área 01 - Veículos Ferroviários

Set/2014



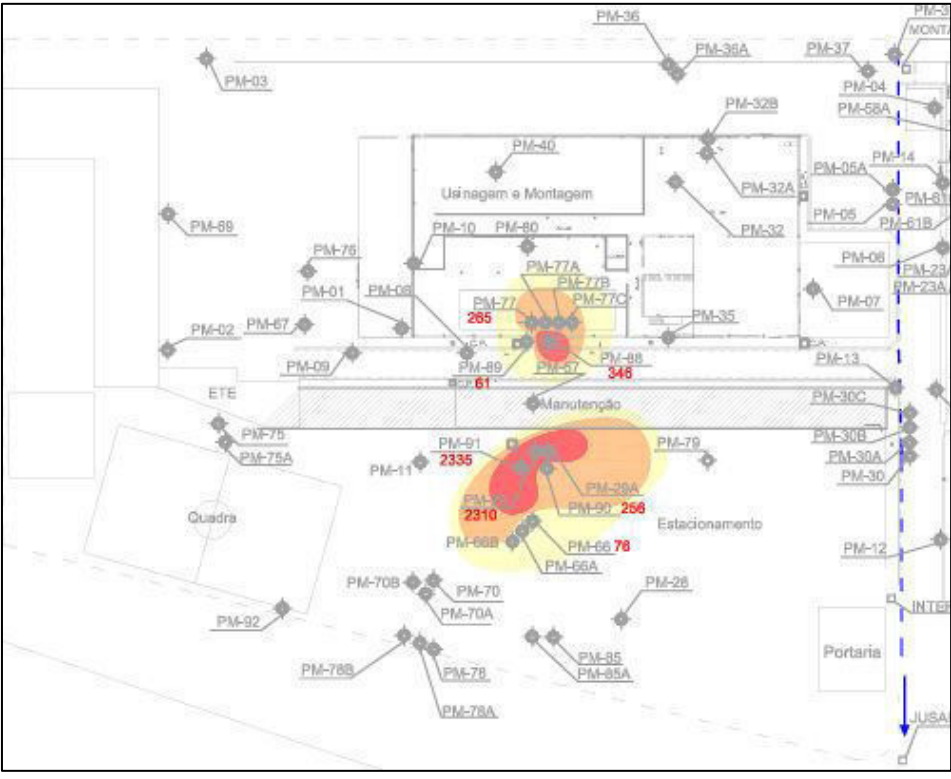
Jul/2015



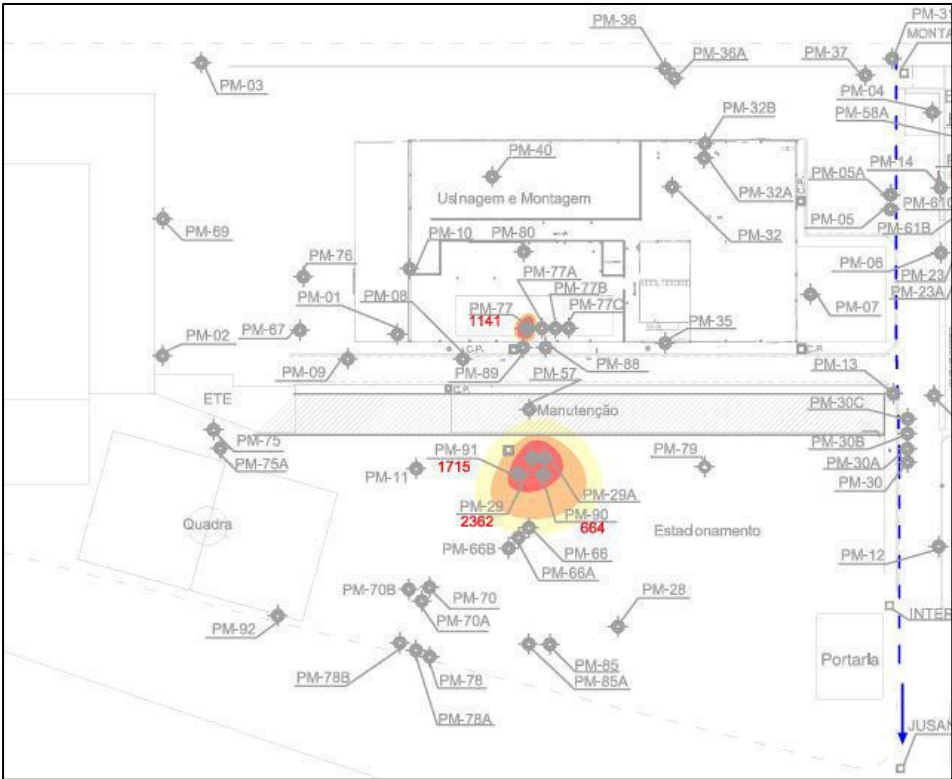
Set/2016



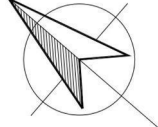
Abr/2017



Abr/2018



N



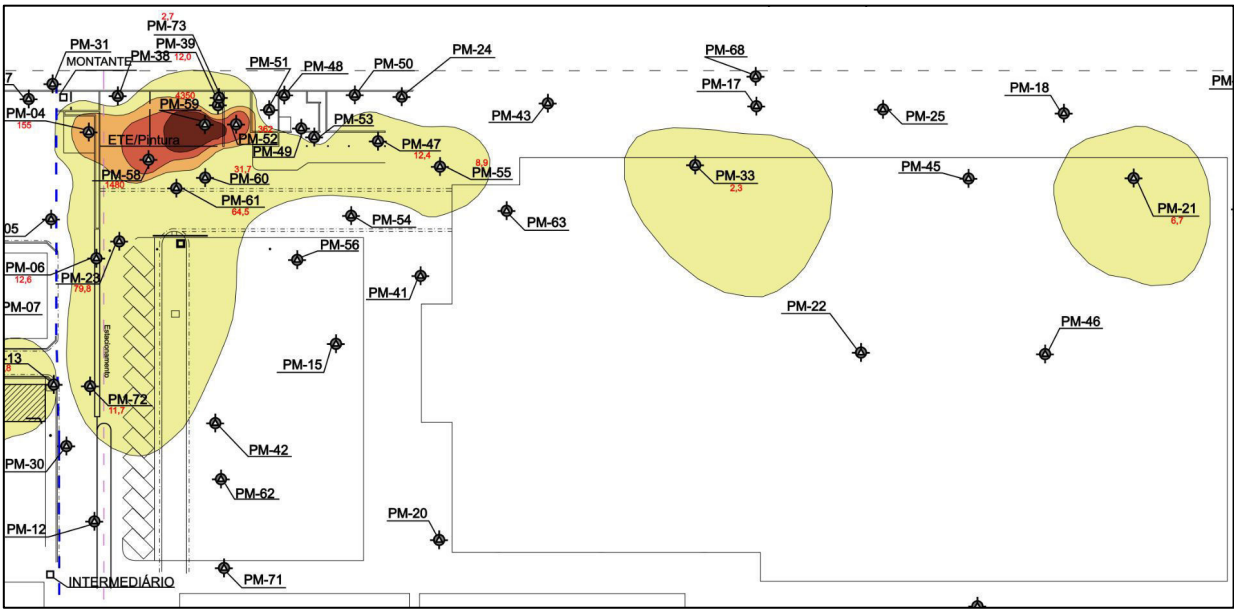
Escala Gráfica



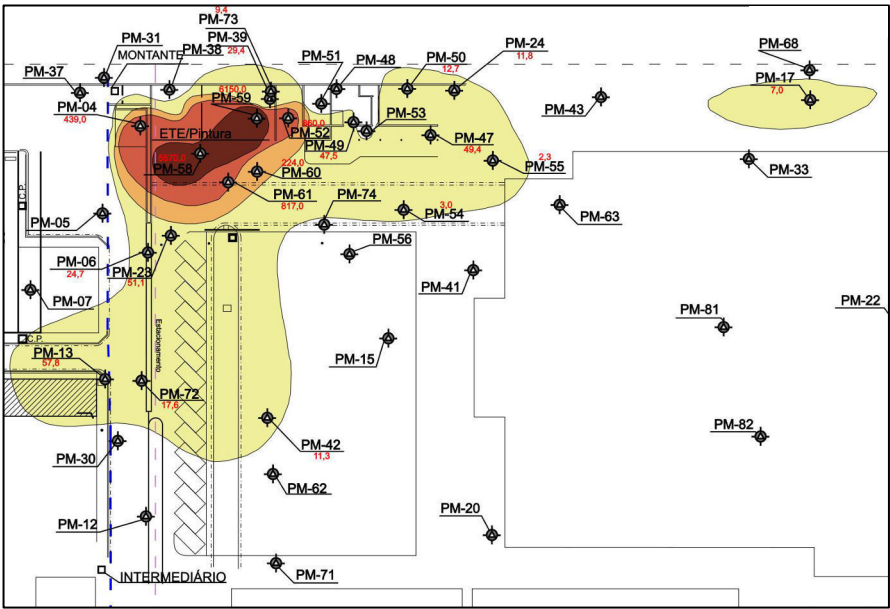
- 2 µg/L < Conc. ≤ 93 µg/L
- 93 µg/L < Conc. ≤ 298 µg/L
- 298 µg/L < Conc. ≤ 3.100 µg/L
- Concentração > 3.100 µg/L

Área 02 - Veículos Comerciais

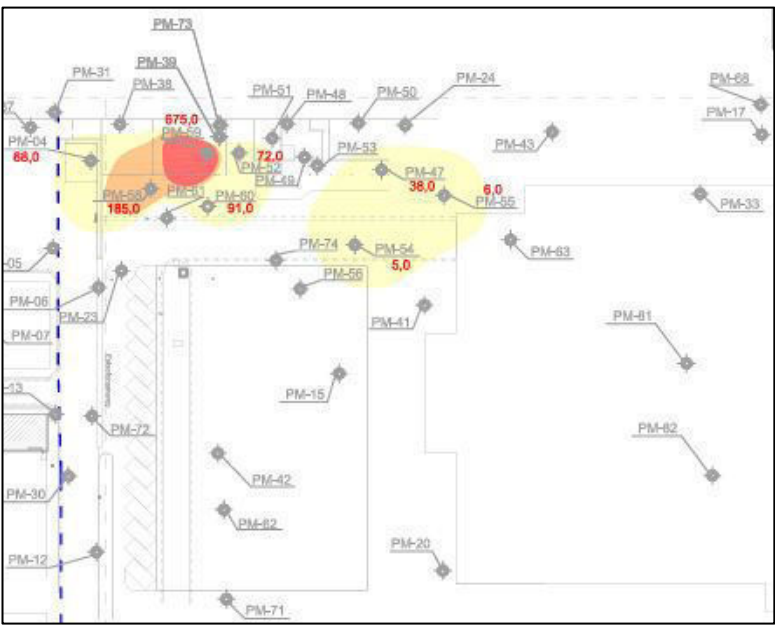
Set/2014



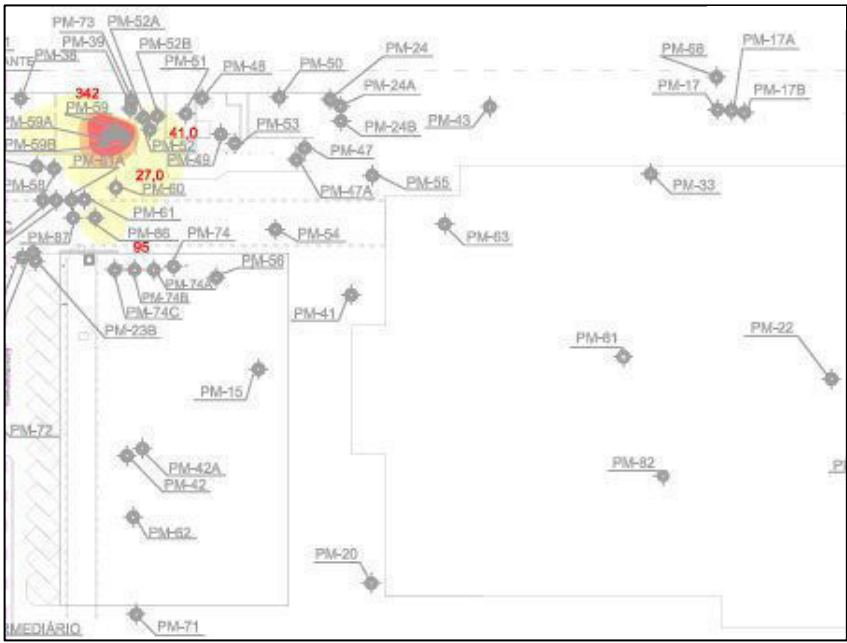
Jul/2015



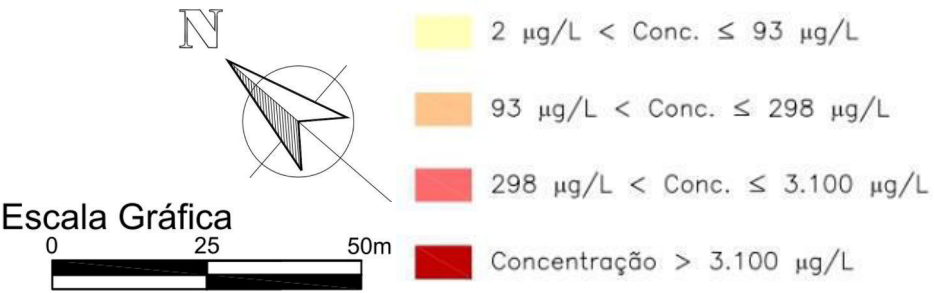
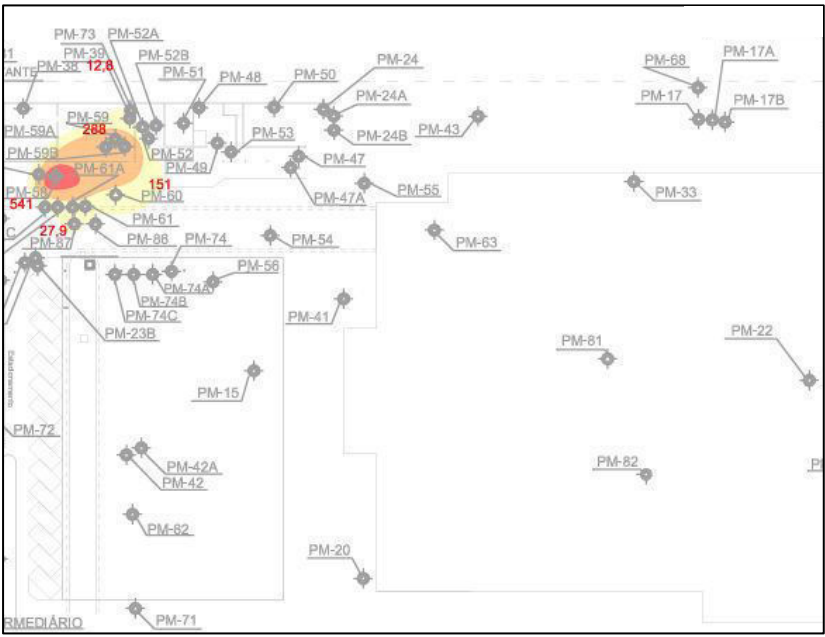
Set/2016



Abr/2017

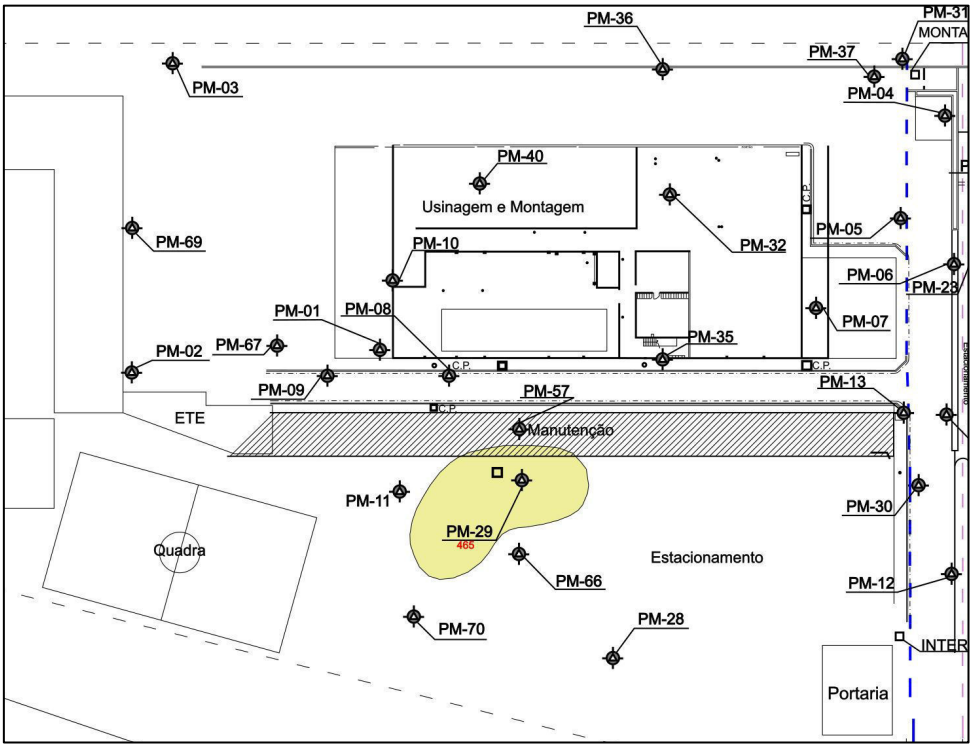


Abr/2018

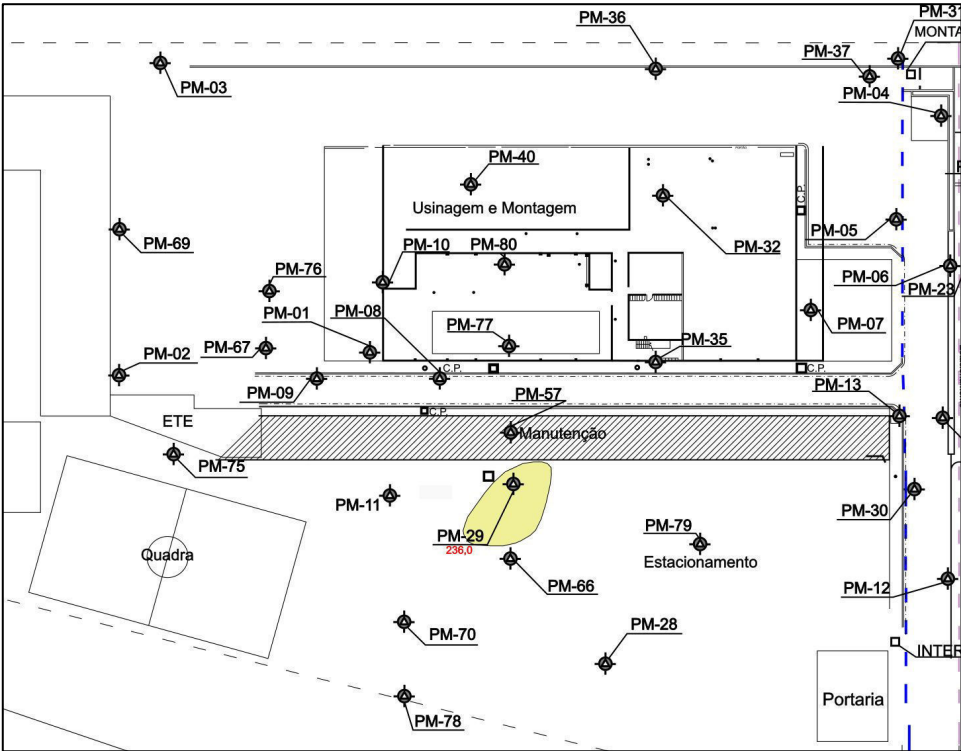


Área 01 - Veículos Ferroviários

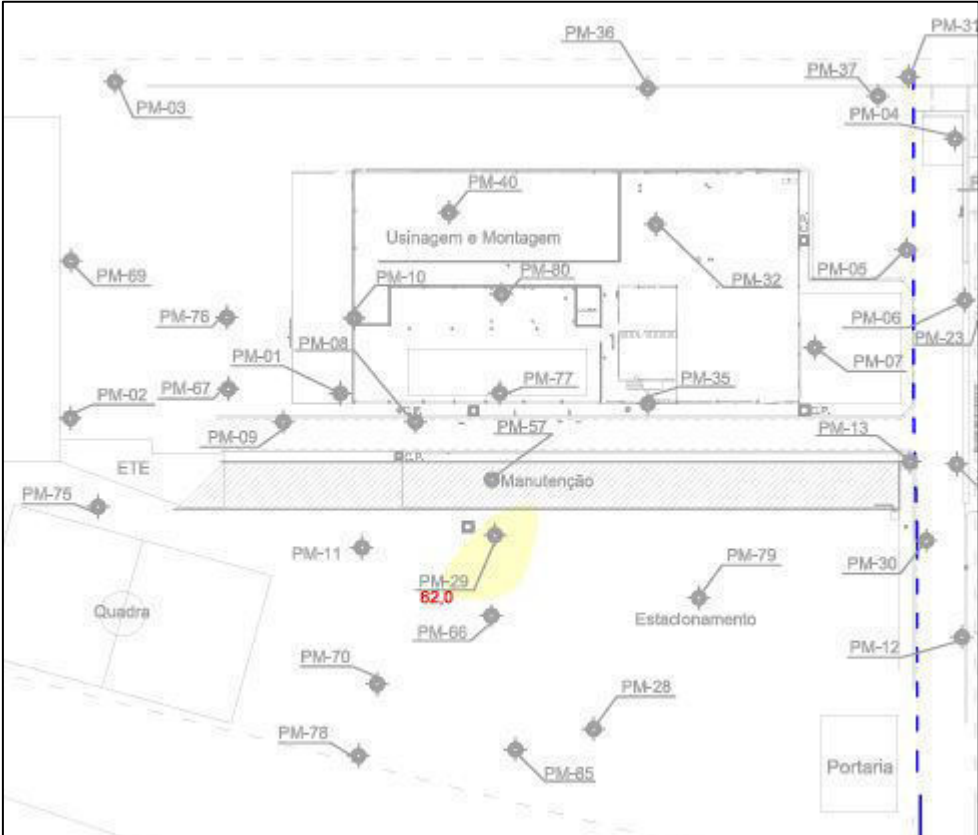
Set/2014



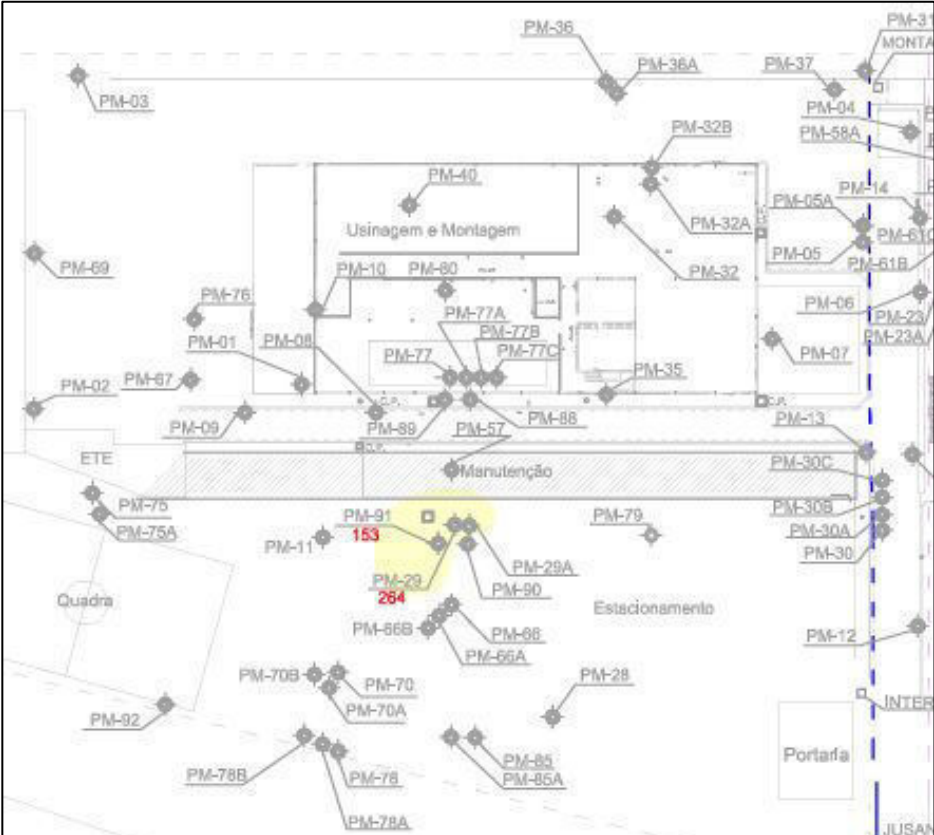
Jul/2015



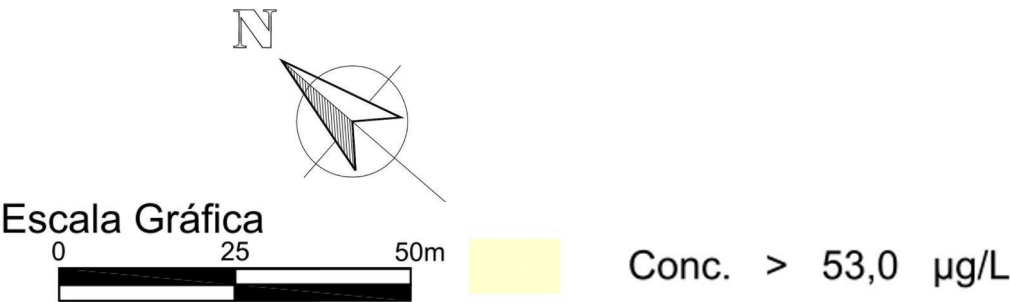
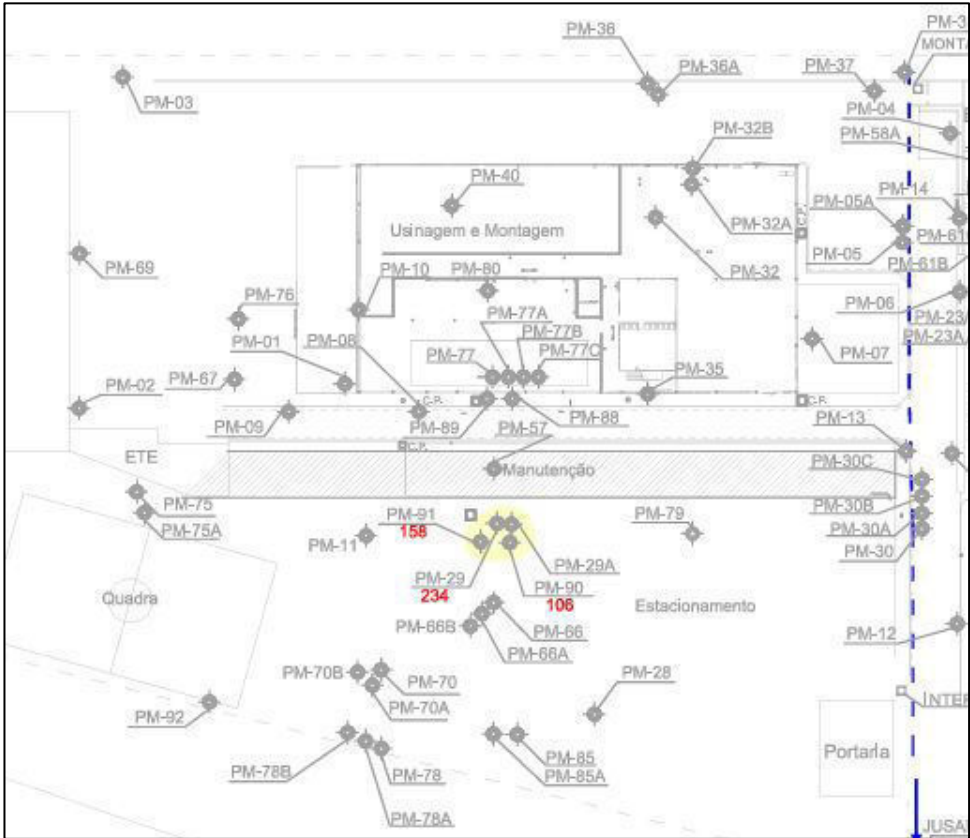
Set/2016



Abr/2017

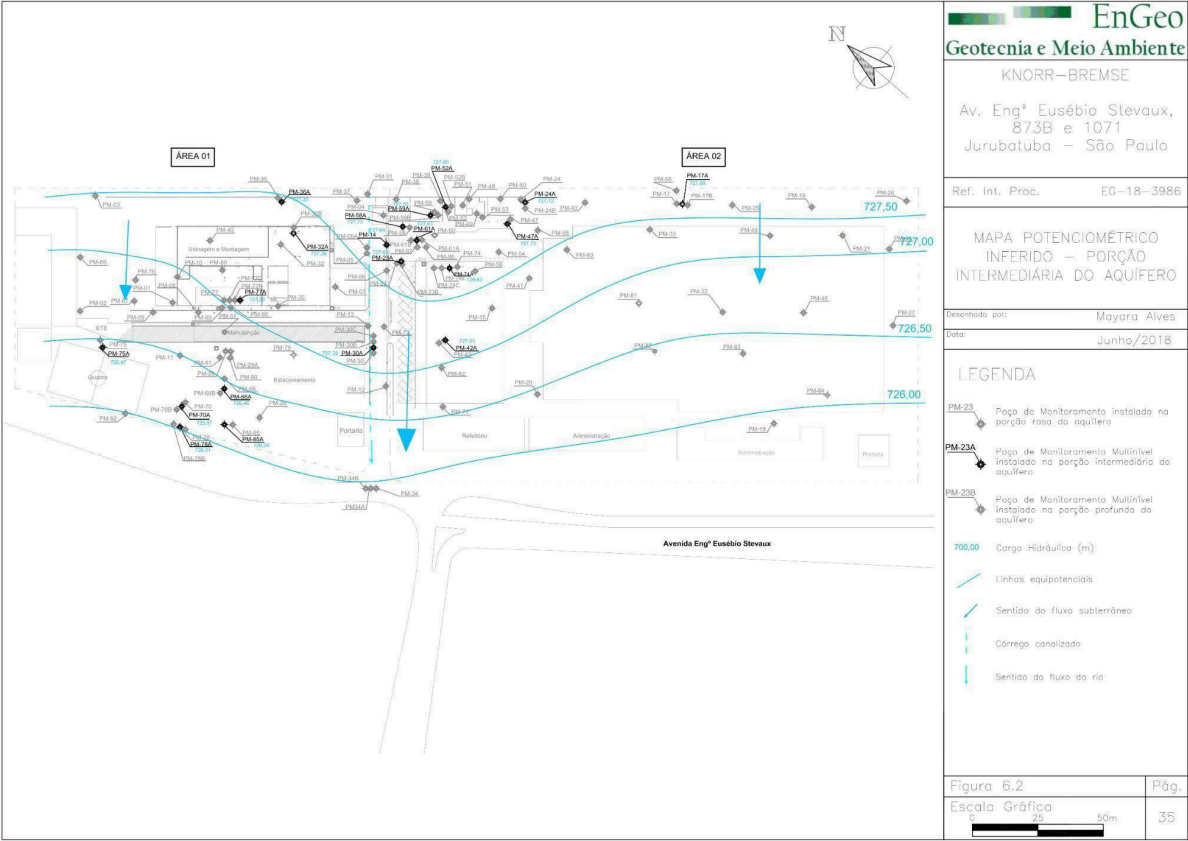


Abr/2018

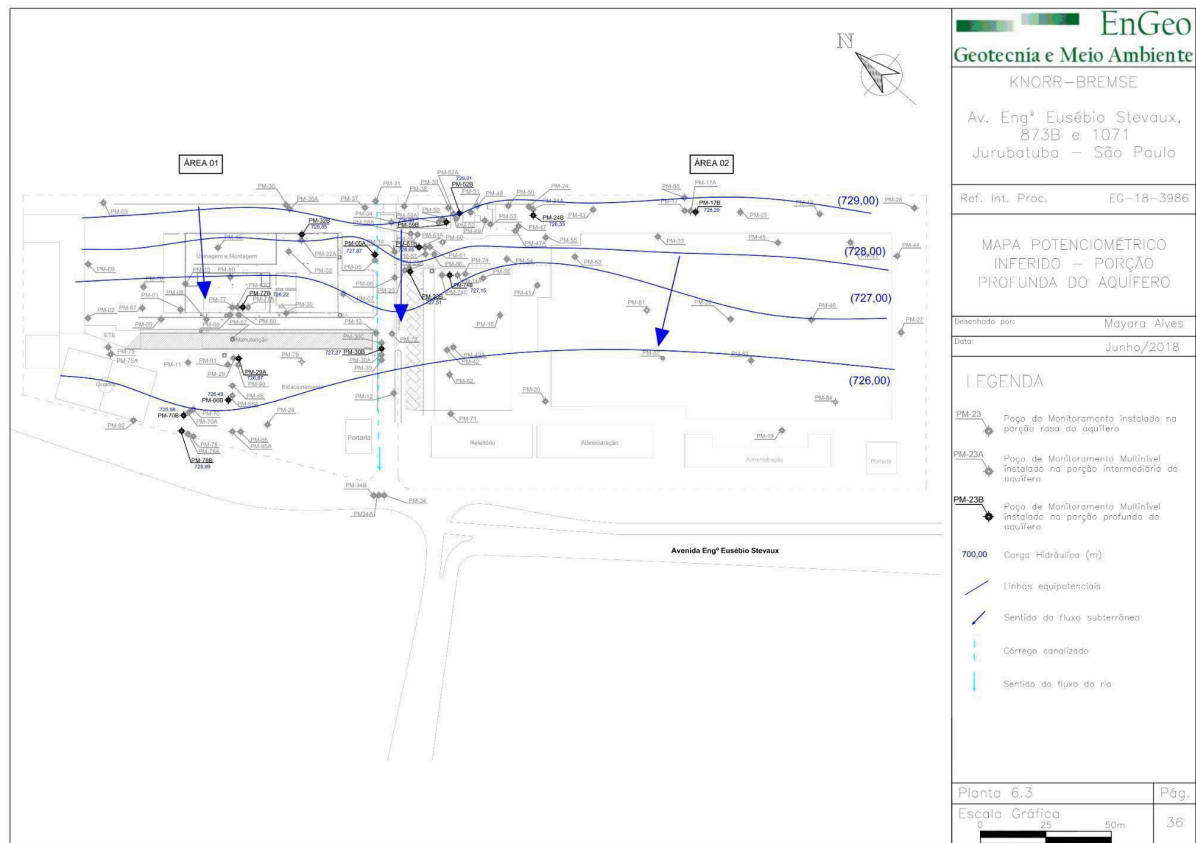


ANEXO B – Mapas Potenciométricos

ANEXO B.1. – Mapa potenciométrico inferido da porção intermediária do aquífero – (EnGeo Geotecnia e Meio Ambiente, 2018).



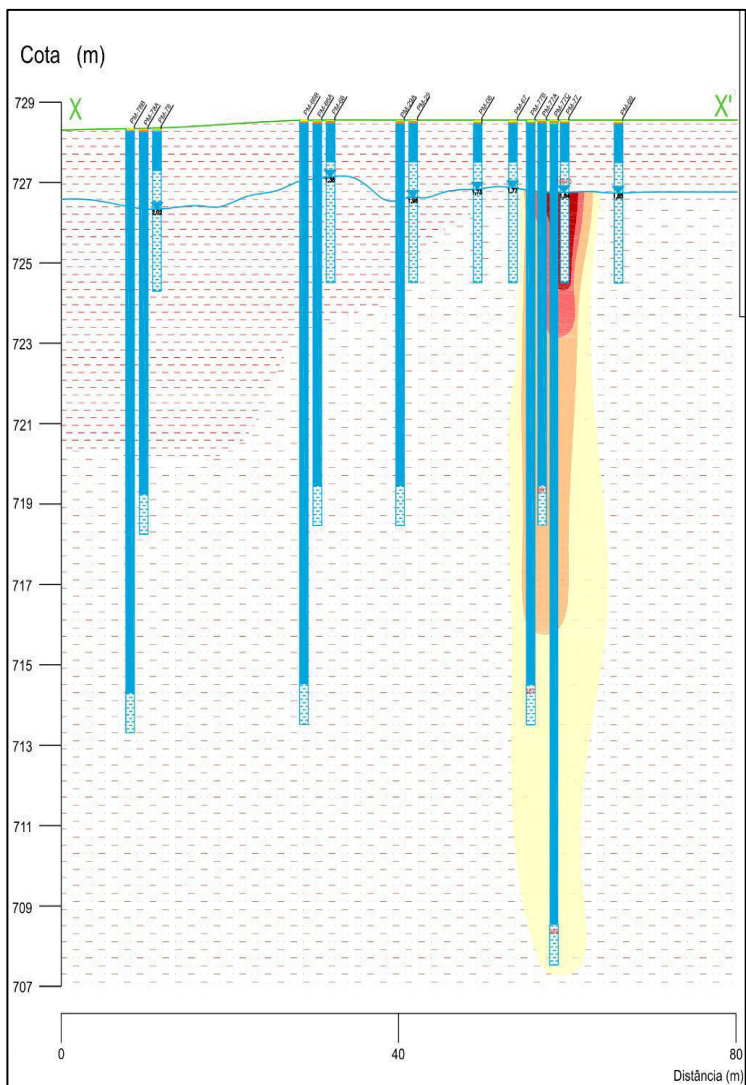
ANEXO B.2. – Mapa potenciométrico inferido da porção intermediária do aquífero(EnGeo Geotecnia e Meio Ambiente, 2018).



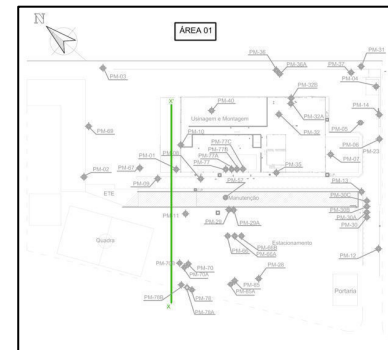
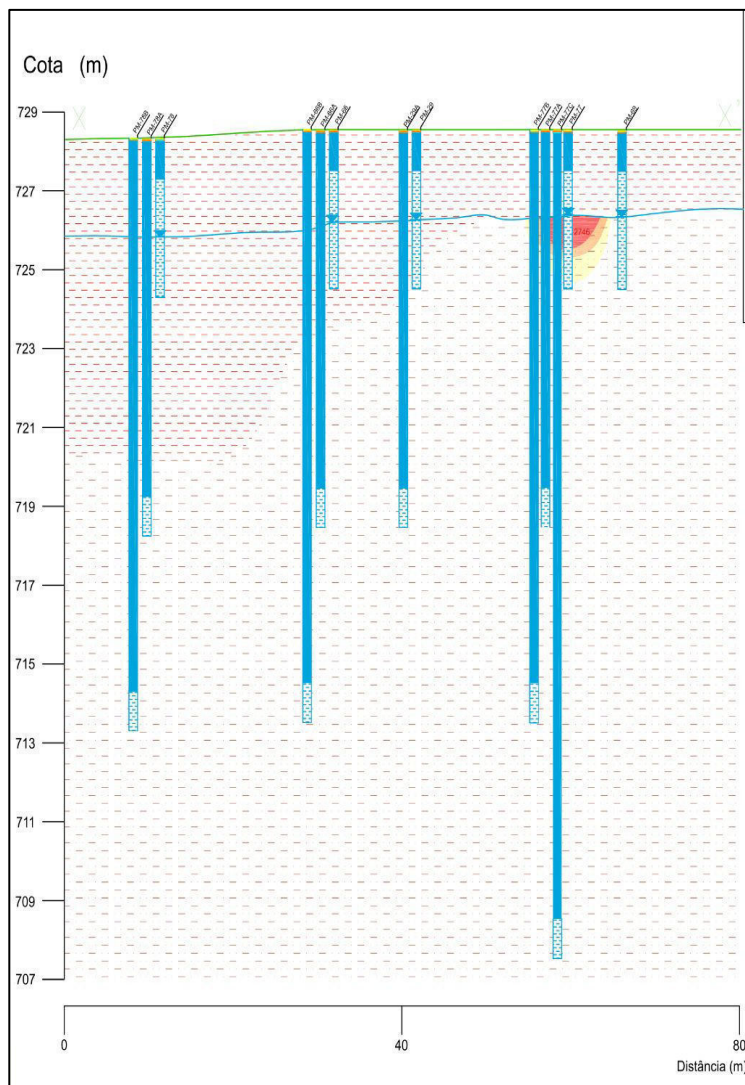
**ANEXO C - Evolução das Plumas de Contaminação em extensão vertical
pós-remediação (2017 e 2018)**

Área 01 - Veículos Ferroviários

Abril de 2017



Abril de 2018



LEGENDA

- POÇO DE MONITORAMENTO
- 50,0 µg/L < Conc. ≤ 500,0 µg/L
- 500,0 µg/L < Conc. ≤ 1000,0 µg/L
- Conc. > 1000,0 µg/L

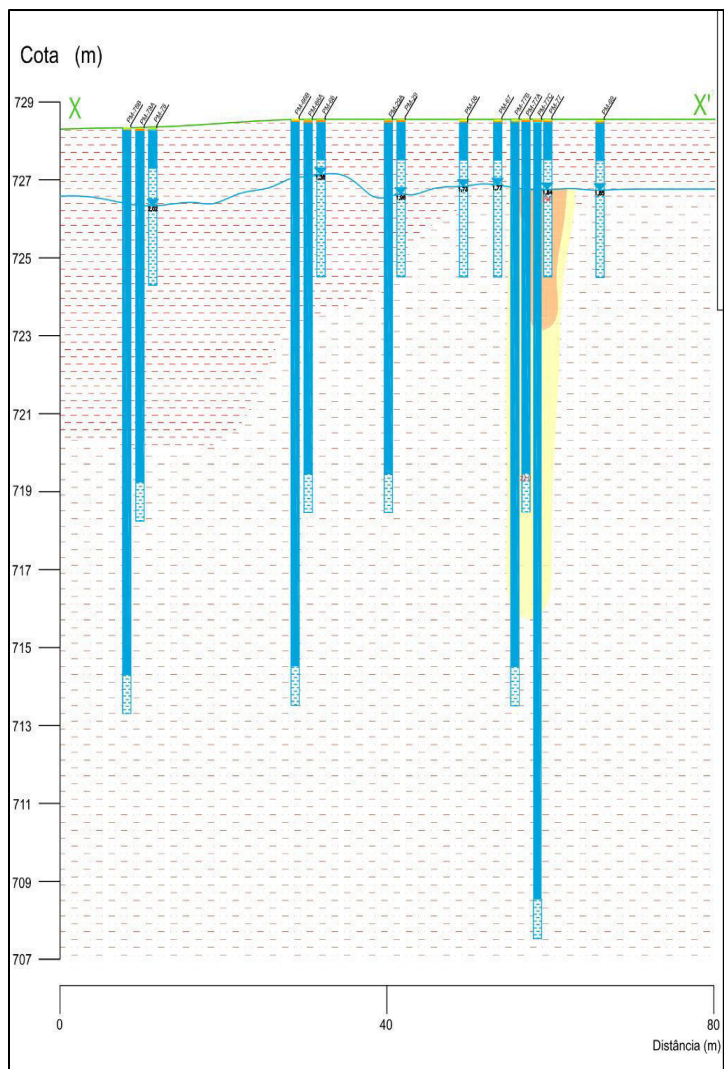
CORTE

NÍVEL DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

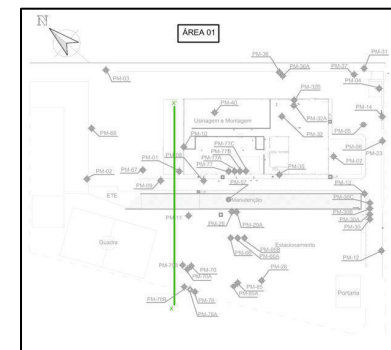
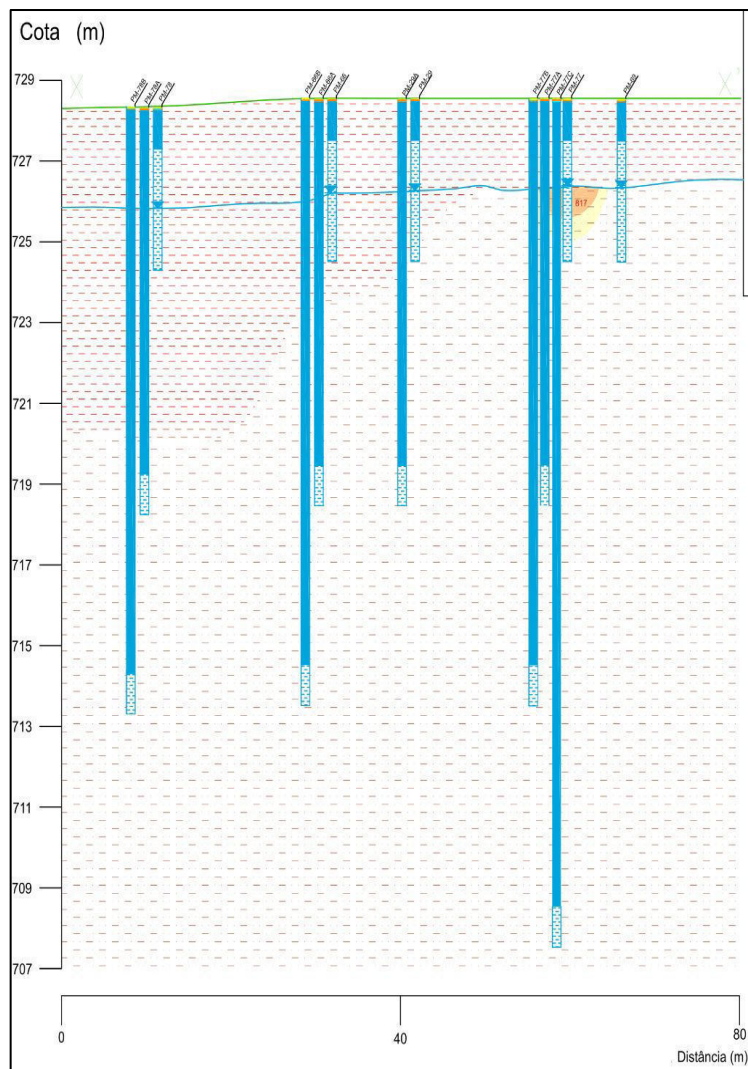
CÂMARA DE CALÇADA
REVESTIMENTO GEOMECÂNICO
FILTRO
CAP DE FUNDO

Área 01 - Veículos Ferroviários

Abril de 2017



Abril de 2018



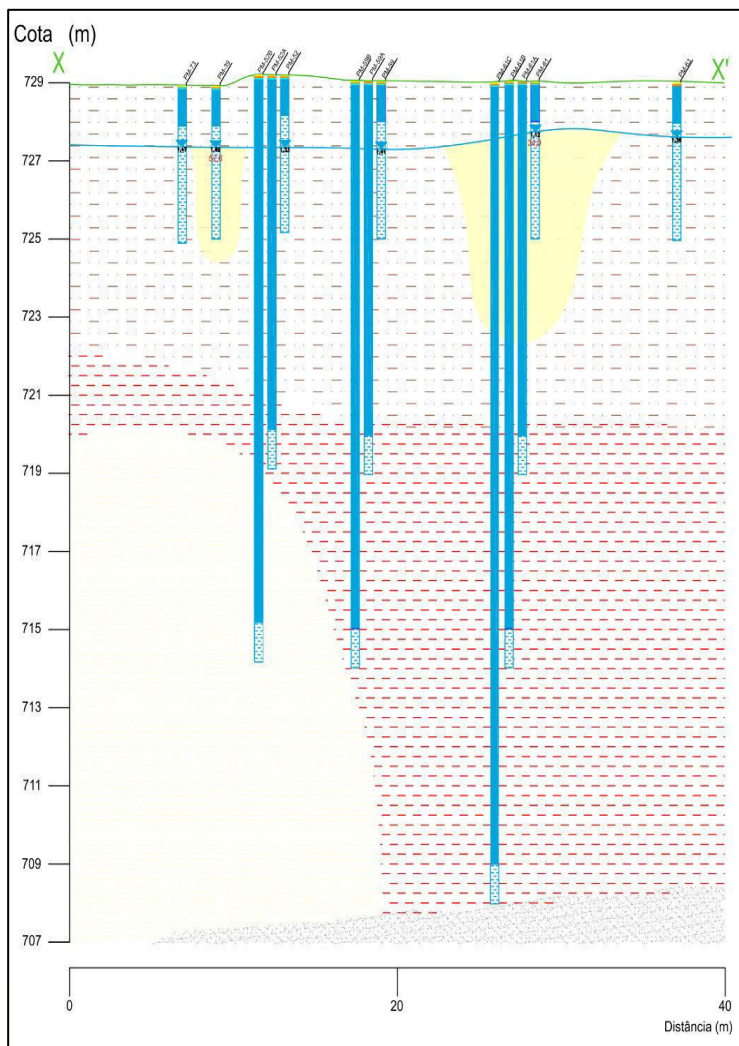
LEGENDA

- POÇO DE MONITORAMENTO
- 50,0 µg/L < Conc. ≤ 500,0 µg/L
- 500,0 µg/L < Conc. ≤ 1000,0 µg/L
- Conc. > 1000,0 µg/L
- CORTE
- NÍVEL DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

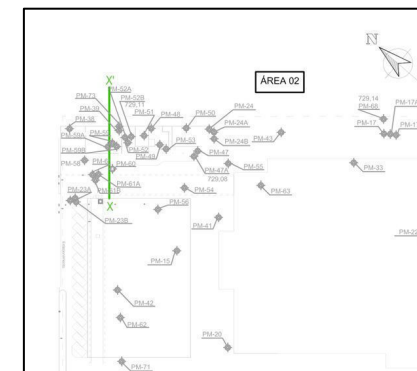
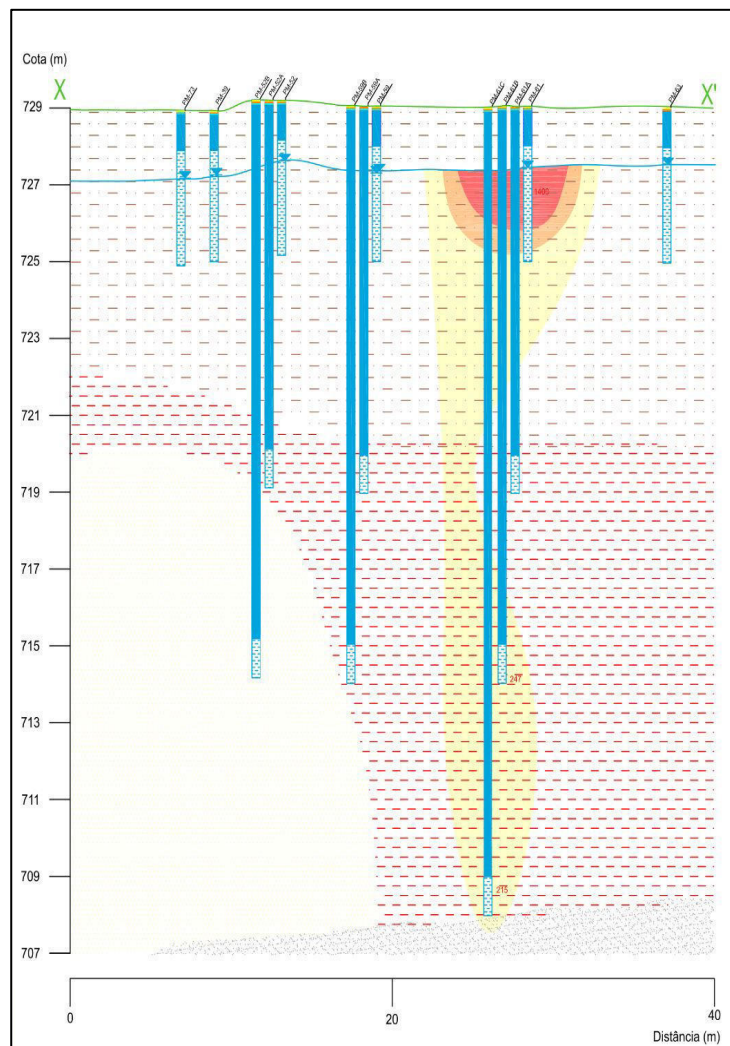


Área 02 - Veículos Comerciais

Abril de 2017



Abril de 2018



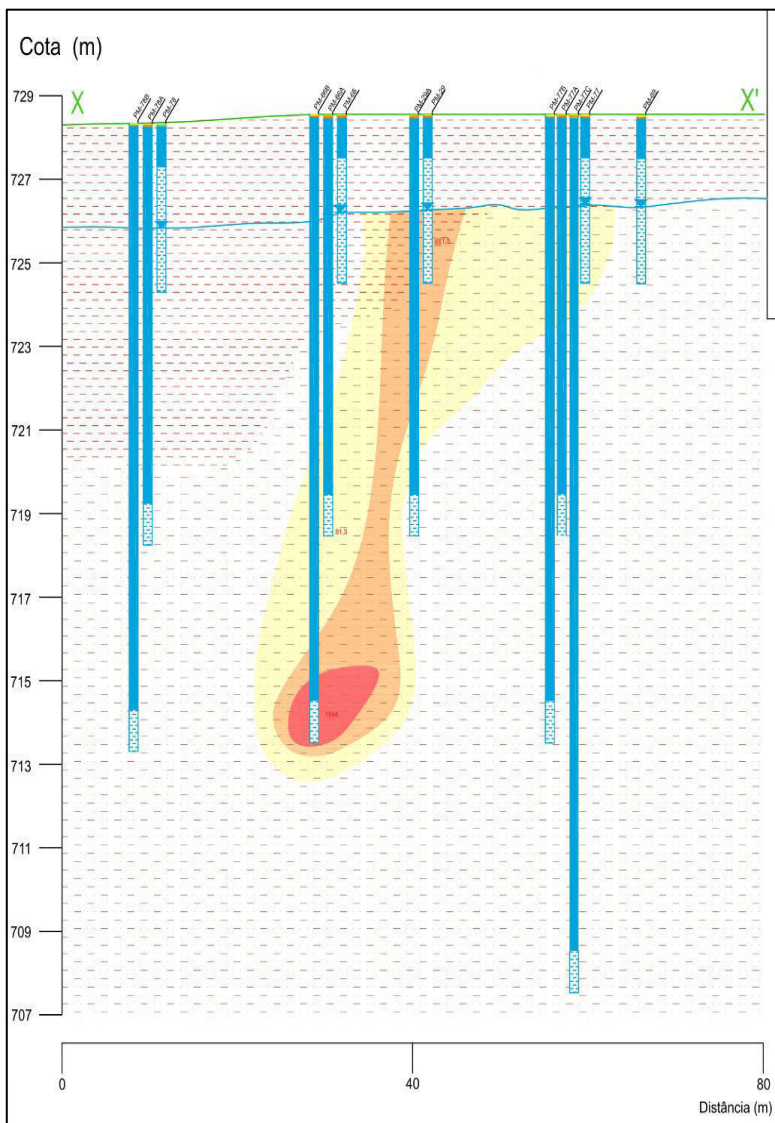
LEGENDA

- POÇO DE MONITORAMENTO
- 20 µg/L < Conc. ≤ 288 µg/L
- 288 µg/L < Conc. ≤ 345 µg/L
- Concentração > 345 µg/L
- CORTE
- NÍVEL DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

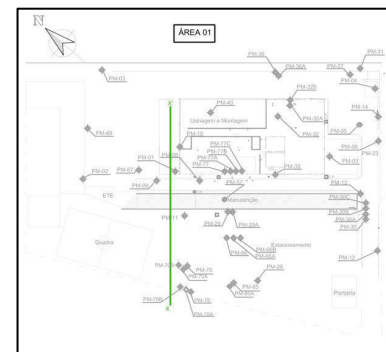
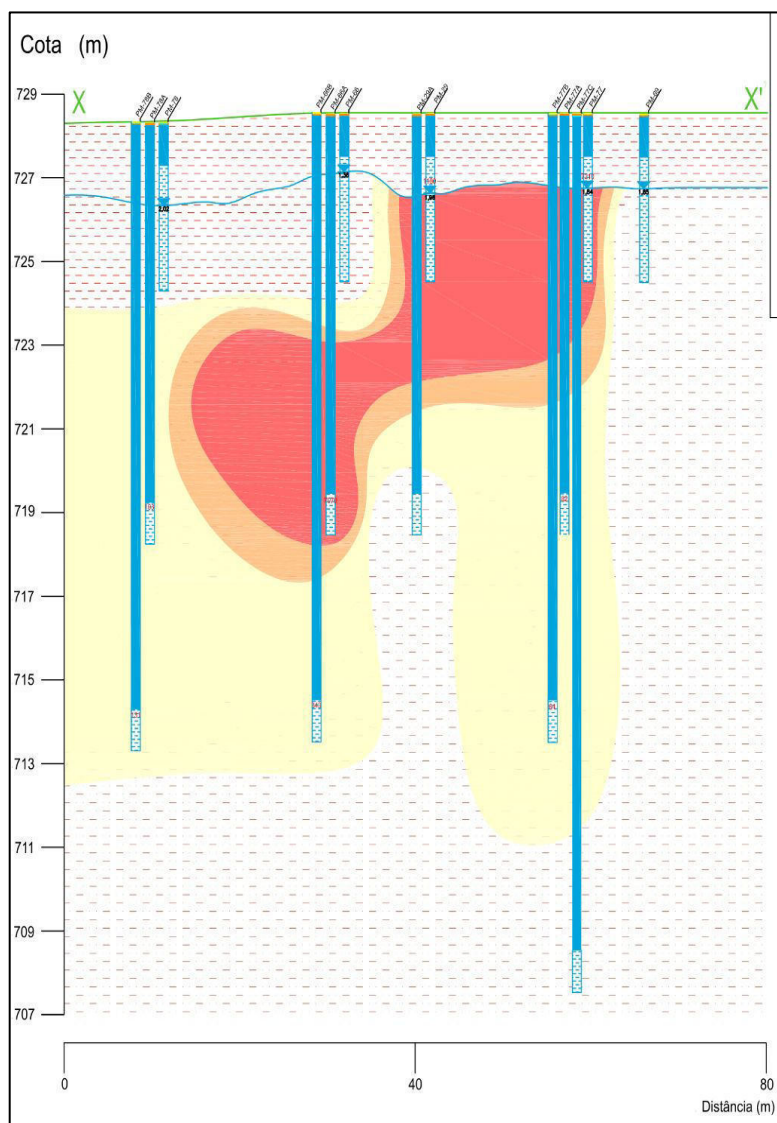


Área 01 - Veículos Ferroviários

Abril de 2017



Abril de 2018



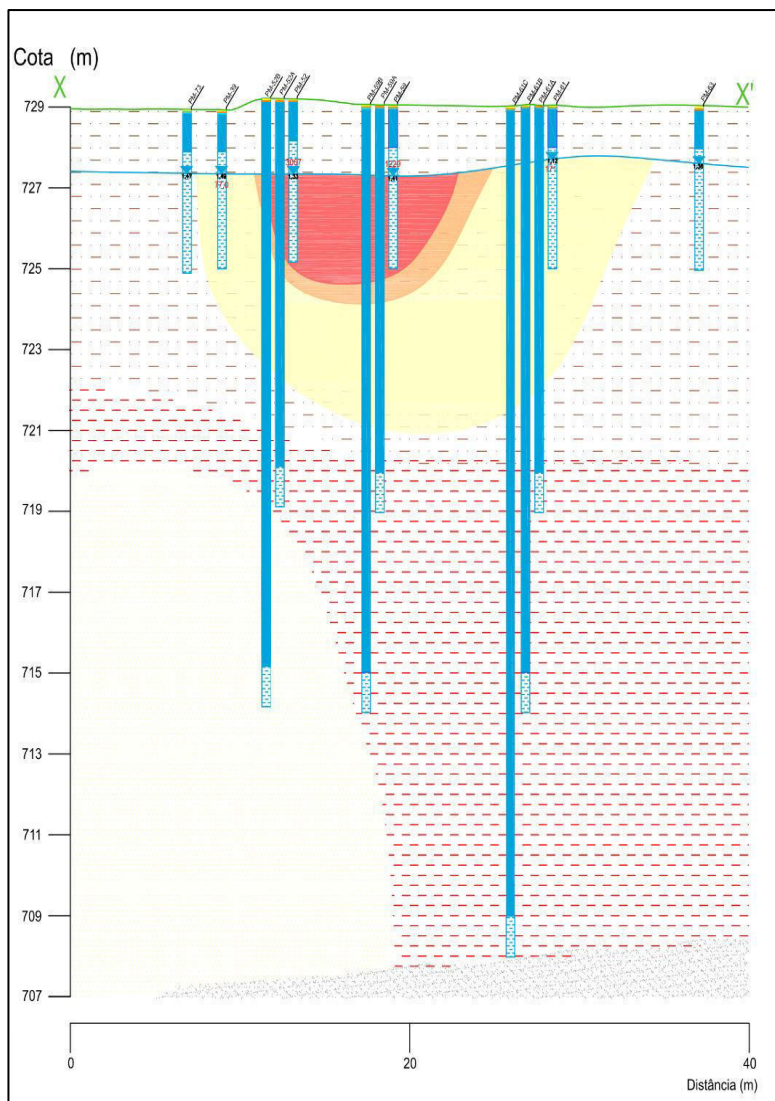
LEGENDA

- POÇO DE MONITORAMENTO
- 50,0 µg/L < Conc. ≤ 500,0 µg/L
- 500,0 µg/L < Conc. ≤ 1000,0 µg/L
- Conc. > 1000,0 µg/L
- CORTE
- NÍVEL DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

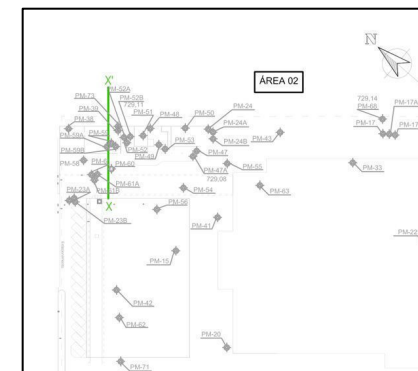
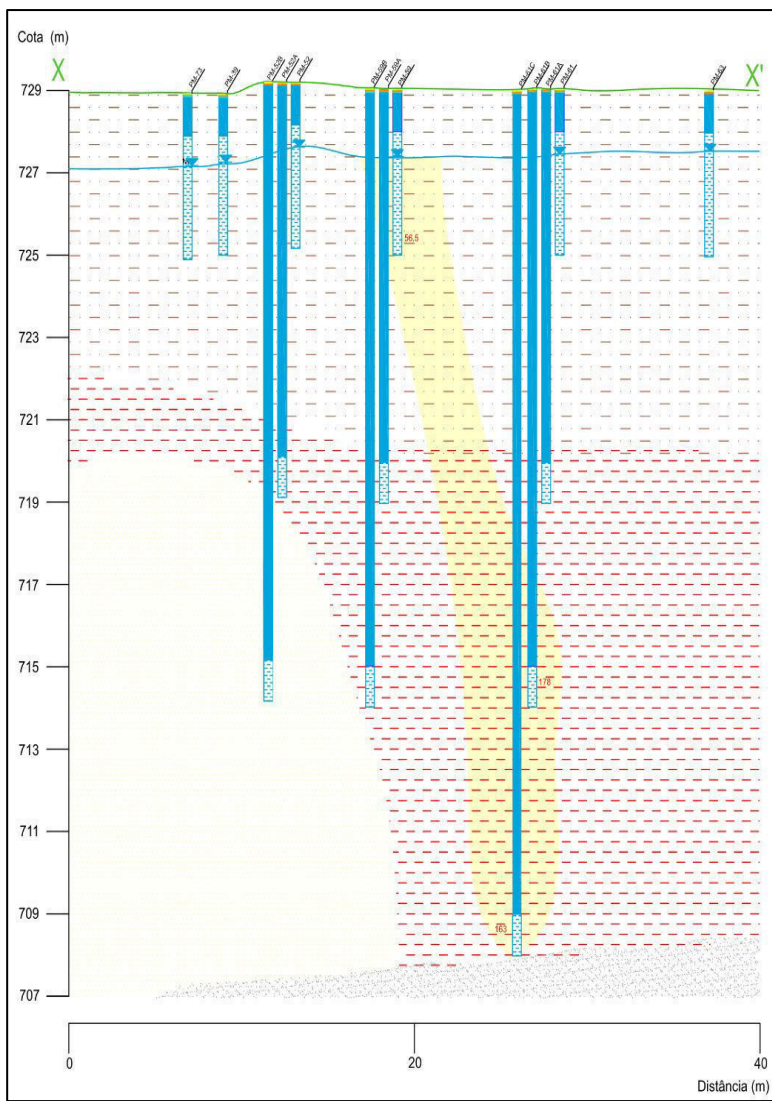


Área 02 - Veículos Comerciais

Abril de 2017



Abril de 2018



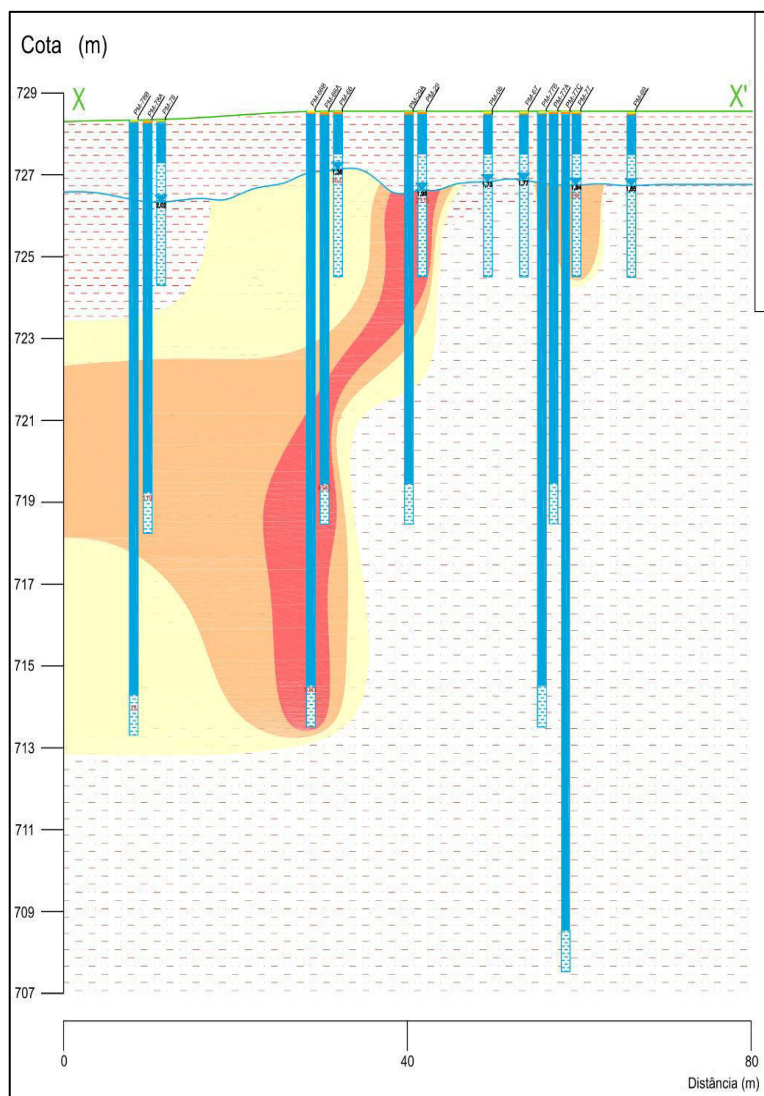
LEGENDA

- POÇO DE MONITORAMENTO
- 50,0 µg/L < Conc. ≤ 500,0 µg/L
- 500,0 µg/L < Conc. ≤ 1000,0 µg/L
- Conc. > 1000,0 µg/L
- CORTE
- NÍVEL DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

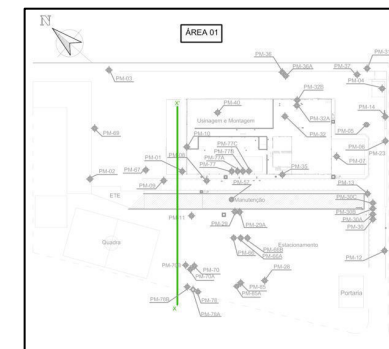
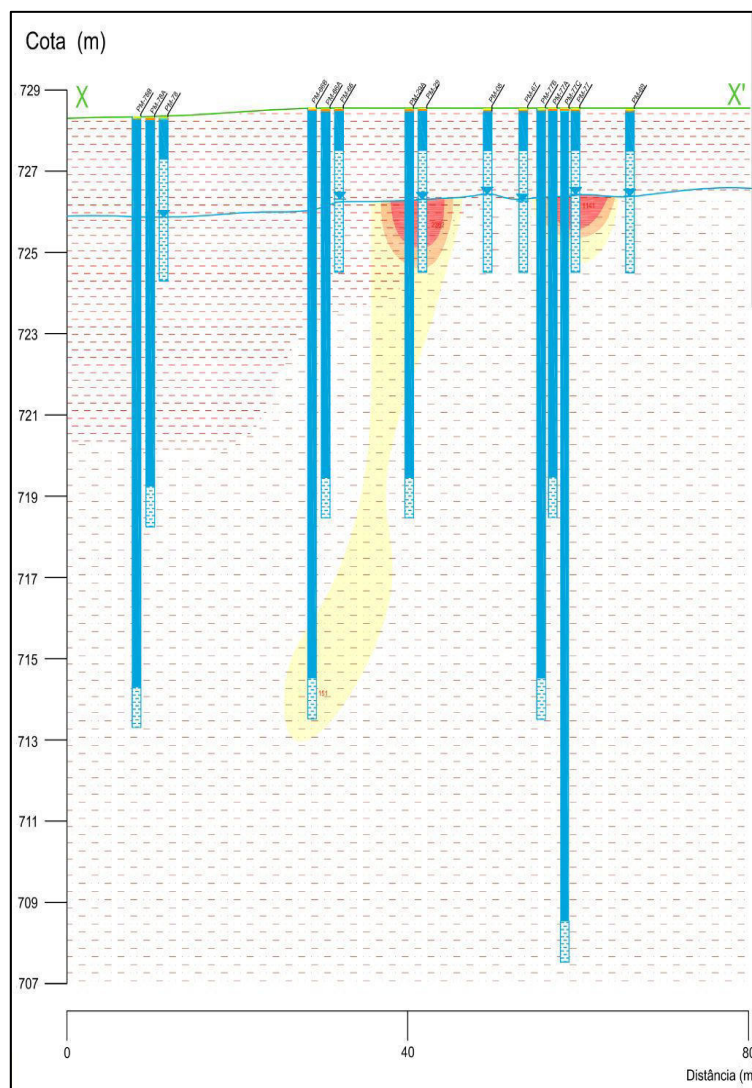


Área 01 - Veículos Ferroviários

Abril de 2017



Abril de 2018



LEGENDA

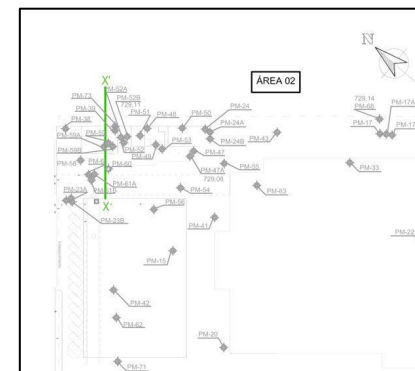
- POÇO DE MONITORAMENTO
- 2 µg/L < Conc. ≤ 93 µg/L
- 93 µg/L < Conc. ≤ 298 µg/L
- 298 µg/L < Conc. ≤ 3.100 µg/L
- Concentração > 3.100 µg/L
- CORTE
- NÍVEL DA ÁGUA SUBTERRÂNEA



Área 02 - Veículos Comerciais

Abril de 2017

Abril de 2018



LEGENDA

- POÇO DE MONITORAMENTO
- 2 µg/L < Conc. ≤ 93 µg/L
- 93 µg/L < Conc. ≤ 298 µg/L
- 298 µg/L < Conc. ≤ 3.100 µg/L
- Concentração > 3.100 µg/L

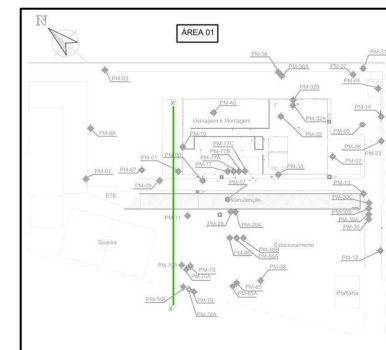
- CORTE
- NÍVEL DA ÁGUA SUBTERRÂNEA



Área 01 - Veículos Ferroviários

Abril de 2017

Abril de 2018



LEGENDA



POÇO DE MONITORAMENTO



Conc. > 53,0 µg/L



CORTE



NÍVEL DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

CÂMARA DE CALÇADA

REVESTIMENTO GEOMECÂNICO

FILTRO

CAP DE FUNDO

ANEXO D – Resultados analíticos de VOC para os poços que excedem o V.I.

Parâmetros	V.I. (µg/L)	CMA	PM-17							PM-23							PM-24						
			1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.	1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.	1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.
Cloreto de Vinila	2	298	<L.Q	6,2	<L.Q	7,0	<L.Q	<L.Q	<L.Q	114,0	80,0	79,8	51,1	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	3,1	<L.Q	11,8	<L.Q	<L.Q
1,1-Dicloroetano	53	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	
Cis-1,2-Dicloroetano	50*	-	<L.Q	5,3	4,7	4,0	<L.Q	<L.Q	<L.Q	434,0	22,0	3,9	28,4	<L.Q	<L.Q	<L.Q	14,0	18,0	18,7	79,6	<L.Q	54,0	55,4
Tricloroetano	20	345	<L.Q	<L.Q	1,0	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	37,0	<L.Q	<L.Q	2,0	<L.Q	<L.Q	<L.Q	5,5	7,1	7,0	16,6	<L.Q	<L.Q	<L.Q
Tetracloroetano	40	5.510	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	110,0	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	6,76	19,0	40,0	51,7	124	21,0	66,0	19,9

Parâmetros	V.I. (µg/L)	CMA	PM-33							PM-38							PM-39									
			1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.	1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.	1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.			
Cloreto de Vinila	2	298	1,4	<L.Q	2,3	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	20,0	24,0	12,0	29,4	<L.Q	<L.Q	12,8				
1,1-Dicloroetano	53	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q					
Cis-1,2-Dicloroetano	50*	-	1,9	<L.Q	2,1	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	16,4	472,0	254,0	116,0	99,0	24,0	77,0	48,5			
Tricloroetano	20	345	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	10,3	<L.Q	16,0	17,2	15,8	<L.Q	<L.Q	4,51			
Tetracloroetano	40	5.510	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	49,0	<L.Q	<L.Q	75,5	1248,0	1127,0	587,0	425,0	38,0	90,0	45,6

Parâmetros	V.I. (µg/L)	CMA	PM-42							PM-49							PM-51						
			1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.	1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.	1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.
Cloreto de Vinila	2	298	12,0	7,2	<L.Q	11,3	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	4,8	<L.Q	47,5	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	
1,1-Dicloroetano	53	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q		
Cis-1,2-Dicloroetano	50*	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	79,0	6,4	54,8	41,9	25,0	44,7	67,0	55,0	57,3	10,5	53,0	<L.Q	
Tricloroetano	20	345	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	6,7	1,2	5,4	4,0	<L.Q	<L.Q	<L.Q	11,0	9,4	16,0	3,9	10,0	<L.Q
Tetracloroetano	40	5.510	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	49,0	29	26,7	15,2	11,0	<L.Q	25,4	88,0	102,0	137	49,8	82,0	14,0

Parâmetros	V.I. (µg/L)	CMA	PM-52							PM-53							PM-54						
			1º Camp.	2º Camp.	3º Camp.	4º Camp.	5º Camp.	6º Camp.	7º Camp.	1º Camp.	2º Camp.	3º Camp.	4º Camp.	5º Camp.	6º Camp.	7º Camp.	1º Camp.	2º Camp.	3º Camp.	4º Camp.	5º Camp.	6º Camp.	7º Camp.
Cloreto de Vinila	2	298	33,0	1642,0	362	860	72,0	41,0	<L.Q	<L.Q	2,4	<L.Q	1,8	<L.Q	<L.Q	<L.Q	2,8	2,3	1,7	3,0	5,0	<L.Q	<L.Q
1,1-Dicloroetano	53	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	
Cis-1,2-Dicloroetano	50*	-	10730	40850	9020	10400	815	3067	<L.Q	11,0	11,0	5,0	13,3	<L.Q	12,0	11,7	3,7	1,7	<L.Q	2,2	<L.Q	<L.Q	<L.Q
Tricloroetano	20	345	208,0	2110,0	526	1070	35,0	16,0	<L.Q	3,3	3,7	2,5	4,9	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	
Tetracloroetano	40	5.510	420,0	912,0	3900	1630	124	89,0	24,7	36,0	35,0	22,0	37,7	6,0	<L.Q	8,85	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	

Parâmetros	V.I. (µg/L)	CMA	PM-55							PM-58							PM-58A						
			1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.	1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.	1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.
Cloreto de Vinila	2	298	62,0	18,0	8,9	2,3	6,0	<L.Q	<L.Q	400,0	159,0	1480	5570	185	<L.Q	541	-	-	-	-	-	<L.Q	498
1,1-Dicloroetano	53	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	8,8	<L.Q	<L.Q	18,4	<L.Q	<L.Q	11,0	-	-	-	-	-	<L.Q	<L.Q
Cis-1,2-Dicloroetano	50*	-	8,4	1,2	1,7	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	620,0	1756,0	10500	10300	<L.Q	539	3951	-	-	-	-	-	<L.Q	3936
Tricloroetano	20	345	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	220,0	34,0	760,0	26,9	<L.Q	52,0	624	-	-	-	-	-	<L.Q	638
Tetracloroetano	40	5.510	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	3600,0	285,0	5110,0	52,3	435	485	3421	-	-	-	-	-	19,0	3563

Parâmetros	V.I. (µg/L)	CMA	PM-59							PM-59A							PM-59B						
			1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.	1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.	1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.
Cloreto de Vinila	2	298	1560,0	3445,0	4350	6150	675	342	288	-	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	-	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q
1,1-Dicloroetano	53	-	11,0	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	-	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	-	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q
Cis-1,2-Dicloroetano	50*	-	3310,0	8694,0	15100	15000	535	1229	56,5	-	-	<L.Q	1,1	<L.Q	<L.Q	6,00	-	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	6,32
Tricloroetano	20	345	50,0	9,9	50,8	2160	<L.Q	<L.Q	<L.Q	-	-	1,2	<L.Q	<L.Q	<L.Q	3,92	-	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q
Tetracloroetano	40	5.510	116,0	15,0	95,4	8510	<L.Q	<L.Q	<L.Q	-	-	43,7	13,7	6,0	36,0	44,3	-	-	6,4	14,8	5,0	27,0	41,3

Parâmetros	V.I. (µg/L)	CMA	PM-60							PM-61							PM-61A						
			1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.	1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.	1ª Camp.	2ª Camp.	3ª Camp.	4ª Camp.	5ª Camp.	6ª Camp.	7ª Camp.
Cloreto de Vinila	2	298	30,0	80,0	31,7	224	91,0	27,0	151	107,0	171,0	64,5	817,0	<L.Q	<L.Q	<L.Q	-	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q
1,1-Dicloroetano	53	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	1,6	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	-	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q
Cis-1,2-Dicloroetano	50*	-	325,0	664,0	236	555	<L.Q	163	341	914,0	855,0	568,0	2890,0	53,0	171	<L.Q	-	-	2,3	8,7	<L.Q	<L.Q	<L.Q
Tricloroetano	20	345	63,0	121,0	46,3	84,4	<L.Q	<L.Q	7,83	276,0	241,0	288,0	1400,0	<L.Q	34,0	5,67	-	-	<L.Q	1,1	<L.Q	<L.Q	10,1
Tetracloroetano	40	5.510	100,0	168,0	67,0	178	10,0	10,0	45,5	13810	12769	16400	15200	600	1964	44,7	-	-	20,8	3,4	4,0	54,0	63,3

Parâmetros	V.I. (µg/L)	CMA	PM-61B							PM-61C							PM-73						
			1° Camp.	2° Camp.	3° Camp.	4° Camp.	5° Camp.	6° Camp.	7° Camp.	1° Camp.	2° Camp.	3° Camp.	4° Camp.	5° Camp.	6° Camp.	7° Camp.	1° Camp.	2° Camp.	3° Camp.	4° Camp.	5° Camp.	6° Camp.	7° Camp.
Cloreto de Vinila	2	298	-	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	27	-	-	5,2	21,4	21,0	<L.Q	25,5	-	-	2,7	9,4	<L.Q	<L.Q	<L.Q
1,1-Dicloroetano	53	-	-	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	-	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	-	-	<L.Q	<L.Q	<L.Q	<L.Q	
Cis-1,2-Dicloroetano	50*	-	-	-	9,7	36,1	<L.Q	<L.Q	178	-	-	35,1	2900,0	<L.Q	14,0	163	-	-	<L.Q	8,2	<L.Q	<L.Q	6,45
Tricloroetano	20	345	-	-	1,8	16,9	<L.Q	<L.Q	247	-	-	139,0	234,0	<L.Q	<L.Q	215	-	-	1,9	<L.Q	<L.Q	<L.Q	3,99
Tetracloroetano	40	5.510	-	-	27,6	21,9	<L.Q	24,0	1258	-	-	3090,0	259,0	<L.Q	<L.Q	1196	-	-	201,0	78,2	12,0	<L.Q	42,3