

Trabalho de Conclusão de Curso

Curso de Graduação em Geologia

**APLICAÇÃO DAS TÉCNICAS DE AMOSTRAGEM PASSIVA DE VAPORES E DE
ALTA RESOLUÇÃO PARA A IDENTIFICAÇÃO DE ORGANOCLORADOS: ESTUDO
DE CASO NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO**

Anna Beatriz Delbono Trivelato

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Cibele Carolina Montibeller

Co-orientador: Prof. Dr. Guillermo R. B. Navarro

Rio Claro (SP)

2021

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Instituto de Geociências e Ciências Exatas

Câmpus de Rio Claro

ANNA BEATRIZ DELBONO TRIVELATO

**APLICAÇÃO DAS TÉCNICAS DE AMOSTRAGEM
PASSIVA DE VAPORES E DE ALTA RESOLUÇÃO PARA
A IDENTIFICAÇÃO DE ORGANOCLORADOS : ESTUDO
DE CASO NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas -
Câmpus de Rio Claro, da Universidade
Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, para
obtenção do grau de Geólogo.

Rio Claro - SP

2021

T841a

Trivelato, Anna Beatriz Delbono

Aplicação das Técnicas de Amostragem Passiva de Vapores e de Alta Resolução para a Identificação de Organoclorados : Estudo de Caso no Município de São Paulo / Anna Beatriz Delbono Trivelato. -- Rio Claro, 2021

117 p.

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Geologia) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro

Orientadora: Cibele Carolina Montibeller

Coorientador: Guillermo Rafael Beltran Navarro

1. Gereciamento de áreas contaminadas por organoclorador. 2. Aplicação de métodos de varredura e alta resolução. 3. Amostragem passiva de vapores. 4. MIHPT. 5.

Vsorber. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

ANNA BEATRIZ DELBONO TRIVELATO

**APLICAÇÃO DAS TÉCNICAS DE AMOSTRAGEM
PASSIVA DE VAPORES E DE ALTA RESOLUÇÃO PARA
A IDENTIFICAÇÃO DE ORGANOCLORADOS: ESTUDO
DE CASO NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas -
Câmpus de Rio Claro, da Universidade
Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, para
obtenção do grau de Geólogo.

Comissão Examinadora

Prof^a. Dr^a. Cibele Carolina Montibeller (orientadora)

M.^a Camila Antenor Faria

Prof. Dr. Fabiano Tomazini da Conceição

Rio Claro, 08 de março de 2021


Assinatura do(a) aluno(a)


assinatura do(a) orientador(a)

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu querido pai, Valmir Trivelato, pois sem sua presença, suporte e amor, nada disso seria possível. À sua esposa Juliane Borscheid Trindade Trivelato, pela amizade, paciência, suporte e dedicação a nós. Ao meu irmão, Pedro Gabriel Delbono Trivelato, pelo companheirismo. Aos meus queridos avós Amélia da Conceição dos Santos Delbono, José Delbono, Jair Pedro Trivelato (*in memoriam*) e Cilene Nozari Trivelato (*in memoriam*) pelos ensinamentos de vida e por sempre nos incentivar a trilhar caminhos de honestidade, dedicação e estudo. Aos meus familiares, pelas vivências nesta vida.

Ao meu querido companheiro e amigo, Rodrigo Faustini dos Santos, pela sua atenção, compreensão e carinho. À minha querida amiga Priscila Wetzel por caminhar comigo nesta vida. E a todos os meus queridos amigos que iniciaram, compartilharam e concluíram este ciclo comigo.

À Elisa Moura, pois sem seu apoio, sua dedicação e seus ensinamentos este trabalho não seria possível. À Camila Antenor Faria, por compartilhar seus conhecimentos, sua amizade e paciência. Ao Alexande Chiarini, pelos ensinamentos e por tornar possível este projeto.

Aos meus orientadores Prof^a. Dr^a. Cibele Carolina Montibeller e Prof. Dr. Guillermo R. B. Navarro, por me apoiarem, incentivarem e acreditarem em meu potencial.

À UNESP, a todos os seus colaboradores e à sociedade brasileira, os quais juntos tornaram possível a minha formação.

À minha querida amiga Lucia Wetzel (*in memoriam*) e a todas as mulheres que direta ou indiretamente tornaram possível esta trajetória.

RESUMO

Uma área contaminada pode ser definida como local onde há comprovadamente poluição ou contaminação, dada pela introdução de quaisquer substâncias (antrópica ou natural), que se propaguem e alterem a qualidade e as características naturais do ar, do solo e/ou da água subterrânea, gerando, desta forma, impactos negativos e/ou riscos sobre a saúde e o bem-estar da população, da fauna e da flora e dos demais bens a proteger. No estado de São Paulo, os procedimentos para a proteção da qualidade dos solos e das águas subterrâneas são guiados pela Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 07 de fevereiro de 2017, estabelecidas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo-CETESB. Dentre estas diretrizes estão as etapas de diagnóstico, as quais quando realizadas de maneira adequada vão predizer se determinada área contaminada terá uma recuperação adequada, integral, economicamente viável e ambientalmente segura. Para tanto, esta monografia apresenta e utiliza duas diferentes metodologias de investigação, sendo elas a de varredura (a partir da amostragem passiva de vapores, com o amostrador Vsorber®) e a de alta resolução (utilização da ferramenta MIHPT), na identificação e caracterização de contaminações por organocloradas no solo e na água subterrânea de uma antiga indústria têxtil, localizada no município de São Paulo (SP). Os resultados obtidos demonstraram que a área se encontra contaminada por Tetracloroetano, Tricloroetano, Cis e Trans-1,2-Dicloroetano, 1,1-Dicloroetano e Cloreto de Vinila nas porções rasas do aquífero, abrangido pelos litotipos argilosos e arenosos quaternários (onde há maior fluxo das águas subterrâneas). Além disso, observou-se lenta migração desses contaminantes para porções mais profundas do aquífero, abrangidas pelas camadas argilosas da Formação Resende (Bacia Sedimentar de São Paulo). É possível afirmar que os resultados obtidos pelo uso de ambas as técnicas foram determinantes para se obter um modelo conceitual mais representativo da área de interesse, além de permitirem a identificação dos principais focos de contaminação por organoclorados na área; fornecerem informações sobre a geologia e hidrogeologia local; e aumentarem a eficiência e eficácia do diagnóstico ambiental e, consequentemente, do próprio Gerenciamento de Áreas Contaminadas.

Palavras-Chave: Contaminação; Gerenciamento de Áreas Contaminadas; Organoclorados; MIHPT; Vsorber®; Alta resolução; Amostragem passiva de vapores.

ABSTRACT

A contaminated area can be defined as a place where there is proven pollution or contamination, given by the introduction of any substances (anthropic or natural), that propagate and alter the quality and the natural characteristics of the air, soil and groundwater, thus generating negative impacts and / or risks on the health and well-being of the population, fauna and flora and other assets to be protected. In the state of São Paulo, the procedures for the protection of the quality of soils and groundwater are guided by Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, of February 7, 2017, established by the Environmental Company of the State of São Paulo-CETESB. Among these guidelines are the steps of diagnosis, which when properly performed will predict whether a contaminated area will have an adequate, comprehensive, economically viable and environmentally safe recovery. For this purpose, this dissertation presents and uses two different research methodologies, these being "screening" (made via passive sampling of vapors, with the Vsorber® sampler) and high resolution (using the MIHPT tool), as part of the identification and characterization of contamination by organochlorines in the soil and groundwater of an old textile industry, located in the city of São Paulo (SP). The results obtained showed the contamination of the area by Tetrachloroethene, Trichlorethene, Cis and Trans-1,2-Dichloroethene, 1,1-Dichloroethene and Vinyl Chloride in the shallow portions of the aquifer, covered by the quaternary clay and sandy lithotypes (where there is greater flow groundwater). In addition, the migration of these contaminants was observed, occurring in a slower way, to deeper portions of the aquifer, covered by the clay layers of the Resende Formation. It is possible to affirm that the results obtained by the use of both techniques were decisive to obtain a conceptual model more representative of the area of interest, in addition to allowing the identification of the main sources of contamination by organochlorines in the area; to provide information on local geology and hydrogeology; and to increase the efficiency and effectiveness of the environmental diagnosis and, consequently, of the Management of Contaminated Areas.

Keywords: Contamination; Management of Contaminated Areas; Organochlorines; MIHPT; Vsorber®; High resolution; Passive Soil Gas Survey.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1-Esquematisação da poluição ocorrida a partir de solventes clorados	9
Figura 2 – Exemplos da distribuição espacial das plumas de contaminação afetadas pelos quatro processos de transporte e destino	10
Figura 3 – Processos de biotransformação do Tetracloroetano (PCE).....	15
Figura 4 - Amostrador Vsorber®	30
Figura 5 – Instalação do amostrador.....	31
Figura 6 – Esquematisação dos amostradores Vsorber® instalados em solo e no asfalto, respectivamente	31
Figura 7 - Membrane Interface Probe (MIP) combinada com o Hydraulic Profiling Tool (HPT) e o sensor de condutividade elétrica do solo (CE).....	32
Figura 8 – Aplicação da técnica MIHPT em campo	33
Figura 9 - Princípio da operação do MIP	34
Figura 10 - Sistema de detecção do MIP com três sensores: PID, FID e XSD.....	36
Figura 11 – Área em estudo e contaminações identificadas na água subterrânea em investigações pretéritas.....	40
Figura 12 - Contexto geológico regional do Rift Continental do Sudeste do Brasil (RCSB) ..	41
Figura 13 – Quadro Litoestratigráfico e Evolução Tectono-Sedimentar do Segmento Central do RCSB.....	42
Figura 14 – Mapa Geológico da Bacia de São Paulo	43
Figura 15 – Correlação entre sedimentação quaternária no Município de São Paulo, idades, paleoclimas e paleovegetação.....	47
Figura 16 – Esquematisação do Aquífero São Paulo	50
Figura 17 – Capacidade específica do Sistema Aquífero Sedimentar (SAS).....	50
Figura 18 – Mapa potenciométrico obtido para o avaliado	51
Figura 19 – Malha dos amostradores Vsorber® instalados.....	53
Figura 20 – Mapeamento dos compostos organoclorados - PCE, TCE e 1,2-DCE	59
Figura 21 – Mapeamento dos compostos organoclorados – 1,1-DCE, CV e totais	60
Figura 22 – Localização das sondagens MIHPT, com base na investigação passiva de vapores	62
Figura 23- Resultado dos sensores MIP na zona não saturada.....	70
Figura 24 - Resultado dos sensores MIP na zona saturada.....	71
Figura 25 - Integração dos resultados obtidos para a zona não saturada.....	75

Figura 26 - Integração dos resultados obtidos para a zona saturada	76
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Contaminantes orgânicos e inorgânicos comuns encontrados no ambiente.....	4
Tabela 2 - Propriedades físicas dos compostos de interesse	13
Tabela 3 Valores orientadores para as substâncias em estudo (CETESB- DD 256/2016/E)...	27
Tabela 4 - Resultados analíticos obtidos para os Vsorber® - Organoclorados	55
Tabela 5 - Resultados analíticos obtidos para os Vsorber® - Organoclorados (Continuação)	56
Tabela 6 – Resultados analíticos obtidos para os Vsorber® - Organoclorados (Continuação)	57
Tabela 7 – Resultados analíticos obtidos para os Vsorber® - Organoclorados (Continuação)	58
Tabela 8 – Locação e justificativas das sondagens MIHPT	61
Tabela 9 - Resultados dos sensores MIP – Zona não saturada.....	64
Tabela 10- Resultados dos sensores MIP – Zona saturada.....	65
Tabela 11- Resultado das análises químicas das amostras de solo.....	73
Tabela 12- Resultado das análises químicas das amostras de água subterrânea	73
Tabela 13- Resultado das análises químicas das amostras de água subterrânea (continuação)	74
Tabela 14 – Vantagens e limitações dos métodos empregados.....	80

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	1
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1.	Conceitos Gerais.....	3
2.2.	Compostos Organoclorados.....	12
2.2.1.	Tetracloroetano	14
2.2.2.	Tricloroetano.....	15
2.2.3.	1,2-Dicloroetano	16
2.2.4.	1,1-Dicloroetano	18
2.2.5.	Cloreto de Vinila.....	19
2.3.	Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Estado de São Paulo	20
2.3.1.	Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação.....	21
2.3.2.	Priorização de Áreas com Potencial de Contaminação	21
2.3.3.	Avaliação Preliminar	22
2.3.4.	Investigação Confirmatória.....	24
2.3.5.	Investigação Detalhada	25
2.3.6.	Avaliação de Risco	26
2.3.7.	Valores Orientativos para os Organoclorados Identificados na Área Avaliada	27
2.4.	Fundamentação dos métodos aplicados.....	28
2.4.1.	Técnica de Investigação Passiva de Vapores - <i>Passive Soil Gas Survey</i> (PSGS)	29
2.4.2.	Técnica de Investigação: Sondagens de Alta Resolução (MIHPT).....	32
3	CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO	38
3.1.	Histórico Ambiental.....	38
3.2.	Aspectos Geológicos	41
3.2.1.	Contexto Geológico Regional.....	41
3.2.1.1.	Bacia de São Paulo	41
3.2.1.2.	Coberturas Quaternárias: Depósitos Aluviais	45

3.2.1.3. Depósitos Tecnogênicos: Aterro	48
3.2.2. Contexto Geológico Local	48
3.3. Aspectos Hidrogeológicos	49
3.3.1. Aspectos Hidrogeológicos Regionais	49
3.3.2. Aspectos Hidrogeológicos Locais	51
4 INVESTIGAÇÕES REALIZADAS E RESULTADOS OBTIDOS	52
4.1. Investigação Passiva de Vapores do Solo.....	52
4.1.1. Atividade de Campo	52
4.1.2. Resultados Obtidos	53
4.2. Investigação pelo Método de Alta Resolução (MIHPT)	61
4.2.1. Atividade de Campo	62
4.2.2. Resultados Obtidos	63
4.2.2.1. Interpretação dos Perfis EC e HPT	66
4.2.2.2. Interpretação das Respostas dos Sensores MIP	67
5 INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	72
5.1. Vantagens e Limitações dos Métodos Empregados	79
6 CONCLUSÕES	81
7 REFERÊNCIAS	84
ANEXOS	90
ANEXO A – PERFIS MIHPT	91
ANEXO B – SEÇÕES E RESULTADOS HPT, EC E DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA.....	104
ANEXO C – SEÇÕES E RESULTADO DOS SENSORES PID, FID E XSD	107
ANEXO D – INTEGRAÇÃO DOS RESULTADO MIHPT E PLUMAS DE CONTAMINAÇÃO.....	109

1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

Uma área contaminada pode ser definida como local onde há comprovadamente poluição ou contaminação, dada pela introdução de quaisquer substâncias (antrópica ou natural), que se propaguem e alterem a qualidade e as características naturais do ar, do solo e/ou da água subterrânea, gerando, desta forma, impactos negativos e/ou riscos sobre a saúde e o bem-estar da população, da fauna e da flora e dos demais bens a proteger (CETESB, 2020b).

Na atividade industrial, particularmente, a contaminação ocorre comumente por eventos não previstos como derramamentos e/ou vazamentos e pelo acondicionamento e/ou manejo inadequados de substâncias potencialmente contaminadoras, assim como por lançamentos industriais de efluentes líquidos e resíduos sólidos (JURAS, 2015). Um dos principais contaminantes antrópicos pós-industriais são as substâncias organocloradas (PEPPER *et al.*, 2006).

No estado de São Paulo, os procedimentos para a proteção da qualidade dos solos e das águas subterrâneas são guiados pela Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 07 de fevereiro de 2017, estabelecidas pela Companhia Ambiental do Estado do São Paulo-CETESB. Esta decisão prevê as principais diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas no estado, fundamentando-se a partir da redução, para níveis aceitáveis, os riscos a que estão sujeitos a população e o meio ambiente, a partir de sua exposição às substâncias provenientes de áreas contaminadas. Para tanto, são realizadas medidas que assegurem o conhecimento das características dessas áreas e dos riscos e danos decorrentes da contaminação, proporcionando os instrumentos necessários à tomada de decisão quanto às formas de intervenção mais adequadas.

Dentre estas diretrizes estão as etapas de diagnóstico (avaliação ambiental preliminar, avaliação ambiental confirmatória, detalhada e avaliação de risco), as quais quando realizadas de maneira adequada vão predizer se determinada área contaminada terá uma recuperação adequada, integral, economicamente viável e ambientalmente segura. Neste panorama torna-se necessária a aplicação de técnicas e metodologias que possibilitem, de maneira eficaz, uma melhor compreensão dos aspectos físicos e geoquímicos da área avaliada, visando o sucesso do diagnóstico e, conseqüentemente, do plano de intervenção e remediação (SANTOS *et al.*, 2015).

Para áreas com incertezas quanto à identificação, caracterização e localização de áreas fontes e/ou das fontes potenciais de contaminação por compostos orgânicos voláteis (VOCs), bem como quando há complexidade associadas ao meio físico e à distribuição dessas substâncias químicas de interesse, a CETESB, por meio da Decisão de Diretoria supramencionada, estabelece a aplicação de metodologias do tipo varredura (ou *screening*) e de alta resolução. Cita-se, no entanto, que não existem, no Brasil, diretrizes específicas relacionadas a estes métodos (ou técnicas) de investigação (MILANI, 2017).

Nesse contexto, esta monografia tem como objetivo principal apresentar e utilizar duas diferentes metodologias de investigação, sendo elas a de varredura (a partir da amostragem passiva de vapores, com o amostrador Vsorber®) e a de alta resolução (utilização da ferramenta MIHPT), na identificação e caracterização de contaminações por organocloradas no solo e na água subterrânea de uma antiga indústria têxtil, localizada no município de São Paulo (SP). Além disso, visa discutir as vantagens e limitações dos métodos supramencionados.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Conceitos Gerais

A poluição pode ser definida como a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que, direta ou indiretamente, possuam efeitos deletérios para com a saúde, a segurança e o bem-estar da população; que criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; que afetem negativamente a biota; que impactem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e, por fim, que lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1981).

Além disso, segundo Pepper *et al.* (2006), a poluição se traduz pela existência de contaminantes e/ou poluentes no meio-ambiente. Os contaminantes (ou poluentes) são compostos (ou elementos químicos), entidades biológicas, material particulado e/ou energia, que podem ocorrer nos estados sólidos, líquidos ou gasosos, os quais têm potencial de provocar degradação da qualidade ambiental (poluição). São resultantes de resíduos produzidos a partir da atividade de organismos vivos (especialmente seres humanos) ou a partir de processos naturais.

Para o real entendimento da poluição e seus efeitos no meio ambiente e na saúde humana, torna-se necessário definir o tipo e natureza dos contaminantes que ali agem (discutida no **item 2.2**), os processos físico-químicos atrelados a sua ocorrência e seu comportamento no meio físico (solo, água e ar).

Neste capítulo serão discutidos os conceitos básicos de contaminação (voltados, principalmente, para a contaminação dos solos e águas subterrâneas) e para tanto, serão utilizados, prioritariamente, os conhecimentos apresentados no livro “*Environmental and Pollution Science*” (2ªed.), de Ian L. Pepper, Charles P. Gerba e Mark L. Brusseau.

Cita-se que os autores consideram que o material subsuperficial e, conseqüentemente, o tipo de aquífero, é composto por “solo”, ou seja, abrangido por material granular e inconsolidado. Não são especificadas composições químicas e litológicas. Sendo assim, sua aplicabilidade, de modo abrangente, é voltada para aquíferos granulares, os quais podem também compreender sedimentos não consolidados e rochas sedimentares, em que caracteristicamente a água fica retida nos espaços entre os grãos. Este tipo de aquífero contrapõe-se aquele denominado fraturado, cuja formação está associada principalmente ao fraturamento de rochas ígneas e

metamórficas. Neste caso, o fluxo e disposição das águas, e consequentemente dos contaminantes, em subsuperfície, são bastante distintos e, por vezes, de maior complexidade. A área em estudo insere-se no contexto de um aquífero granular, cujas características particulares serão discutidas posteriormente, no entanto corroboram com os processos, definições e embasamentos explorados a seguir.

Os processos que levam a geração de poluição podem ser ocasionados por ação “natural” ou antrópica. Os processos naturais ocorrentes são, por exemplo, a dissolução de arsênio de rochas para as águas superficiais e/ou subterrâneas. Já aqueles resultantes das atividades humanas estão intimamente ligados à industrialização, à mineração, à agricultura, ao mau gerenciamento ou descarte irregular de resíduos e/ou derramamento acidental de produtos químicos no solo, como os solventes clorados ou hidrocarbonetos de petróleo.

Historicamente, a contaminação antrópica pós-industrial resultou na formação de resíduos estranhos aos ecossistemas naturais e menos sujeitos à degradação. Alguns dos principais contaminantes encontrados no meio ambiente, principalmente por ação antrópica, e sua frequência de ocorrência encontram-se na **Tabela 1**.

Tabela 1 - Contaminantes orgânicos e inorgânicos comuns encontrados no ambiente

Classe	Frequência
Gasolina; Óleo Combustível	Muito frequente
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos	Comum
Creosoto	Pouco frequente
Álcoois; Cetonas; Ésteres	Comum
Ésteres	Comum
Organoclorados ou Hidrocarbonetos Clorados	Muito frequente
Éteres Difenílicos Polibromados (PBDEs)	Pouco frequente
Bifenilos policlorados (PCBs)	Pouco frequente
Nitroaromáticos (TNT)	Comum
Metais (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)	Comum
Nitrato	Comum

Fonte: Adaptado de Pepper *et al.* (2006)

O solo, a água e o ar desempenham um papel fundamental no destino final dos poluentes. Todas as fontes de poluição são inicialmente liberadas ou despejadas em uma dessas fases. À medida que os contaminantes interagem com o meio ambiente, eles sofrem alterações físico-químicas e, ao fim, são incorporados a estes meios. Todavia, em alguns casos, processos naturais podem aumentar a toxicidade dos poluentes. A exemplo têm-se os compostos orgânicos em solo ou água, os quais, muitas vezes, não são eles próprios cancerígenos, no entanto podem ser convertidos microbialmente em substâncias cancerígenas. Outros compostos, mesmo aqueles que normalmente não são considerados poluentes, podem causar contaminação se forem adicionados ao meio em quantidades que resultem em altas concentrações dessas substâncias.

Segundo os autores, o destino de um contaminante específico no meio físico está em função da combinação dos processos de advecção, dispersão, transferência de massa entre fases e reações de transformação química (**Figura 01**).

A advecção é o transporte de matéria através do movimento de um fluido. Substâncias contaminantes dissolvidas na água serão transportadas por ela à medida que flui através (infiltração) ou acima (escoamento superficial) do solo. Se a substância contaminante for inerte, o transporte se dá à velocidade média do solvente e na direção das linhas de fluxo. Assim sendo, as medições referentes a velocidade das águas subterrâneas são importantes para estudos hidrogeológicos e aplicações de monitoramento ambiental, incluindo a previsão da taxa de movimento de contaminantes. Existem várias técnicas disponíveis para determinar as velocidades de fluxo das águas subterrâneas no campo. Isso inclui estimativas baseadas na Lei de Darcy, medidores de vazão e testes de rastreamento. Uma estimativa da velocidade da água subterrânea, aplicada principalmente a aquíferos granulares, pode ser obtida usando-se a Lei de Darcy:

$$v = q/n = (K \Delta h / \Delta l) / n$$

Em que “v” é a velocidade média da água; “q” é a velocidade de Darcy; “n” é porosidade; “K” é condutividade hidráulica; e “h / l” é o gradiente hidráulico.

Além disso, para a caracterização hidrogeológica e, conseqüentemente do fluxo das águas subterrâneas em um aquífero, faz-se necessária a construção de mapas potenciométricos. Estes mapas são elaborados plotando-se os valores de cargas hidráulicas de todos os poços em

um mapa base e delineando-se linhas equipotenciais. É a partir deles que se torna possível inferir a magnitude do gradiente hidráulico e a direção do fluxo das águas subterrâneas.

A dispersão representa a disseminação da matéria sobre o centro da massa contaminante. Em suma, à medida que uma massa de contaminação (chamada comumente de “pluma”) se move por advecção, seu tamanho aumenta devido à dispersão. Assim, a pluma “cresce” à medida que se move. A propagação é causada pela difusão molecular e dispersão hidrodinâmica. A difusão molecular decorre de gradientes de concentração do contaminante no domínio do fluxo. A substância tende a migrar das regiões de maior concentração para as de menor concentração. Este processo independe da velocidade do fluido, porém é influenciado pela turbulência (mistura mecânica). Já a dispersão hidrodinâmica se dá pela diferença de velocidade de fluxo nos canais (vazios) do solo, fazendo com que a solução se disperse. Substâncias contaminantes podem residir em várias fases do ambiente, como no ar (atmosfera e fase vapor do solo), na água e associadas a partículas do solo.

A transferência de massa envolve a transferência de matéria entre fases (sólida, líquida ou gasosa) em resposta aos gradientes de potencial químico ou, simplesmente, gradientes de concentração. Os principais processos de transferência de massa são: dissolução, evaporação, volatilização e sorção. A transferência de moléculas de seu estado puro para a água é chamada dissolução. Por exemplo, quando inserido um líquido orgânico imiscível (como um solvente de limpeza) em contato com a água, isto resultará na transferência de algumas das moléculas de líquido orgânico para ela. É desta maneira que a água se torna poluída por um contaminante. A quantidade de moléculas ou íons contaminantes que se dissolverão na água é governada por sua solubilidade aquosa. Um aspecto crítico da solubilidade é como ela se compara aos níveis de ação da poluição do contaminante. Por exemplo, a solubilidade aquosa de tricloroetano (um solvente de limpeza clorado) é de aproximadamente 1 g / L. Isso é muito baixo em comparação com muitos outros compostos, no entanto, o nível máximo de contaminante para o tricloroetano, segundo CETESB (2016), é de 0,00002 g / L. Assim, não é preciso muito tricloroetano para poluir a água.

A evaporação de um composto envolve a transferência da fase líquida pura ou sólida pura para a fase gasosa. A evaporação pode ser um processo de transferência importante quando o contaminante em fase pura está presente na zona não saturada do solo, de modo que as moléculas contaminantes evaporem dele. A pressão de vapor de um contaminante é a pressão

de sua fase gasosa em equilíbrio com a fase sólida ou líquida e é um índice do grau em que o composto irá evaporar.

A volatilização é a transferência de contaminantes entre as fases da água e do gás. A volatilização é diferente da evaporação, que especifica a transferência de moléculas da fase pura para a fase gasosa. Por exemplo, a transferência de moléculas de benzeno de um tanque de gasolina para a atmosfera é evaporação, enquanto a transferência de moléculas de benzeno da água (onde estão dissolvidas) para a atmosfera é a volatilização. A pressão de vapor e a constante de Henry de um composto nos dá uma ideia aproximada da extensão em que um composto se volatiliza. Quanto maior a sua pressão de vapor, ou de sua constante de Henry, mais volátil é a substância. A volatilização é um componente importante do transporte e remediação de contaminantes orgânicos voláteis na zona não saturada do solo.

A sorção também influencia o transporte de muitos contaminantes no meio ambiente. A definição mais ampla de sorção (ou retenção) é a associação de moléculas contaminantes com a fase sólida do meio poroso (por exemplo, partículas do solo). A sorção pode ocorrer por vários mecanismos, dependendo das propriedades do contaminante e do sorvente. Um impacto crítico da sorção é que ela diminui ou retarda a taxa de movimento de determinados contaminantes. Enquanto os grãos do solo estiverem imóveis, as moléculas contaminantes, quando absorvidas pelos grãos, também o ficarão. Assim, contaminantes que absorvem se moverão mais lentamente que a velocidade média da água. Por outro lado, contaminantes que não absorvem geralmente se movem na mesma velocidade que a água. Segundo Wiedemeier, *et al.* (1999) *apud* Fanti (2015), em geral, a fração orgânica presente nos aquíferos tende a controlar a sorção dos contaminantes orgânicos. Para quantificar tal tendência em compostos orgânicos, usa-se a fórmula:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

Em que “ K_{oc} ” é o coeficiente de partição normalizado pelo carbono orgânico e “ f_{oc} ” a fração de carbono orgânico.

O K_{oc} (coeficiente solo-água ou o coeficiente de adsorção) mede a tendência de um composto orgânico ser adsorvido por solos e sedimentos. Quando maior o K_{oc} e o K_d , maior será a adsorção dos contaminantes e, conseqüentemente, menor será sua migração.

Além da fração orgânica, a quantidade de argilominerais influencia na sorção de determinado composto pela matriz do aquífero. Isto se dá, segundo Derisio (2012), devido ao fato de a maior parte dos coloides minerais e orgânicos, que têm carga negativa, ter a capacidade de fixar de maneira reversível os cátions dissolvidos na água. Dessa forma, as partículas de minerais coloidais que formam as argilas, as quais são negativamente carregadas, podem adsorver cátions.

Já as reações de transformação incluem qualquer processo pelo qual a natureza físico-química de um produto químico é alterada. Ou seja, compostos iniciais (parentais), transformam-se em compostos secundários de degradação (produtos filhos). Exemplos incluem a biotransformação (metabolismo por organismos), hidrólise (interação com moléculas de água) e decaimento radioativo. A suscetibilidade de um contaminante a essas reações de transformação depende muito de sua estrutura molecular (orgânica) ou especiação (inorgânica). Por exemplo, os hidrocarbonetos clorados são geralmente mais resistentes à biodegradação do que os hidrocarbonetos não clorados. Um impacto crítico das reações de transformação no transporte e no destino é que a massa do contaminante original é reduzida. Isto pode ter um efeito positivo, à medida que há redução da quantidade de poluentes presente no meio ambiente, todavia, em alguns casos, pode resultar em um impacto negativo, quando, por exemplo, a reação de transformação produz um composto mais perigoso.

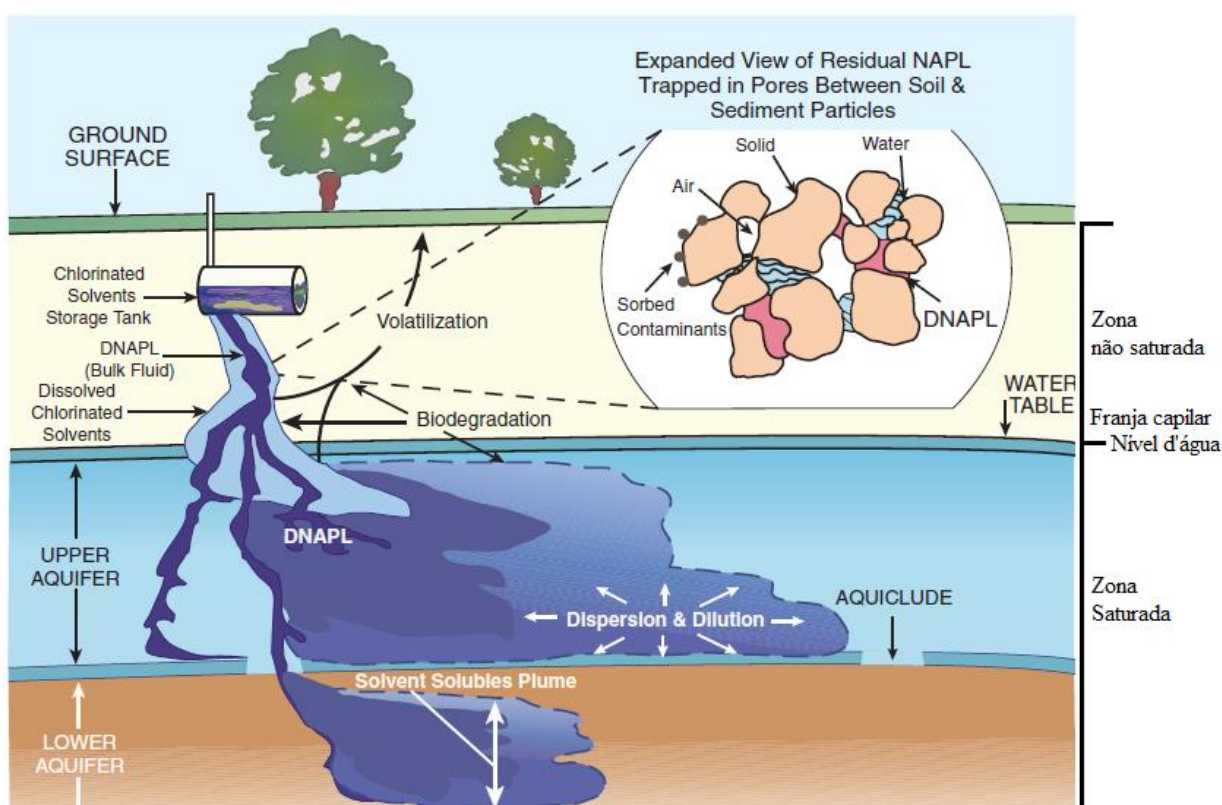
Outra propriedade crítica a considerar ao avaliar o comportamento do transporte e do destino é o estado de fase do contaminante. Sob condições “naturais”, ou seja, de temperatura de 25 ° C e pressão de 1 atm, os produtos químicos em sua forma pura existem como sólidos, líquidos ou gases. A mobilidade de um produto químico no meio ambiente dependerá em parte da fase em que ocorre, com os gases geralmente sendo mais móveis e os sólidos menos móveis.

Muitos dos contaminantes orgânicos de maior preocupação existem como líquidos em seu estado puro, sob condições naturais. Muitos destes compostos orgânicos são referidos como líquidos imiscíveis ou não aquosos (NAPLs). Exemplos de NAPLs incluem combustíveis (gasolina, combustível de aviação), solventes clorados e bifenilas policloradas. Uma vez liberado em subsuperfície, o NAPL pode ficar “preso” em espaços porosos, representando, desta forma, fontes de contaminação a longo prazo, à medida que as moléculas se transferem para outras fases. Um fator complicador adicional é que muitos NAPLs compreendem múltiplos constituintes. Exemplos de tais NAPLs de múltiplos componentes incluem combustíveis (gasolina, diesel e combustível de aviação), alcatrão de carvão e creosoto, todos contendo

centenas de compostos orgânicos. Esses NAPLs de múltiplos componentes podem conter compostos individuais, como naftaleno e antraceno, que normalmente ocorrem como sólidos, mas que são "dissolvidos" nos líquidos orgânicos.

Os líquidos imiscíveis são classificados com base em se são mais (DNAPL) ou menos (LNAPL) densos que a água (**Figura 01**). Como os DNAPLs são mais densos que a água, quando lançados no meio, infiltram pelas zonas saturadas e não saturadas do solo, podendo migrar para regiões mais profundas do aquífero. Ao contrário dos DNAPLs, os LNAPLs flutuam no aquífero, uma vez que são menos densos que a água. A distribuição e quantidade de líquido imiscível presente na zona de origem tem um grande impacto na natureza da pluma contaminante.

Figura 1-Esquemática da poluição ocorrida a partir de solventes clorados



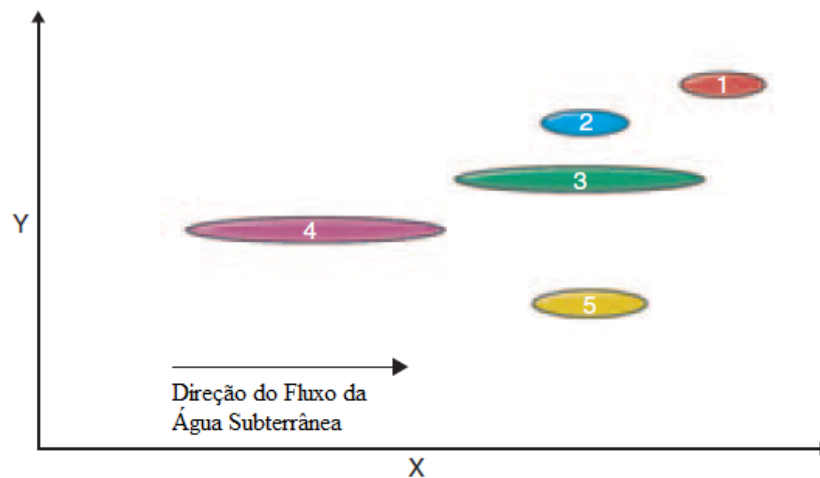
Esquema da poluição por solventes clorados: líquidos densos de fase não aquosa migram para baixo na subsuperfície e servem como fonte de contaminação para as águas subterrâneas. Também são mostrados os processos de atenuação natural. DNAPL, líquido de fase não aquosa densa; NAPL, líquido de fase não aquosa.

Fonte: Adaptado de U.S. EPA (1999) *apud* Pepper et. al. (2006)

Em suma, a distribuição espacial de plumas de contaminação, segundo os processos supramencionados, pode ser ilustrada pela **Figura 02**, em que o impacto da advecção é comparado pelas plumas 1 e 2. A pluma 1 migrou para uma distância maior, a partir de seu

ponto de origem, devido à maior velocidade do fluido. O impacto da dispersão é mostrado pela pluma 3, que é mais longa que a pluma 2 (que não tem dispersão). O impacto da sorção e do retardo no transporte é observado para a pluma 4, que não migrou até a pluma 3. O impacto de uma reação de transformação que causa perda de massa contaminante é ilustrado para a pluma 5, a qual é menor que a pluma 3.

Figura 2 – Exemplos da distribuição espacial das plumas de contaminação afetadas pelos quatro processos de transporte e destino



Caso 1: Advecção (maior velocidade do fluido, v); Caso 2: Advecção (pequeno v); Caso 3: Advecção (menor v) e Dispersão; Caso 4: Advecção (menor v), Dispersão e Retardo; Caso 5: Advecção (v menor), Dispersão e Transformação. As plumas são desenhadas com um único contorno representando a concentração detectável. Todas as plumas originam-se no $x=0$.

Fonte: Pepper et. al. (2006)

O impacto combinado desses processos determina o "potencial poluidor" e a "persistência" de um contaminante no meio ambiente. O potencial de poluição caracteriza a "capacidade" do produto químico de contaminar o meio de interesse (solo, água e/ou ar). Os compostos que são transportados facilmente (por exemplo, aqueles que possuem alta solubilidade aquosa e baixa sorção) e que não são facilmente transformados (isto é, são persistentes) geralmente têm potenciais de poluição maiores. Grandes taxas de transporte significam que o contaminante se espalha rapidamente do local onde entrou no ambiente. Um baixo potencial de transformação significa que o produto químico persistirá no ambiente e, portanto, permanecerá perigoso por mais tempo.

O risco à saúde representado por um contaminante específico para com os seres humanos e/ou outros organismos está em função de suas características toxicológicas e seu

potencial poluidor. Em geral, o maior risco à saúde está associado a contaminantes que são persistentes e altamente tóxicos. No entanto, efeitos nocivos reais ocorrerão apenas se o organismo for exposto ao contaminante. Sendo assim, as vias de exposição são necessárias para avaliar os riscos apresentados pelo contaminante. Além disso, os processos que influenciam o transporte e o destino dos contaminantes no ambiente têm um impacto significativo nas vias e nos níveis de exposição.

Quando um produto químico é derramado sobre a superfície terrestre, ele pode permanecer no local ou ser transferido para o ar, transportado em superfície ou para a subsuperfície. Produtos químicos com pressões de vapor moderadas a grandes podem evaporar ou volatilizar, ficando sujeitos aos processos de transporte atmosféricos, advecção (transportadas pelo vento), dispersão e transformação química. A inalação do ar contaminado é uma fonte potencial de exposição aos contaminantes perigosos. No entanto, as concentrações atmosféricas da maioria dos produtos químicos tóxicos são relativamente baixas devido aos efeitos de diluição.

A transferência de contaminantes na superfície se dá pelo processo de escoamento superficial e ocorrem durante eventos de precipitação ou irrigação. Uma vez arrastados pelo escoamento superficial, o contaminante pode então ser transportado para os corpos d'água e/ou drenagens. O consumo desta água contaminada é uma via potencial de exposição humana ou animal a produtos químicos tóxicos.

Outra rota de exposição química tóxica para os seres humanos é o consumo de água subterrânea contaminada. Uma vez estando na superfície terrestre, o contaminante tem o potencial de se mover para baixo até uma zona saturada, contaminando assim as águas subterrâneas.

A caracterização do comportamento de transporte e destino dos contaminantes no ambiente baseia-se na avaliação de sua distribuição no ambiente em termos de distribuição de fases (em águas subterrâneas, absorvidas pelo solo etc.), distribuição espacial e distribuição temporal (ou seja, como as concentrações evoluem com o tempo). Em geral, as informações necessárias para avaliar essas distribuições são obtidas em programas de amostragem e monitoramento.

Para a análise das distribuições espaciais de contaminação, é possível desenvolver mapas de contorno. Estes mapas são confeccionados através da plotagem das concentrações dos contaminantes, obtidas a partir da análise de amostras coletadas de pontos discretos no espaço, em um mapa base do local. Os pontos de concentrações iguais são conectados por linhas de contorno. Este procedimento produz um diagrama da pluma contaminante, que fornece um meio para visualizar o tamanho e a distribuição da contaminação no local. Quando estes mapas são produzidos periodicamente é possível examinar o comportamento de transporte e a evolução da contaminação.

2.2. Compostos Organoclorados

Os compostos organoclorados são hidrocarbonetos com radicais de cloro, utilizados na fabricação de agrotóxicos, tintas, solventes, vernizes, plásticos, desengraxantes e entre outros. Os solventes clorados, foco deste estudo, caracterizam-se como líquidos incolores, em geral, pouco solúveis em água, porém miscíveis em diversos solventes orgânicos. Pertencem ao grupo dos hidrocarbonetos clorados halogenados, os quais são subdivididos em alifáticos e aromáticos (SALGADO & MARONA, 2004).

Os primeiros solventes clorados foram produzidos na Alemanha, durante o século XIX. Sua industrialização e produção em larga escala teve início durante a segunda guerra mundial e se expandiu nas três décadas posteriores (SCIULLI, 2008). Estes compostos são altamente tóxicos e, muitas vezes, mesmo em baixas concentrações, possuem efeitos deletérios ao meio ambiente e aos organismos vivos.

As substâncias organocloradas quando em subsuperfície podem ser encontradas em até quatro estados diferentes: dissolvidas em água, adsorvidas nas partículas do solo, volatilizadas na zona não saturada ou em fase imiscível (livre ou residual).

Os solventes clorados identificados na área avaliada são: Tetracloroetano, Tricloroetano, Cis - 1,2-Dicloroetano, Trans - 1,2-Dicloroetano, 1,1-Dicloroetano e Cloreto de Vinila e classificam-se como Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs). Suas principais propriedades físicas encontram-se descritas na **Tabela 2** e serão discutidas a seguir.

Tabela 2 - Propriedades físicas dos compostos de interesse

Identificação	Tetracloroeteno	Tricloroeteno	Cis - 1,2-Dicloroeteno	Trans - 1,2-Dicloroeteno	1,1-Dicloroeteno	Cloreto de Vinila
Fórmula Química ⁽¹⁾	C ₂ Cl ₄	C ₂ HCl ₃	C ₂ H ₂ Cl ₂		C ₂ H ₂ Cl ₂	C ₂ H ₃ Cl
N° CAS ⁽¹⁾	127-18-4	79-01-6	156-59-2	156-60-5	75-35-4	75-01-4
Sinônimos ⁽¹⁾	Percloroetileno; tetracloroetileno; PERC; PCE	Tricloroeteno; Tricleno; TCE	Dicloreto de acetileno; 1,2-dicloroetileno; dicloreto acetileno; diofórmio; 1,2-DCE		1,1 - dicloroetileno; Cloreto de vinilideno inibido; Dicloroetileno assimétrico; 1,1-DCE	Cloroeteno; Cloroetileno; Monocloroetileno
Peso Molecular ⁽¹⁾	165,83	131,39	97	97	96,95	131,39
Densidade (g/cm³) a 20° ⁽¹⁾	1,63	1,46	1,27	1,27	1,21	0,91
Ponto de Ebulição (°C) ⁽¹⁾	121	87	60	48	31,6	87
Henry (atm m³/mol) ⁽²⁾	1,8x10 ⁻² (25°C)	9,85x10 ⁻³ (25°C)	4,08x10 ⁻³ (24,8 °C)	9,38x10 ⁻³ (24,8 °C)	2,61x10 ⁻² (24°C)	2,7x10 ⁻² (24,8°C)
Log Koc ⁽²⁾	2,2–2,54	1,81 ⁽³⁾	1,69	1,59	1,81	1,99
Solubilidade (mg/L) a 25°C ⁽²⁾	206	1280	3500	6300	2420	1100
Pressão de Vapor (mm Hg) ⁽²⁾	18,5 (20°C)	69 (25°)	180 (20°C)	265 (20°C)	600 (25°C)	2530 (20°C)

Fontes:

⁽¹⁾ Ficha de Informação de Produto Químico CETESB (2020)⁽²⁾ 1,2-Dicloroeteno: ATSDR (1996)

Tetracloroeteno: ATSDR (2019)

Tricloroeteno: ATSDR (2019b)

1,1-Dicloroeteno: ATSDR (2019c)

Cloreto de Vinila: ATSDR (2006)

⁽³⁾ Suthersan & Payne (2005) *apud* Fanti (2015)

2.2.1. Tetracloroeteno

O Tetracloroeteno (PCE) é um líquido incolor e volátil a temperatura ambiente. É utilizado como desengraxante de peças metálicas, em lavagens a seco, na indústria têxtil, de produtos de limpeza e de borracha laminada. Comumente ele é liberado no ambiente por processos industriais e produtos de consumo (CETESB, 2018).

Segundo ATSDR (2019), o Tetracloroeteno é um líquido de fase não aquosa densa comum (DNAPL) que pode migrar para porções mais profundas do aquífero. Além da sua alta densidade, ele possui baixa solubilidade em água e, portanto, é bastante persistente neste meio. Sua pressão de vapor e constante de Henry resultam em sua rápida volatilização para a atmosfera. Ele é comumente encontrado no ar, devido a ascensão de vapor do solo (ou o ar encontrado entre as partículas do solo) contaminado.

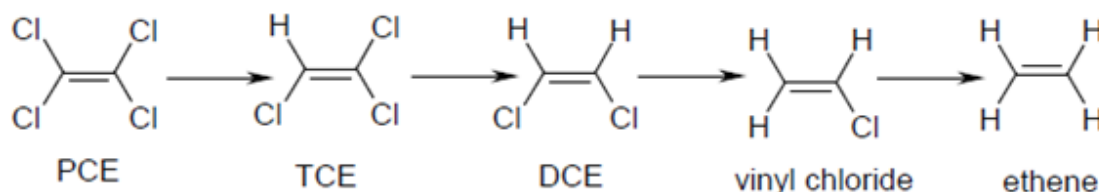
Experimentos realizados em três locais dinamarqueses com material subsuperficial argiloso, variando de 23,0 a 27,0% de argila, contaminados por Tetracloroeteno, tiveram valor de Koc de 646 a 6.026, indicando, desta forma baixa mobilidade no solo (Lu et al. 2011 *apud* ATSDR, 2019). No entanto, conforme ressaltam os autores, esses valores podem ser explicados pelo teor de argila. Os valores de Koc mais antigos para o Tetracloroeteno variaram de 177 a 534 (SEIP *et al.* 1986 *apud* ATSDR, 2019). Esses valores são indicativos de mobilidade média a alta no solo (KENAGA 1980; SWANN *et al.* 1983 *apud* ATSDR, 2019). Outros estudos também demonstraram que ele é altamente móvel em solo arenoso. Ainda, conforme relato de Piet *et al.* (1981) *apud* ATSDR (2019), em experimento na Holanda, o Tetracloroeteno lixiviou rapidamente para as águas subterrâneas.

Devido à sua difusão e capacidade de persistir sob certas condições, o potencial de exposição humana pode ser substancial. As principais vias de exposição são a inalação do vapor no ar interno e externo (ambiente) e a ingestão de água potável contaminada por ele (ATSDR, 2019).

A biotransformação é o principal fator na degradação anaeróbica desta substância em casos de poluição do solo e das águas subterrâneas. Ela ocorre, devido ao processo de biodegradação anaeróbica por decloração redutiva. Os produtos desta degradação são o Tricloroeteno (TCE), Dicloroeteno (DCE), Cloreto de Vinila e Eteno (**Figura 03**). Em geral, a

redução anaeróbica do Cloreto de Vinila é lenta e ineficiente, favorecendo sua persistência em águas subterrâneas anóxicas (ATSDR, 2019).

Figura 3 – Processos de biotransformação do Tetracloreto (PCE)



Fonte: ATSDR (2019)

Alguns dos efeitos à saúde, a partir da inalação de altas concentrações do composto, principalmente em espaços fechados e pouco ventilados, são a depressão do sistema nervoso, tontura, cefaleia, sonolência, náusea, dificuldade de fala, inconsciência e morte. A exposição a concentrações baixas pode afetar o fígado e os rins. O contato dérmico por longo período pode irritar a pele. Grande parte das exposições ocorrem em ambientes internos das fábricas de acabamento de metais e nas lavanderias ou a partir da exposição acidental a altas concentrações da substância no ambiente ocupacional. Além disso, ele é classificado como provável cancerígeno humano (Grupo 2A) (CETESB, 2018).

2.2.2. Tricloroeteno

O Tricloroeteno (TCE) é um líquido incolor e volátil a temperatura ambiente. Ele é utilizado como solvente para remover graxa de peças metálicas e na produção de outros produtos químicos, especialmente o refrigerante HFC-134a. Ele também tem sido utilizado como solvente para extração de óleos, gorduras, ceras e alcatrões pela indústria de processamento têxtil; para limpar algodão, lã e outros tecidos; em operações de limpeza a seco; e como componente de adesivos, lubrificantes, tintas, vernizes, decapantes, pesticidas e limpadores de metais frios (ATSDR, 2019b). Esta substância pode ocorrer como um contaminante original dos solos e das águas subterrâneas ou como resultado da decomposição do Tetracloreto. Este é o contaminante orgânico mais frequentemente relatado nas águas subterrâneas (BOURG *et al.* 1992 *apud* ATSDR, 2019b).

O Tricloroeteno é um líquido de fase imiscível não aquosa densa (DNAPL) que pode migrar para porções mais profundas do aquífero. Além da sua alta densidade, ele possui moderada solubilidade em água. Sua constante de Henry resulta em sua rápida volatilização (ou

particionamento) para a atmosfera. Em geral, sua volatilização do solo é mais lenta do que a da água, porém é mais rápida que a de muitos outros compostos orgânicos voláteis (PARK *et al.* 1988 *apud* ATSDR, 2019b). Quando exposto em superfície tende a volatilizar rapidamente. Este fenômeno também ocorre nas porções mais superficiais do aquífero. No entanto, devido a sua alta mobilidade, potencial de lixiviação e alta densidade ele pode migrar para as porções mais profundas do aquífero. Nestes ambientes subterrâneos, o Tricloroeteno é degradado lentamente e pode ser relativamente persistente.

Seu Koc, em geral, varia de 49 a 460 e é indicativo de mobilidade média a alta no solo (BRIGMON *et al.*, 1998; CHIOU&KILE, 1998; GARBARINI&LION, 1986; MOUVET, 1993; RATHBUN, 1998; SAHOO&SMITH, 1997 *apud* ATSDR, 2019b). Estudos demonstraram que o Tricloroeteno é altamente móvel em solo arenoso (WILSON *et al.*, 1981 *apud* ATSDR, 2019b).

A biotransformação é indicada como um fator predominante na degradação do Tricloroeteno, nos casos de poluição do solo e das águas subterrâneas (MILDE *et al.* 1988 *apud* ATSDR, 2019b). A degradação ocorre principalmente devido à desalogenação redutiva por microorganismos. Os produtos de degradação microbiana do Tricloroeteno nas águas subterrâneas foram relatados como Dicloroeteno e Cloreto de Vinila (SMITH&DRAGUN, 1984 *apud* ATSDR, 2019b).

Alguns dos efeitos à saúde, a partir da inalação de altas concentrações do composto, principalmente em espaços fechados e pouco ventilados, são a depressão do sistema nervoso central, perda de consciência e até morte. Além disso, os alvos potenciais da toxicidade do Tricloroeteno são o rim, fígado, sistema imunológico, sistema reprodutor masculino e o desenvolvimento do feto. Em geral sua exposição se dá em trabalhadores, particularmente nas indústrias que o utilizam, por inalação a níveis altos de Tricloroeteno. A população em geral também pode ser exposta pelo contato e/ou consumo de água de suprimentos contaminados, pelo consumo de alimentos contaminados e pelo contato com produtos de consumo contendo o composto (ATSDR, 2019b).

2.2.3. 1,2-Dicloroeteno

O 1,2- Dicloroeteno (1,2-DCE) é um líquido incolor volátil e altamente inflamável, em temperatura ambiente. Sua mistura isomérica (cis/trans) é utilizada como intermediário químico

na síntese de compostos e solventes clorados. Além disso, é utilizado como solvente para graxas, resinas, perfumes, corantes, lacas, termoplásticos, gorduras e fenóis. Em baixas temperaturas, ele pode ser usado como solvente para extração de cafeína. Atualmente somente o isômero trans está disponível comercialmente nos Estados Unidos, onde é usado como agente desengordurante e em produtos formulados para limpeza de componentes eletrônicos de precisão. Anteriormente o isômero cis foi utilizado como anestésico. A forma cis é mais frequentemente encontrada como contaminante da água (CETESB, 2017). Esta substância pode ocorrer como um contaminante original dos solos e das águas subterrâneas ou como resultado de sua formação por biodegradação anaeróbica de alguns solventes clorados (ATSDR, 1996).

Ele é um líquido de fase imiscível não aquosa densa (DNAPL), podendo, assim, migrar para porções mais profundas do aquífero. Possui média a alta solubilidade em água, sendo seu isômero trans o de maior valor. Sua alta pressão de vapor e constante de Henry indicam sua rápida volatilização para a atmosfera (ATSDR, 1996).

Seus coeficientes de adsorção de solo (Koc) estão entre 32 e 49 e sugerem que não possuem adsorção significativa ao solo. Os isômeros do 1,2- Dicloroetano podem lixiviar rapidamente para as águas subterrâneas, onde uma biodegradação muito lenta deve ocorrer (HSDB, 1995 *apud* ATSDR, 1996). A presença do 1,2- Dicloroetano em águas subterrâneas, especialmente em solos arenosos, comprova sua fácil lixiviação (ATSDR, 1996). Além disso, seu Koc relativamente baixo e a alta pressão de vapor indicam que este composto também deve volatilizar prontamente em superfícies úmidas do solo (SWANN et al. 1983 *apud* ATSDR, 1996).

Sob condições aeróbicas, o 1,2- Dicloroetano, em geral, não sofre biodegradação, no entanto em condições redutoras ou anaeróbica, como nas águas subterrâneas, o composto sofre lenta decloração (CETESB, 2017). Estudos indicaram que o isômero cis se degradou em Cloroetano e Cloreto de Vinila (um carcinógeno humano), enquanto o isômero trans se degradou apenas em Cloreto de Vinila (BARRIO-LAGE et al. 1986 *apud* ATSDR, 1996). O isômero cis é degradado mais rapidamente que o isômero trans (CETESB, 2017).

A população em geral pode ser exposta a níveis baixos (0,013-0,076 ppb) deste composto por meio da inalação de ar contaminado em áreas urbanas (EPA, 1983a *apud* ATSDR, 1996). A inalação de altas concentrações pode causar depressão do sistema nervoso central, náusea, sonolência e cansaço. A inalação de doses muito altas pode levar à morte. O

isômero trans é um depressor do sistema nervoso central mais potente do que o isômero cis. A exposição humana também pode ocorrer por inalação de vapores de água contaminada durante o banho e atividades domésticas, como lavar louças e cozinhar (CETESB, 2017).

2.2.4. 1,1-Dicloroeteno

O 1,1-Dicloroeteno é um líquido volátil incolor à temperatura ambiente e inflamável. Seu principal uso está na síntese de vários plásticos industriais e de consumo, como materiais de embalagem e filmes flexíveis. Também é utilizado como agente de ligação e adesivo em tintas e fibras sintéticas. Ele é um composto antropogênico, no entanto, também pode ocorrer naturalmente, como resultado da quebra de produtos como o Cloreto de Polivinilideno (PVDC), ou como produto da degradação de outros compostos organoclorados (ATSDR, 2019c).

O 1,1-Dicloroeteno, quando derramado na superfície do solo, tende a volatilizar para o ar e/ou se infiltrar, podendo atingir às águas subterrâneas. Pequenos organismos vivos no solo e nas águas subterrâneas podem transformá-lo em outras substâncias menos nocivas, embora esse seja um processo lento. Além disso, foi relatado que sua volatilização também pode ocorrer a partir da água subterrânea (ATSDR, 2019c).

Ele é um líquido de fase imiscível não aquosa densa (DNAPL), podendo, assim, migrar para porções mais profundas do aquífero. Possui solubilidade em água relativamente alta e pequeno valor de coeficiente de sorção de carbono orgânico do solo (K_{oc}), indicando, desta maneira, sua alta mobilidade no solo, sem retardo significativo por adsorção ao carbono orgânico. Da mesma forma, 1,1-Dicloroeteno irá migrar relativamente livremente dentro das águas subterrâneas. Sua pressão de vapor e constante de Henry indicam sua alta e rápida volatilização para a atmosfera. Isto se traduz por não ser encontrado em águas superficiais em altas concentrações. Em geral, decompõe-se muito lentamente na água e a maior parte deste produto químico evapora no ar. Seu principal produto de degradação é o Cloreto de Vinila, pelo processo de biodegradação em condições anaeróbias (ATSDR, 2019c).

A população em geral está mais exposta ao 1,1-Dicloroeteno por inalação de ar contaminado e ingestão de alimentos e água contaminados. A exposição ocupacional ao 1,1-Dicloroeteno é mais provável de ocorrer por via inalatória e dérmica. A inalação de altas concentrações pode causar irritação nos olhos, nariz e garganta, tontura ou dificuldade

respiratória. Pode causar depressão do sistema nervoso central, podendo resultar em morte. Quando em contato dermal, causa queimaduras (ATSDR, 2019c).

2.2.5. Cloreto de Vinila

O Cloreto de Vinila, em temperatura ambiente, é um gás incolor, altamente estável na ausência de luz e oxigênio e não estável em altas temperaturas. Na forma líquida é armazenado sob pressão ou em baixas temperaturas. É uma substância manufaturada, bem como pode ser formado no meio ambiente, a partir de outras substâncias manufaturadas, como Tricloroeteno, Tricloroetano e Tetracloroeteno. Seu principal uso é na produção da resina Policloreto de Vinila (PVC) para fabricação de tubos e outros plásticos, como revestimento e na manufatura de solventes clorados (ATSDR, 2006).

Ele evapora facilmente e ao contrário das demais substâncias supracitadas, possui menor densidade que a água, podendo encontrar-se, quando em concentrações acima de seu limite de solubilidade, em porções mais rasas do aquífero. Ele é solúvel em água e, portanto, lixivia facilmente. Com base em uma pressão de vapor, espera-se que praticamente todo o Cloreto de Vinila na atmosfera exista apenas como gás (EISENREICH *et al.*, 1981; VERSCHUEREN, 1983 *apud* ATSDR, 2006). Sua constante de Henry sugere sua rápida volatilização para a atmosfera. Seu coeficiente de adsorção de solo (Koc) foi estimado na faixa de 14 a 131 e indica uma tendência de sorção muito baixa, o que significa que este composto é altamente móvel no solo. A presença de outros solventes orgânicos, como os encontrados em depósitos de resíduos perigosos, pode afetar a mobilidade da substância no solo (ATSDR, 2006).

A degradação do Cloreto de Vinila geralmente ocorre lentamente em águas subterrâneas e sedimentos anaeróbicos, entretanto, em condições metanogênicas ou de redução de Fe (III), a degradação anaeróbica ocorre mais rapidamente (ATSDR, 2006).

Segundo CETESB (2018b), a principal via de exposição humana ao Cloreto de Vinila é a inalatória. A exposição ocupacional por inalação de altas concentrações da substância durante longos períodos resulta em efeitos narcóticos, fenômeno de Raynaud (branqueamento e dormência dos dedos e desconforto por exposição a temperaturas frias), alterações hepatocelulares, desenvolvimento de angiosarcoma hepático, alterações cutâneas esclerodermiformes e acroosteólise. Além disso, a Agência Internacional de Pesquisa em

Câncer (IARC) o classifica como cancerígeno para o ser humano (Grupo 1), com base em estudos epidemiológicos que evidenciaram que o composto causa câncer no fígado.

2.3. Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Estado de São Paulo

Os procedimentos para a proteção da qualidade dos solos e das águas subterrâneas, no estado de São Paulo, são guiados pela Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 07 de fevereiro de 2017, estabelecida pela Companhia Ambiental do Estado do São Paulo-CETESB. Esta decisão estabelece as principais diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas no estado, o qual tem por fundamento:

“(...) reduzir, para níveis aceitáveis, os riscos a que estão sujeitos a população e o meio ambiente em decorrência de exposição às substâncias provenientes de áreas contaminadas, por meio de um conjunto de medidas que assegurem o conhecimento das características dessas áreas e dos riscos e danos decorrentes da contaminação, proporcionando os instrumentos necessários à tomada de decisão quanto às formas de intervenção mais adequadas” (CETESB, 2017b).

A metodologia utilizada baseia-se em dois processos principais: a de identificação e reabilitação da área contaminada. A identificação visa determinar a localização da contaminação, suas características e avaliar os riscos a elas associados, possibilitando a decisão sobre a necessidade de adoção de medidas de intervenção. Este processo possui seis etapas, sendo eles: identificação de áreas com potencial de contaminação; priorização de áreas com potencial de contaminação; avaliação preliminar; investigação confirmatória; investigação detalhada; avaliação de risco. Já o processo de reabilitação de áreas contaminadas, possibilita selecionar e executar, quando necessárias, as medidas de intervenção, visando reabilitar a área para o uso declarado. Este processo baseia-se em três etapas, sendo elas: elaboração do plano de intervenção; execução do plano de intervenção; monitoramento para encerramento.

Neste estudo, o qual visa majoritariamente a identificação de contaminações por organoclorados, será priorizado o primeiro processo supracitado, bem como as técnicas a ele associadas. A seguir encontram-se explanadas suas etapas, com base Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 07 de fevereiro de 2017.

2.3.1. Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação

Esta etapa é executada pela CETESB e segue os artigos 20 e 21 do Decreto nº 59.263/2013, com base na Relação de Atividades Potencialmente Geradoras de Áreas Contaminadas, publicada em Resolução da Secretaria do Meio Ambiente e nas informações existentes no Sistema de Fontes de Poluição da CETESB (SIPOL).

As Áreas com Potencial de Contaminação (AP) identificadas são integradas a Relação de Áreas com Potencial de Contaminação, atualizada anualmente e parte do Sistema de Áreas Contaminadas e Reabilitadas (SIACR) (Capítulo I, Seção V do Decreto nº 59.263/2013).

2.3.2. Priorização de Áreas com Potencial de Contaminação

Esta etapa, também executada pela CETESB, atende os artigos 22 e 27 do Decreto nº 59.263/2013 e é realizada por meio da aplicação de critérios de priorização sobre a Relação de Áreas com Potencial de Contaminação. As áreas resultantes são classificadas como Áreas com Potencial de Contaminação Prioritárias (AP Prioritária) e incluídas no SIACR, por meio da Relação de Áreas com Potencial de Contaminação Prioritárias.

Sua elaboração prioriza as regiões onde ocorreram ou estão ocorrendo mudanças de uso do solo, especialmente para o uso residencial ou comercial, com evidências de contaminação regional de solo e de água subterrânea, com restrições legais ambientais e com utilização de recursos hídricos para abastecimento. Essas regiões são divulgadas por meio de Resolução da Secretaria de Meio Ambiente.

Dentro dessa região prioritária definida, são selecionadas as Áreas com Potencial de Contaminação Prioritárias (AP Prioritária), considerando-se as Áreas com Potencial de Contaminação (AP).

Os responsáveis pelas áreas que integram a Relação de Áreas com Potencial de Contaminação Prioritárias são demandados, pela CETESB, a realizar Avaliação Preliminar e, quando necessário, Investigação Confirmatória, como determinado pelo o artigo 22 do Decreto nº 59.263/2013.

2.3.3. Avaliação Preliminar

Esta etapa tem por objetivos caracterizar as atividades desenvolvidas e/ou em desenvolvimento em determinada área em avaliação; identificar as áreas fonte e as fontes potenciais ou primárias de contaminação; constatar evidências, indícios ou fatos que permitam suspeitar da existência de contaminação, embasando sua classificação como Área Suspeita de Contaminação (AS); e orientando a execução das demais etapas do processo de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.

Têm-se por área fonte, uma área que abriga ou abrigou fontes potenciais ou fontes primárias de contaminação. As fontes potenciais de contaminação são as instalações, equipamentos ou materiais, a partir dos quais as substâncias químicas de interesse podem ser liberadas para um ou mais compartimentos do meio físico. As fontes primárias de contaminação são as instalações, equipamentos ou materiais a partir dos quais as substâncias químicas de interesse se originam e estão sendo, ou foram, liberadas para um ou mais compartimentos do meio físico.

A metodologia utilizada para esta etapa se baseia no levantamento de documentações existentes para a área, principalmente a partir de processos administrativos da CETESB e na Prefeitura Municipal; levantamento do histórico de ocupação da área e as atividades nela desenvolvidas, sempre considerando os usos pregressos; levantamento do uso de água subterrânea disponibilizados pela DAEE ou responsável, considerando-se um raio de 500 metros do avaliado; levantamento aerofotogramétrico temporal, de modo a caracterizar as alterações do uso e ocupação do solo na área avaliada e no seu entorno (de 500 metros), priorizando evidências relativas à existência de fontes potenciais de contaminação; levantamento de informações coletadas em inspeções de reconhecimento da área e seu entorno; levantamento de informações coletadas em entrevistas com proprietários, funcionários e moradores do entorno; levantamento da geologia, pedologia e hidrogeologia regionais e locais; levantamento de informações sobre eventuais investigações ou etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas realizadas na área; elaboração de Modelo Conceitual Inicial da Área (MCA 1); elaboração do Plano de Investigação Confirmatória.

O Modelo Conceitual refere-se ao relato escrito, com representação gráfica, dos processos associados ao transporte das substâncias químicas de interesse na área investigada, desde as fontes potenciais, primárias e secundárias de contaminação, até os potenciais ou

efetivos receptores. Esse relatório deve conter a identificação das substâncias químicas de interesse, das fontes de contaminação, dos mecanismos de liberação das substâncias, dos meios pelos quais as substâncias serão transportadas, dos receptores e das vias de ingresso das substâncias nos receptores.

Têm-se por fonte secundária de contaminação o meio atingido por substâncias químicas de interesse provenientes da Fonte Primária de Contaminação, capaz de armazenar certa massa dessas substâncias, e atuar como fonte de contaminação de outros compartimentos do meio físico.

Cita-se que o Plano de Investigação Confirmatória é elaborado a partir da disponibilidade e qualidade dos dados e das informações obtidas que basearam o Modelo Conceitual Inicial da Área (MCA 1), no que se refere às áreas fonte e às fontes potenciais de contaminação, ao meio físico e às substâncias químicas de interesse. O MCA 1 poderá ser classificado em “A”, “B” ou “C”.

O MCA 1A se aplica à situação em que foi possível identificar e localizar todas as áreas fonte existentes (atuais e pretéritas); as fontes potenciais ou primárias de contaminação; as substâncias químicas de interesse associadas a cada uma dessas fontes; as características dos materiais presentes em subsuperfície (aterro, solo, sedimento, rocha); e uso e ocupação do solo na região onde a área se insere. Neste caso, aplica-se denominada a Estratégia 1 de investigação.

O MCA 1B se aplica às situações em que foram determinadas incertezas quanto à identificação, caracterização e localização de áreas fonte e/ou das fontes potenciais de contaminação associadas. Neste caso, usa-se a Estratégia 2 de investigação, em que se emprega métodos de investigação que proporcionem informações sobre o meio físico ou sobre a natureza e a distribuição das substâncias químicas de interesse (como, por exemplo, métodos de *screening* e geofísicos) ou que o plano de amostragem adote abordagem probabilística, de modo a possibilitar o direcionamento e/ou o posicionamento adequado das amostragens. A relação de substâncias químicas de interesse a serem investigadas deverá considerar todas as possibilidades que existam para a área.

Por fim, o MCA 1C, aplica-se à situação em que não há informações sobre a localização e características das áreas fonte, situação em que deverá ser adotada a Estratégia 2 para toda a Área com Potencial de Contaminação (AP).

Ressalta-se que nas áreas com MCA 1B ou 1C, em que tenha sido possível identificar a possibilidade de uso de compostos orgânicos voláteis (VOCs), o Plano de Investigação Confirmatória deve prever o mapeamento da distribuição desses compostos na fase vapor do solo, por meio de amostradores passivos ou por análises químicas realizadas em campo ou laboratório.

2.3.4. Investigação Confirmatória

Esta etapa tem por objetivo confirmar ou não a existência de contaminação na área em avaliação, por meio da investigação de todas as fontes potenciais e primárias de contaminação identificadas na etapa de Avaliação Preliminar; e obter dados iniciais necessários à caracterização do meio físico. Ela é realizada com base no Plano de Investigação Confirmatória apresentado no Relatório de Avaliação Preliminar, observando o que estabelecem o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas e as normas técnicas nacionais e internacionais relacionadas às técnicas de investigação.

Todos os resultados das análises químicas das amostras obtidas nesta etapa devem ser comparados com os Valores de Intervenção para solos e águas subterrâneas estabelecidos pela Decisão de Diretoria nº 256/2016/E, publicada no Diário Oficial do Estado de São Paulo em 24.11.2016, ou nos valores decorrentes de processos de atualização, devidamente aprovados. Para as substâncias químicas de interesse ou meios que não se encontram contemplados nesta Decisão de Diretoria, utiliza-se os valores definidos na última atualização dos *Regional Screening Levels* (RSLs), desenvolvidos pela *United States Environmental Protection Agency* (US EPA) ou calculados a partir da Planilha de Avaliação de Risco da CETESB. Para as substâncias que não constarem nessas listas, podem ser utilizadas listas de valores orientadores produzidas por outras entidades reconhecidas.

Na definição do valor a ser adotado sempre deverá ser considerado o cenário de ocupação existente ou proposto para a área (agrícola, residencial ou comercial/industrial). Quando não é possível obter a caracterização específica de um único cenário, adota-se o cenário para o qual os valores de intervenção sejam mais restritivos dentre aqueles existentes ou propostos para a área.

A área é classificada como Área Contaminada sob Investigação (ACI) caso sejam constatadas uma ou mais das condições estabelecidas no artigo 28 do Decreto nº 59.263/2013,

sendo elas: constatação de contaminantes no solo ou na água subterrânea em concentrações acima dos Valores de Intervenção; de produto ou substância em fase livre; de substâncias, condições ou situações que, de acordo com os parâmetros específicos, possam representar perigo, conforme artigo 19, § 3º deste decreto; e/ou de resíduos perigosos dispostos em desacordo com as normas vigentes.

Algumas das técnicas utilizadas para a investigação de áreas com suspeita/potencial de contaminação por VOC's dá-se pelos métodos de varredura (*screening*), como aqueles denominados *Passive Soil Gas Survey* (PSGS) e *Soil Gas Survey* (SGS); pela instalação e amostragem de poços de monitoramento de água subterrânea e gases; e amostragens de solo.

A CETESB analisará as informações contidas no relatório de Investigação Confirmatória e comunicará ao responsável da área a aceitação ou não do mesmo. Para as áreas classificadas como Área Contaminada sob Investigação são demandadas a realizar a Investigação Detalhada e a Avaliação de Risco.

2.3.5. Investigação Detalhada

Esta etapa tem por objetivo caracterizar o meio físico onde se insere a Área Contaminada sob Investigação (ACI); determinar as concentrações das substâncias químicas de interesse nos diversos meios avaliados; definir e delimitar tridimensionalmente as plumas de contaminação; quantificar as massas das substâncias químicas de interesse, considerando as diferentes fases em que se encontram (solo, água e ar), caracterizar o transporte das substâncias químicas de interesse nas diferentes unidades hidroestratigráficas e sua evolução no tempo; caracterizar os cenários de exposição necessários à realização da etapa de Avaliação de Risco.

Visando auxiliar a execução da etapa de Avaliação de Risco, é necessário estabelecer as substâncias químicas de interesse; determinar suas concentrações nos meios investigados, especialmente nos *hot spots* ou centros de massa; e determinar as concentrações que atingem ou atingirão os receptores identificados, tanto na área interna como nas áreas externas. Essas determinações devem ser realizadas com base nos resultados analíticos obtidos por meio de métodos diretos de investigação e por meio de modelos matemáticos para determinação das concentrações no futuro.

Os resultados obtidos durante esta fase compõem o Modelo Conceitual 3 (MCA 3), o qual deve demonstrar que as informações obtidas são suficientes para embasar a realização das etapas de Avaliação de Risco e Elaboração do Plano de Intervenção.

Em geral, usam-se as mesmas técnicas da etapa de Investigação Confirmatória, no entanto, objetivando não somente a detecção da contaminação, como a delimitação, no plano horizontal e vertical, das plumas de contaminação. Em áreas com complexidade associadas ao meio físico e à distribuição das substâncias químicas de interesse, além da localização de fontes primárias de contaminação não identificadas nas etapas de Avaliação Preliminar e Investigação Confirmatória, recomenda-se a aplicação da investigação de alta resolução.

Além disso, para os casos de contaminação associada a VOC's, esta etapa deverá incluir o mapeamento das plumas de vapores para a investigação direta dos cenários de intrusão de vapores. Se forem identificadas novas fontes potenciais ou fontes primárias de contaminação que não tenham sido investigadas na Investigação Confirmatória, estas deverão ser caracterizadas nesta etapa.

Alguns dos produtos gerados nesta etapa, citados no **item 2.1**, são os mapas potenciométricos e de contorno.

2.3.6. Avaliação de Risco

A Avaliação de Risco à Saúde Humana determina os riscos e as Concentrações Máximas Aceitáveis (CMA) para com os receptores humanos identificados através da utilização da Planilha para Avaliação de Risco para Áreas Contaminadas sob Investigação da CETESB.

Esta etapa prevê a identificação das unidades de exposição, dos receptores humanos associados (da área e de seu entorno); das substâncias químicas de interesse para cada unidade; e dos caminhos de exposição (existentes e possíveis, atuais e futuros). Além disso prevê o cálculo do risco total para cada unidade de exposição, por receptor agrupando as substâncias químicas de interesse em função dos seus efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos; e das Concentrações Máximas Aceitáveis para as substâncias químicas de interesse existentes, para cada meio, caminho de exposição e receptor identificado. Por fim, deve-se apresentar mapas de risco com a indicação dos receptores e dos *hot spots*, bem como concluir sobre a necessidade de implementação de medidas de intervenção.

Nas situações em que o ecossistema natural é influenciado por uma Área Contaminada sob Investigação (ACI), é necessário realizar a Avaliação de Risco Ecológico. Ela deve ser realizada por Unidade de Exposição e por compartimento ambiental, considerando efeitos diretos e indiretos aos receptores ecológicos, estruturais e funcionais, nas escalas espacial e temporal.

2.3.7. Valores Orientativos para os Organoclorados Identificados na Área Avaliada

Conforme descrito no **item 2.3.4**, a CETESB estabelece e disponibiliza os valores orientadores para solo e água subterrânea, através da Decisão de Diretoria nº 256/2016/E, publicada no Diário Oficial do Estado de São Paulo em 24.11.2016. Sendo assim, por meio da **Tabela 3**, são apresentados os valores de prevenção e intervenção abrangidas por este estudo.

Destaca-se que, têm-se por valor de intervenção a concentração de determinada substância, no solo ou na água subterrânea, que oferece riscos potenciais diretos e indiretos à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico e a qual representa a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco. A área é classificada como contaminada sob investigação, quando há constatação da presença de uma ou mais substâncias no solo ou na água subterrânea em concentrações acima dos Valores de Intervenção (DIAS *et al.*, 2006).

Tabela 3 Valores orientadores para as substâncias em estudo (CETESB- DD 256/2016/E)

	Solo				Águas Subterrâneas
	Valor de Prevenção	Valor de Intervenção (VI)			Valor de Intervenção (VI)
		Agrícola	Residencial	Industrial	
	mg kg ⁻¹				µg L ⁻¹
Tetracloroeteno	0,03	0,6	0,8	4,6	40
Tricloroeteno	0,004	0,03	0,04	0,2	20
Cis - 1,2-Dicloroeteno	0,01	0,08	0,2	1,1	50
Trans - 1,2-Dicloroeteno	0,03	0,7	1	5,4	
1,1-Dicloroeteno	0,04	2,8	3,8	22	30
Cloreto de Vinila	0,0002	0,001	0,01	0,03	2

Fonte: CETESB (2016)

2.4. Fundamentação dos métodos aplicados

Tal como expresso no capítulo anterior, o gerenciamento de áreas contaminadas no Estado de São Paulo, previsto na Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 07 de fevereiro de 2017, evidencia diversas etapas para o alcance da revitalização de áreas contaminadas. Em particular, as etapas de diagnóstico são salientadas, uma vez que vão predizer se determinada área contaminada terá uma recuperação adequada, integral, economicamente viável e ambientalmente segura. Neste contexto, a utilização de abordagens e técnicas efetivas que permitam a compreensão dos aspectos físicos e geoquímicos de uma área contaminada são de extrema importância para o sucesso do diagnóstico e, conseqüentemente, do projeto de remediação ou plano de intervenção.

Além disso, a legislação supracitada, destaca a utilização de duas técnicas para o sucesso da investigação diagnóstica: as de varredura (ou *screening*) (**item 2.3.3 e 2.3.4**) e alta resolução (**item 2.3.5**).

A primeira técnica aplica-se principalmente aos casos de incertezas quanto à identificação, caracterização e localização de áreas fonte e/ou das fontes potenciais de contaminação associadas. Além disso, prevê resultados que possam proporcionar informações sobre o meio físico ou sobre a natureza e a distribuição das substâncias químicas de interesse, ou que, simplesmente, através de uma abordagem probabilística, possibilite o direcionamento, ou o posicionamento adequado das amostragens. Neste âmbito, em áreas com potencial ou suspeita de contaminação por VOC's, a legislação supracitada indica a utilização da técnica de amostragem passiva de vapores no solo, como aquela aqui aplicada, denominada *Passivel Soil Gas Survey* (PSGS), com amostradores do tipo Vsorber®.

Já a segunda técnica aplica-se a áreas com complexidade em relação ao meio físico e à distribuição das substâncias químicas de interesse. Particularmente em áreas contaminadas por VOC's, aplica-se a ferramenta MIHPT, a qual caracteriza-se pela união dos equipamentos *Membrane Interface Probe* (MIP), que tem como objetivo caracterizar verticalmente a distribuição dos contaminantes, com o *Hydraulic Profiling Tool* (HPT), que tem como função fornecer um perfil qualitativo da condutividade hidráulica do meio físico em que esses contaminantes estão inseridos (SANTOS *et al.*, 2015). Esta técnica tal como aquela supracitada, pretende reduzir incertezas e melhorar a qualidade do modelo conceitual. Isto se faz, particularmente, através do refinamento do modelo geológico local, levantamento de dados

hidrogeológicos adicionais, delimitação vertical dos contaminantes e direcionamento de amostragens e sucessivas investigações.

A seguir, estas duas técnicas encontram-se descritas e conceituadas, visando seu embasamento para posterior aplicabilidade no presente estudo.

2.4.1. Técnica de Investigação Passiva de Vapores -*Passive Soil Gas Survey* (PSGS)

A investigação passiva de vapores do solo é uma técnica de caracterização química, aplicável para contaminantes voláteis (VOC), a qual permite obter uma representação superficial das contaminações destes compostos presentes na porção subsuperficial do solo. Além disso, permite identificar as áreas de origem da contaminação (áreas fonte) e o potencial para intrusão de vapores; delimitar a extensão lateral da contaminação, incluindo os caminhos de migração do vapor; e, por fim, monitorar programas de remediação (BEACON ENVIRONMENTAL SERVICES, 2020).

A amostragem passiva de vapores baseia-se na utilização de um material adsorvente que faz a retenção (adsorção/fixação) dos contaminantes presentes no solo na fase vapor, sem a necessidade de vácuo ou bombas de amostragem. Dessa forma, os contaminantes migram naturalmente da matriz vapor e ficam adsorvidos na superfície de retenção do amostrador. Esta técnica contrapõe-se aquela denominada “amostragem ativa de vapores”, a qual baseia-se no uso de bombas para criar um vácuo momentâneo no solo durante o tempo de amostragem, forçando a ascensão do vapor. A amostragem passiva destaca-se, em oposição a esta técnica, por ser mais demorada, podendo permanecer diversos dias em campo, no entanto este maior período de amostragem minimiza os efeitos temporais da variação de concentração, deixando de ser mais pontual e tornando-se mais representativa (RACHE, 2020). É uma metodologia bastante sensível, com quantificação por unidade de massa (ng), a qual permite a identificação e a quantificação de mais de 60 compostos orgânicos diferentes (VAPOR SOLUTIONS, 2020).

O amostrador utilizado neste estudo é o denominado Vsorber®, desenvolvido pela empresa brasileira *Vapor Solutions* ®. Ele constitui-se por um frasco de vidro de borossilicato pré-envolvido em um fio metálico para instalação e recuperação do amostrador (**Figura 04**). Ele é composto por resinas sorventes, que agem como peneiras moleculares para a retenção de compostos que se deseja analisar. Além disso, possui uma tampa de transporte (preta), uma tampa de amostragem com uma membrana semipermeável (branca) tendo como principal

característica ser hidrofóbica e oleofóbica, permitindo a passagem do ar e dos compostos, entretanto não possibilita a passagem de água e óleos para o interior do amostrador (VAPOR SOLUTIONS, 2019).

Figura 4 - Amostrador Vsorber®



Fonte: Vapor Solutions (2019)

Cada amostrador possui dois cartuchos, com uma quantidade ampla e idêntica de adsorventes. Isto permite uma coleta dinâmica com resultados reproduzíveis, sendo possível realizar uma análise em duplicata ou de confirmação de resultados, se necessário.

Frequentemente os amostradores são instalados em furos de 1 a 1,5 polegadas, com profundidade entre 0,30 e 1,00 metro, sendo possível aprofundar estes furos quando necessário, mas devendo permanecer acima da zona saturada (**Figura 05 e 06**). Além disso, é instalado em malhas de 10 até 40 metros de espaçamento entre cada amostrador, variando em função do objetivo e do tamanho da área estudada. Eles ficam expostos aos vapores do solo por um período de 01 e 14 dias, de acordo com as condições locais, a profundidade de exposição dos contaminantes, suas concentrações e objetivos do estudo. A amostragem é realizada de modo simultâneo em vários locais, promovendo uma variabilidade espacial da contaminação.

Posteriormente, as amostras obtidas são encaminhadas ao laboratório e analisadas por meio de desorção térmica-cromatografia gasosa/espectrometria de massa (TD-GC/MS) (método EPA TO-17 modificado), fornecendo, por fim, os valores de massa dos compostos adsorvidos nos amostradores, representando de forma qualitativa a presença de contaminação em subsuperfície.

De forma a garantir a qualidade e a representatividade dos resultados das amostras durante seu deslocamento (trajeto campo-laboratório) são adicionadas duas amostras de branco de viagem (ida e volta), bem como uma amostra de branco de campo. Estas amostras são expostas aos ambientes externos (da viagem e de campo, respectivamente), de forma a identificar possíveis interferências.

Figura 5 – Instalação do amostrador



Fonte: Beacon Environmental Services, Inc. (2020)

Figura 6 – Esquematização dos amostradores Vsorber® instalados em solo e no asfalto, respectivamente



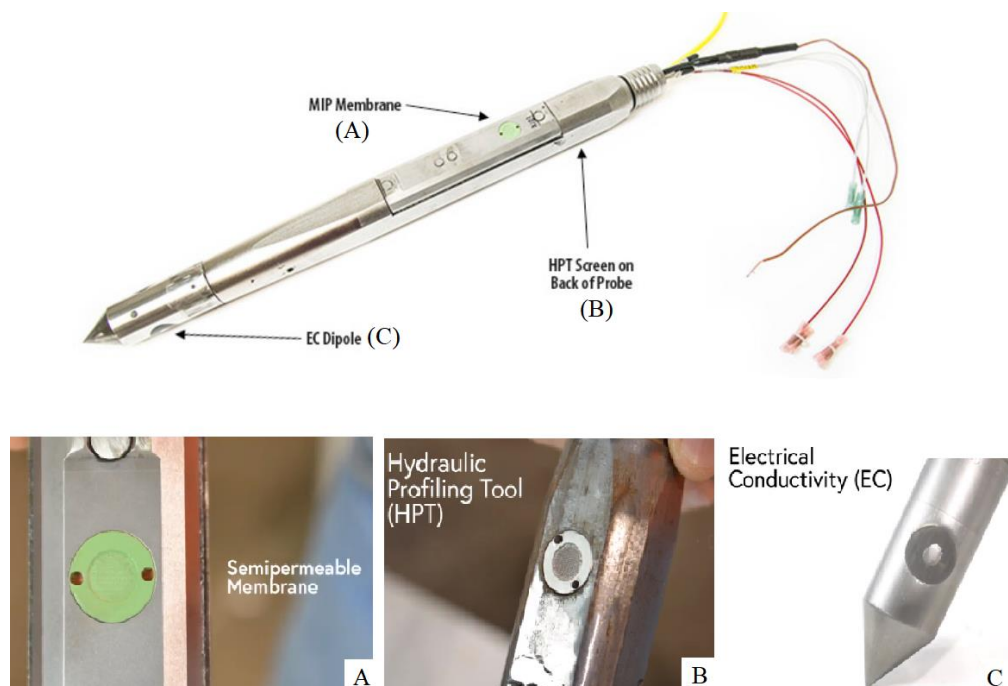
Fonte: Adaptado de Vapor Solutions (2019)

Destaca-se que a contaminação detectada pelos amostradores pode estar presente em solo e/ou água subterrânea e os resultados não necessariamente refletem a posição exata da pluma em fase dissolvida, uma vez que dinâmica de migração dos voláteis na zona não saturada diferencia-se da dinâmica de migração de contaminantes presentes em água subterrânea. Além disso, o método baseia-se em leituras indiretas da contaminação, caracterizando, desta maneira, uma limitação da técnica (MILANI, 2017).

2.4.2. Técnica de Investigação: Sondagens de Alta Resolução (MIHPT)

O MIP (*Membrane Interface Probe*) (**Figura 07**) é uma ferramenta de perfilagem que mede, de modo semiquantitativo e direto, a contaminação de hidrocarbonetos voláteis (VOC's) e solventes presentes em subsuperfície (**Figura 08**). Ele foi desenvolvido pela empresa *Geoprobe Systems*® e atualmente é fabricado e vendido exclusivamente por esta empresa e seus agentes de distribuição.

Figura 7 - Membrane Interface Probe (MIP) combinada com o Hydraulic Profiling Tool (HPT) e o sensor de condutividade elétrica do solo (CE)



Fonte: Geoprobe (2020)

Ele tem sido amplamente utilizado para mapear a extensão da contaminação por VOC's no subsolo. Seus benefícios principais estão relacionados aos registros dos contaminantes em função da profundidade; a apresentação da distribuição e a magnitude relativa dos contaminantes halogenados e não halogenados; ao funcionamento tanto em solos saturados, quanto em insaturados; ao registro *in situ* e em tempo real; a determinação da mobilidade dos contaminantes e suas vias de migração; e a detecção de contaminantes em diversos materiais subsuperficiais. Ademais, ele pode ser combinado com outros sensores para traçar a litologia e a perfilagem de permeabilidade (GEOPROBE, 2020).

Figura 8 – Aplicação da técnica MIHPT em campo

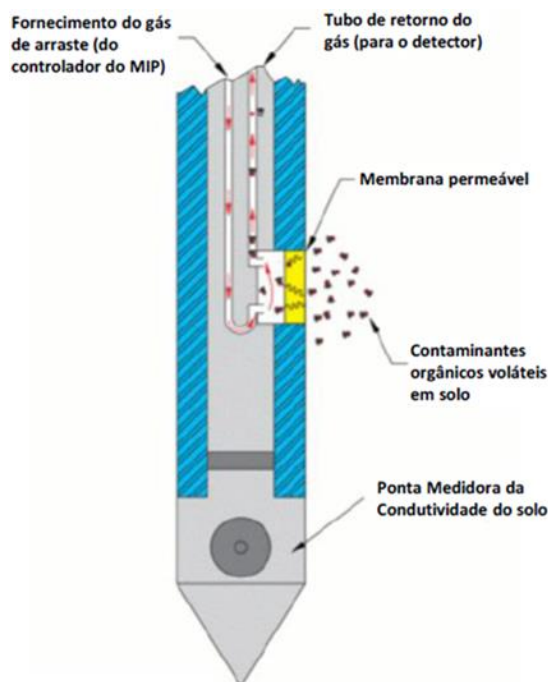


(A) Realização do ensaio pelo MiHpt
(B) Visualização dos resultados em tempo real

Fonte: Geoprobe (2020)

A sonda MIP possui 60 cm de comprimento e 57 mm de diâmetro. Ela é equipada com uma membrana porosa polimérica, com aproximadamente 6,35 mm de diâmetro, acoplada a uma chapa de aço inoxidável. Ela é aquecida eletricamente até a aproximadamente 100 e 120 °C, conforme a sonda avança no solo. Este aquecimento promove a difusão dos compostos voláteis presentes no meio (água e/ou solo) pela membrana. Após adentrarem a membrana, os VOC's capturados são transportados, por meio de um gás de arraste inerte (nitrogênio), até os detectores presentes na superfície (**Figura 09**). O tempo de viagem da interface da membrana aos detectores é de aproximadamente 30 a 60 segundos. O MIP pode ser utilizado tanto em solos saturados como insaturado, pois a água não atravessa esta membrana (GEOPROBE, 2020).

Figura 9 - Princípio da operação do MIP



Fonte: Milani (2017)

Um sistema detector MIP típico utiliza três detectores: um PID (detector de fotoionização), FID (detector de ionização de chama) e um XSD (detector de compostos halogenados específicos) (**Figura 10**). Além disso, pode estar acoplado a um sensor de condutividade elétrica do solo (CE) e ao sistema HPT (formando desta forma o sistema MIHPT) (**Figura 07**), tal como descritos a seguir. Ressalta-se que cada um desses detectores responde a diferentes características de um analito e a combinação de todos os três fornece ao investigador a capacidade de discernir entre os tipos de contaminantes típicos, como gasolina, solventes clorados e metano, mesmo quando misturados (GEOPROBE, 2020).

O detector PID caracteriza-se pela utilização da radiação ultravioleta (UV), emitida por uma lâmpada especial, montada em uma célula eletrolítica, termostaticamente controlada. Sua temperatura é regulável e varia a partir da temperatura ambiente até 250 °C (SANTOS *et al.*, 2015). A lâmpada UV emite energia suficiente para ionizar a maioria dos compostos aromáticos, tais como Benzeno, Tolueno, Xileno, além de outros compostos como Hexano e Etanol. Ele também emite respostas para os compostos clorados que contêm átomos de carbono em ligação dupla, como Tricloroeteno (TCE) e Tetracloroeteno (PCE). A lâmpada PID mais comum usada com o MIP é de 10,6 eV. Por fim, o PID é um detector não destrutivo e, portanto, pode ser usado em série com outros tipos de detector (GEOPROBE, 2020).

O detector FID utiliza uma chama de hidrogênio/ar para produzir íons e elétrons que podem conduzir eletricidade através da chama (GEOPROBE, 2020). O gás transportador dos compostos (gás de arraste) é misturado com hidrogênio e queimado. Esta combustão ioniza as moléculas do analito. Um eletrodo coletor atrai os íons negativos para o amplificador de elétrons, produzindo um sinal analógico, que é registrado. O FID responde a qualquer molécula com uma ligação Carbono-Hidrogênio e, raramente, para compostos, tais como Tetracloreto de Carbono ou Amônia (SANTOS *et al.*, 2015). Normalmente serve como um detector de confirmação, quando executado em conjunto com o PID e XSD, no entanto, é o detector primário para mapear os impactos do metano, uma vez que não aparece nos outros detectores (GEOPROBE, 2020).

O detector XSD opera em um estado oxidativo que converte compostos orgânicos halogenados em átomos de halogênio livres (GEOPROBE, 2020). Consiste em uma sonda de cerâmica, um fio de platina (ânodo) e um grânulo de platina (cátodo) montados no interior de um reator de alta temperatura. A amostra halogenada é queimada em um fluxo de ar, convertendo-a em átomos de halogênio, os quais são adsorvidos na superfície de platina. Os átomos irão então reagir com os átomos de metal alcalino, na superfície do grânulo carregado eletricamente de platina, o qual funciona como um emissor de elétrons. Quando esta reação ocorre, a corrente é medida, enviada e registrada no sistema de dados (SANTOS *et al.*, 2015). O XSD é um detector destrutivo usado para a detecção de VOCs halogenados totais no sistema MIP. O XSD não é sensível a hidrocarbonetos não halogenados, tornando-o um excelente detector em plumas de mistura de combustível e solvente (GEOPROBE, 2020).

O sensor CE mede a condutividade elétrica usando um arranjo dipolo. Uma corrente elétrica alternada é transmitida através do solo a partir do centro do sensor da sonda. Sucessivamente, esta corrente é devolvida ao corpo da sonda e então há uma resposta de tensão da corrente aplicada ao solo, a qual é medida através destes mesmos dois pontos. As propriedades elétricas do solo variam de acordo com configuração e a natureza dos materiais geológicos e em função de sua granulometria e arranjo textural. Em geral, os valores de condutividade inferiores são característicos de partículas maiores, tais como cascalho e areias, enquanto condutividades mais elevadas são características de partículas mais finas, tais como areias finas, argilas e siltes (SANTOS *et al.*, 2015).

O HPT (*Hydraulic Profiling Tool*) é uma ferramenta de perfilagem que mede a pressão necessária para injetar um fluxo de água no solo conforme a sonda avança em subsuperfície.

Este registro de pressão de injeção é um excelente indicador da permeabilidade da formação. Além disso, ele pode ser usado para estimar a condutividade hidráulica na zona saturada, registra a pressão de injeção HPT e taxa de fluxo (GEOPROBE, 2020). Em suma, ele mede a relação vazão/pressão de injeção para relacionar esse valor com a condutividade hidráulica (K). O rastreio do HPT é realizado simultaneamente com o registro de MIP e EC. Este sistema é composto por controlador de fluxo; bomba; cabo de transferência de água; transdutor de pressão; e barreira permeável (SANTOS *et al.*, 2015).

Figura 10 - Sistema de detecção do MIP com três sensores: PID, FID e XSD



Fonte: Geoprobe (2020)

À medida que a ferramenta avança em subsuperfície a água é bombeada através do cabo de transferência para dentro do solo, passando através da barreira permeável. O escoamento é regulado de modo a ser o mais constante possível. A pressão necessária para injetar um fluxo constante no solo, conhecida como a pressão de HPT, é monitorada pelo transdutor de pressão e registrada em quilopascal (kPa). O fluxo de água em subsuperfície é medido e registrado em mililitros por minuto (mL/min) ou por hora (mL/h), em função da profundidade. A medição da pressão estática (teste de dissipação) pode ser realizada quando a sonda é paralisada em intervalos discretos, permitindo a determinação do nível d'água. O teste de dissipação

proporciona uma estimativa do nível do lençol freático, com base na carga hidráulica imposta sobre a sonda em repouso comparada com a pressão medida na superfície antes de cada sondagem. Este teste é melhor executado em materiais subsuperficiais de granulometria mais grossa (areia e cascalho), uma vez que assegura que a pressão hidrostática ambiente local seja medida de forma rápida e precisa. O teste de dissipação através da utilização do *software* especializado torna possível a estimativa do K (condutividade hidráulica) (SANTOS *et al.*, 2015).

Santos *et al.* (2015) aponta como limitação da ferramenta MIP a não diferenciação da concentração obtida em fase dissolvida, livre, vapor ou retida no solo. Além disso, a mistura de compostos voláteis (VOC) e semivoláteis (SVOC) influencia os dados transmitidos pela sonda e obtidos em superfície, podendo acarretar em profundidade diferente do pico de altas concentrações. Há, portanto, incertezas quanto ao posicionamento vertical da massa de contaminante detectada, bem como da interação dessa massa com o meio físico. Isto torna o MIP uma ferramenta qualitativa e não quantitativa.

Já quanto as limitações da ferramenta HPT, os autores apontam a necessidade de uma injeção de fluidos na formação, a qual pode modificar as condições hidrogeoquímicas do meio e criar caminhos preferenciais de fluxo, além do uso de um *software* padrão para todas as formações, correlacionando a pressão e vazão obtidas no ensaio HPT com a condutividade hidráulica, sem levar em conta as variações das formações ensaiadas.

3 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

Este estudo resulta das atividades realizadas em conjunto com uma consultoria ambiental paulistana, durante a etapa de “Investigação Ambiental Detalhada”, sob acordo de confidencialidade. Ressalta-se que os estudos e resultados aqui apresentados, encontram-se divulgados sob autorização desta empresa, bem como dos proprietários do empreendimento. Para garantir a confidencialidade, foram modificadas as identificações das sondagens realizadas. Além disso, não serão expostos a localização exata da área avaliada, registro fotográfico das atividades e a denominação das empresas envolvidas.

3.1. Histórico Ambiental

O avaliado compreende uma antiga indústria têxtil localizada no município de São Paulo (SP), cujas atividades no local ocorreram por mais de 40 anos. Cita-se que as etapas de Avaliação Ambiental Preliminar e Investigação Confirmatória foram realizadas anteriormente a Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 07 de fevereiro de 2017, estabelecidas pela Companhia Ambiental do Estado do São Paulo-CETESB, enquanto a etapa de Investigação Ambiental Detalhada, foi realizada em acordo com a legislação supramencionada.

A etapa de Avaliação Ambiental Preliminar, realizada por outra consultoria ambiental, definiu 13 áreas fontes potenciais. Aquela foco deste estudo compreende a Área Potencial de Contaminação relativa a região em que encontrava-se a máquina de lavar a seco *Sperotto*, área de tratamento de seus efluentes e tanque e tambores de Tetracloroeteno (PCE) usados. Esta região também inclui uma ampla área denominada de “estoque” e uma área “descoberta”, ambas a oeste da área fonte supramencionada.

Destaca-se que na lavagem a seco, a matéria-prima utilizada para a limpeza de tecidos são os solventes. Ela se popularizou a partir da década de 1950, devido a criação de novas máquinas (menos robustas e mais eficientes) e, principalmente, ao uso do Percloroetileno (Tetracloroeteno ou PCE) como agente de limpeza, uma vez que não é inflamável, possui alto poder de solvência, evita o encolhimento do tecido e dissolve manchas lipofílicas como óleos, ceras e gorduras (BORGES&MACHADO, 2013).

Assim sendo, posteriormente foi realizada a Investigação Ambiental Confirmatória, por esta mesma empresa. Durante esta etapa foi instalado um poço de monitoramento de água subterrânea com amostragem de solo vinculada (ST/PM-01), próximo aos tambores de PCE

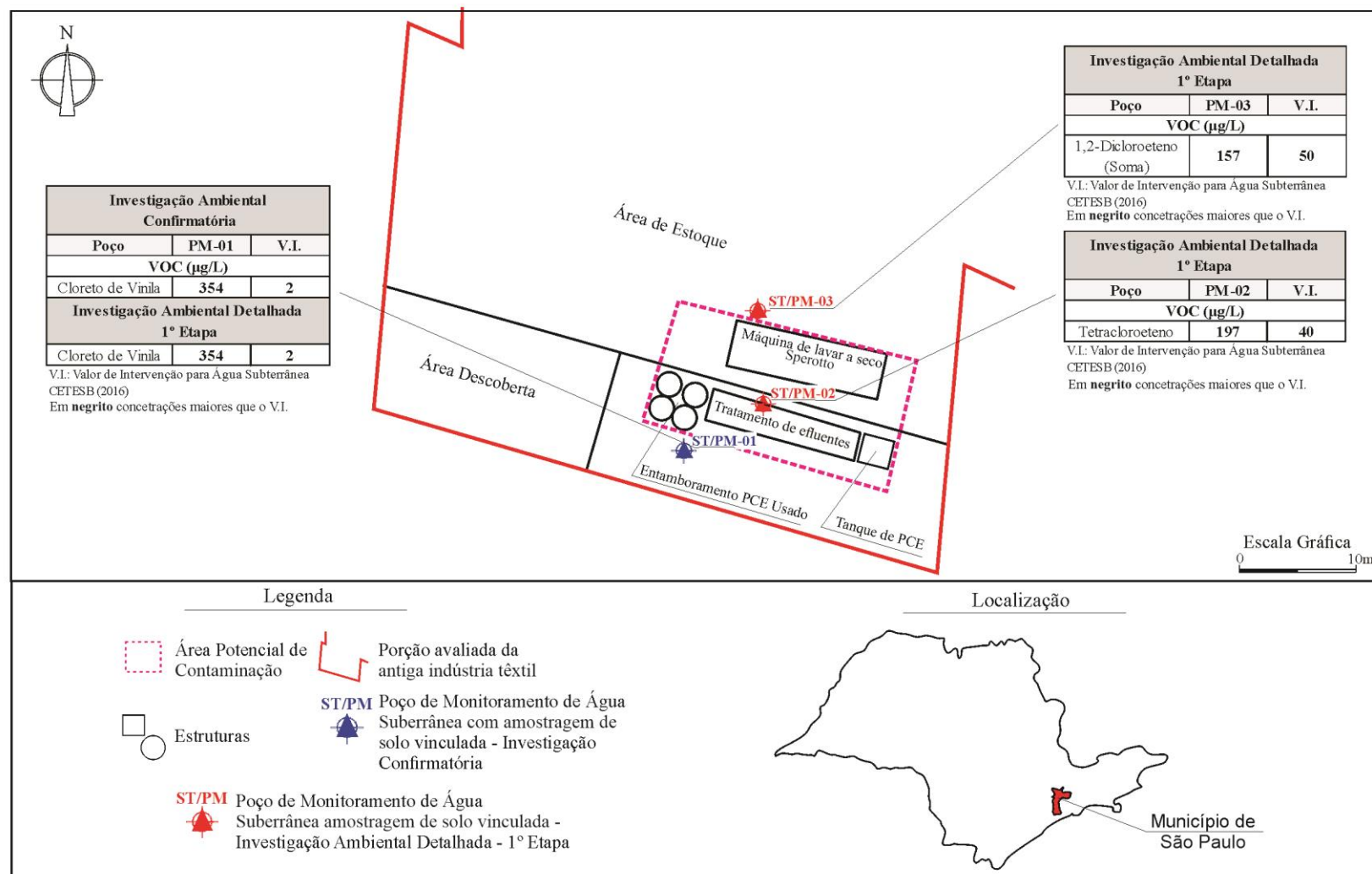
usados. As análises realizadas na água subterrânea identificaram Cloreto de Vinila acima de seu respectivo Valor de Intervenção (**Tabela 3, item 2.3.7**).

A primeira etapa da “Investigação Ambiental Detalhada” consistiu na instalação de mais dois poços de monitoramento, com amostragens de solo vinculadas (ST/PM-02 e ST/PM-03), localizados próximos à área de tratamento de seus efluentes e da máquina *Sperotto*, respectivamente. As amostras de água subterrânea coletadas foram relativas aos poços preteritamente e recém instalados (PM-01 ao 03). Todas as amostras (solo e água subterrânea) foram analisadas para VOC Varredura. Nas amostras de solo, não foi identificado qualquer composto orgânico volátil. Já na água subterrânea foram identificadas contaminações por Tetracloroetano (PM-02), 1,2-Dicloroetano (soma cis e trans) (PM-03) e Cloreto de Vinila (PM-01). Desta maneira, recomendou-se, ao fim, a complementação desta investigação, visando delimitar estas contaminações no avaliado.

Dada a complexidade da área e a falta de informações precisas de todas as possíveis fontes primárias e secundárias de contaminação, necessitou-se da aplicação de métodos que pudessem melhor caracterizar a contaminação existente, além de guiar as investigações convencionais, pela instalação de poços de monitoramento e/ou amostragens de solo, com análises químicas associadas. Sendo assim, recorreu-se à utilização do método tipo varredura, com a amostragem passiva de vapores; e o de alta resolução, apresentadas e exploradas neste estudo.

A **Figura 11** apresenta a esquematização da área avaliada, bem como as investigações pretéritas e as contaminações relatadas para a água subterrânea, isto é, apresenta os compostos com concentrações acima de seus respectivos Valores de Intervenção, estabelecidos pela CETESB (2016).

Figura 11 – Área em estudo e contaminações identificadas na água subterrânea em investigações pretéritas



Fonte: Confecção própria

3.2. Aspectos Geológicos

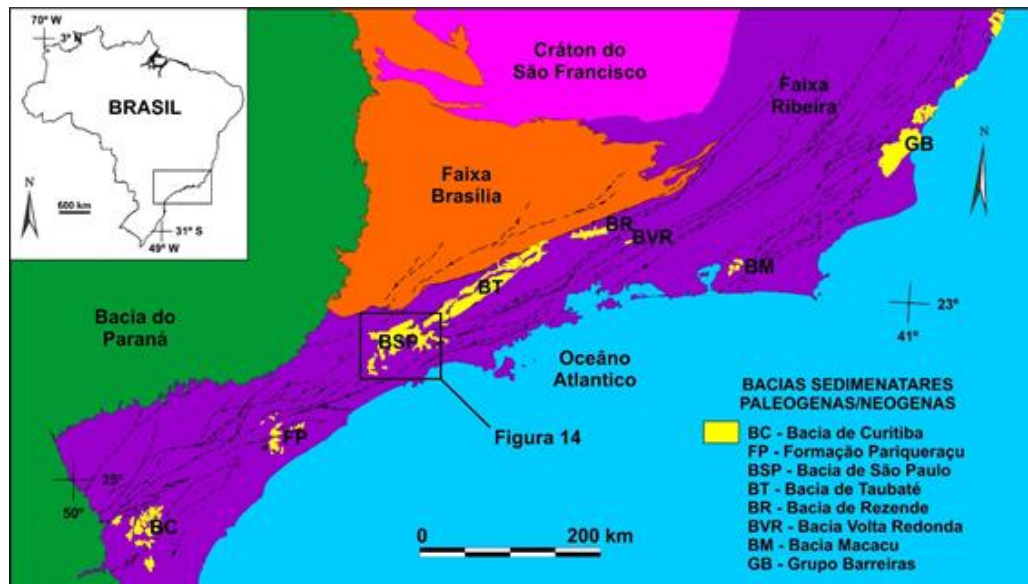
Na área de estudo, durante as perfurações, foram observados três horizontes, sendo eles: aterro, aluvião e sedimentos da Bacia São Paulo. Suas caracterizações, sob os pontos de vista regional e local, encontram-se descritas a seguir.

3.2.1. Contexto Geológico Regional

3.2.1.1. Bacia de São Paulo

A Bacia Sedimentar de São Paulo, insere-se no contexto do *Rift* Continental do Sudeste do Brasil (RCSB), de idade paleógena. Este, por sua vez, pode ser dividido em três segmentos: o ocidental, que engloba a Bacia de Curitiba, a área de ocorrência da Formação Alexandra, os grábens de Guaraqueçaba, Sete Barras e Cananéia e a área de ocorrência da Formação Pariquera Açu; o segmento central, o qual abrange as bacias de São Paulo, Taubaté, Resende e Volta Redonda, além das ocorrências menores de Bonfim e do Cafundó; e, por fim, o segmento oriental, o qual encerra o Gráben da Guanabara, que aloja as bacias do Macacu, Itaboraí e o Gráben de Barra de São João (RICOMININI *et al.*, 2004) (**Figura 12**).

Figura 12 - Contexto geológico regional do Rift Continental do Sudeste do Brasil (RCSB)



Contexto geológico do *Rift* Continental do Sudeste Brasileiro (RCSB). As linhas tracejadas mostram as zonas de cisalhamento pré-cambrianas, em parte reativadas durante o Mesozoico e Cenozoico.

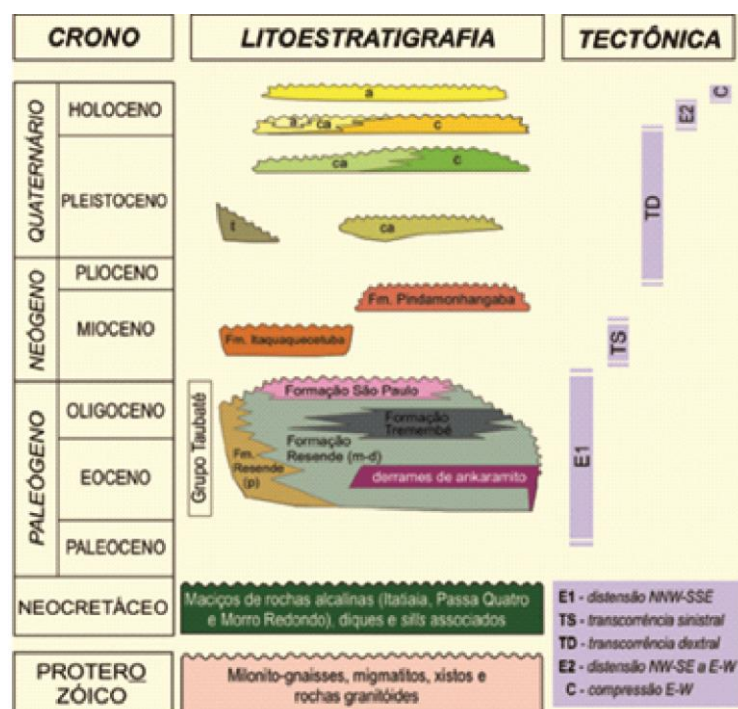
Fonte: Adaptado de Riccomini *et al.* (2004)

Este *rift* configura-se por uma extensa faixa, com cerca de 900 km, orientado segundo E-NE, paralela à atual linha de costa. O arcabouço estrutural destas bacias, dispõem-se em semigrabens basculhados para NNW (TAKIYA, 1997).

O embasamento das bacias supracitadas insere-se no Cinturão dos Dobramentos Ribeira (HASUI *et al.* 1975 *apud* TAKIYA, 1997), o qual é constituído por rochas metamórficas (gnaisses, xistos, filitos, anfibolitos, quartzitos, milonitos-gnaisses, blastomilonitos, milonitos e entre outros), migmatitos com estruturas diversas e rochas granitoides variadas referentes ao Ciclo Tectônico Brasileiro ou oriundas de retrabalhamento de rochas de ciclos vetustos (TAKIYA, 1997).

Segundo este mesmo autor, estudos palinológicos realizados nas bacias de São Paulo, Taubaté e Resende e datações efetuadas indicaram que a principal fase de sedimentação destas bacias ocorreu durante o Oligoceno, no entanto, há registros sedimentares mais antigos. Conforme cita Ricominini *et al.* (2004), foi entre o Eoceno-Oligoceno que ocorreu a principal fase de desenvolvimento do RCSB (Figura 13).

Figura 13 – Quadro Litoestratigráfico e Evolução Tectono-Sedimentar do Segmento Central do RCSB

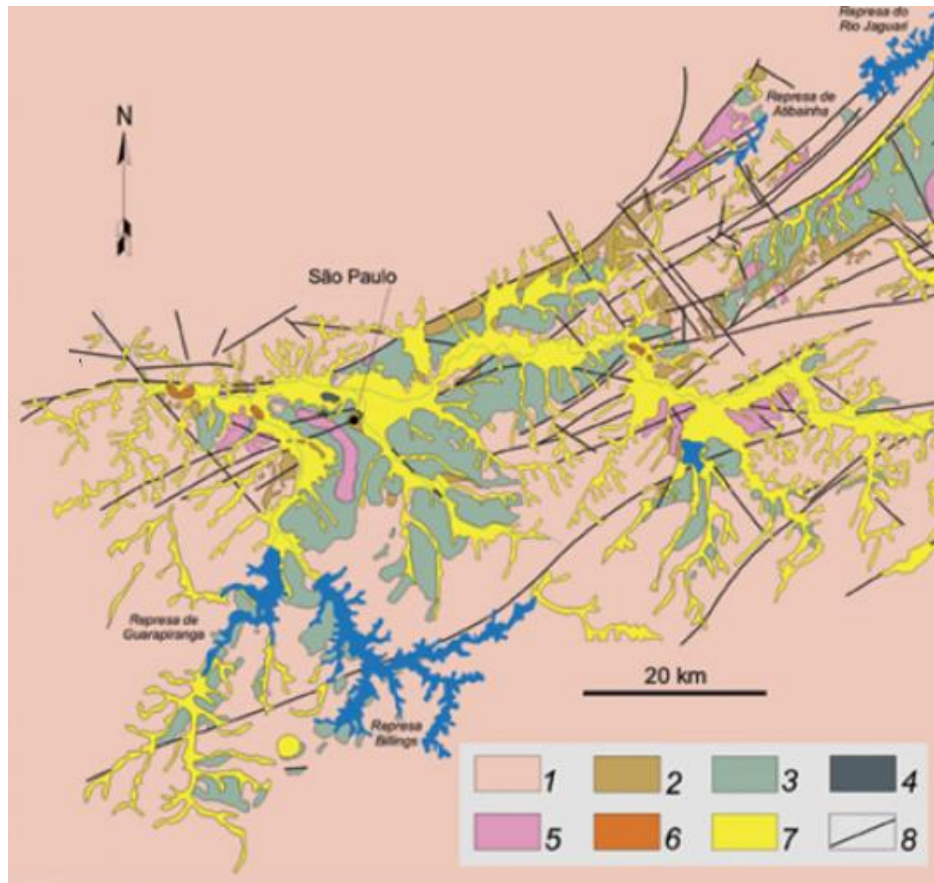


Quadro litoestratigráfico e evolução tectono-sedimentar do segmento central do RCSB
 Letras: p-leques aluviais proximais; m-d-leques aluviais medianos a distais associados a planície aluvial de rios entrelaçados; t-depósitos de tálus; c-depósitos colúvio-aluviais; ca-depósitos colúvio-aluviais; a-depósitos aluviais.

Fonte: Riccomini *et al.* (2004)

A Bacia de São Paulo (**Figura 14**) é formada pelas formações Resende, Tremembé, São Paulo e Itaquaquecetuba e encontram-se descritos a seguir segundo estudos compilados e realizados por Takiya (1997).

Figura 14 – Mapa Geológico da Bacia de São Paulo



Mapa geológico da Bacia de São Paulo e porção sudoeste da Bacia de Taubaté -
 1) embasamento pré-cambriano; 2) Formação Resende (sistema de leques aluviais proximais); 3) Formação Resende (sistema de leques aluviais medianos a distais associados a planície aluvial de rios entrelaçados); 4) Formação Tremembé; 5) Formação São Paulo; 6) Formação Itaquaquecetuba; 7) sedimentos quaternários; 8) falhas cenozóicas, em parte reativadas do embasamento pré-cambriano.

Fonte: Riccomini *et al.* (2004)

A Formação Resende é constituída por depósitos associados ao sistema de leques aluviais, subdivido em fácies proximais e distais. As fácies proximais são abrangidas por conglomerados polimíticos, brechas e diamictitos, enquanto as fácies distais são constituídas por lamitos, por vezes associados a arenitos, conglomerados de sistema fluvial entrelaçado. Esta formação é a de maior expressividade em volume de sedimentos na bacia. Quanto aos litotipos, os mais comumente encontrados são os lamitos, principalmente em superfície. Em geral, estes possuem matriz argilo-arenosa abundante, envolvendo, na maioria dos casos, grânulos a seixos

de quartzo do arcabouço. Esta formação exhibe contatos interdigitados com os depósitos das formações São Paulo e Tremembé. Em geral, quando observadas no município de São Paulo, encontram-se constituída, na maioria das vezes, por lamitos de coloração acinzentada, esverdeada, amarelada e, mais raramente, avermelhada, com manchas arredondadas e irregulares de constituição muito argilosa.

A Formação Tremembé abrange camadas tabulares de argilas siltosas de coloração preta e cinza esverdeada. Possui ocorrência restrita na Bacia de São Paulo, em contraste com sua extensa ocorrência na porção central da Bacia de Taubaté, onde pode ser caracterizada por ambiente deposicional lacustre do tipo *playalake*. Riccomini & Coimbra (1992), caracterizaram esta Formação nas escavações da Estação Barra Funda da Linha 3 (vermelha) do Metropolitano de São Paulo e em sondagens nas proximidades do Parque Antártica e na Rua do Oriente no Pari. Nestas sondagens foram constatadas camadas tabulares de argilitos verdes maciços intercalados com argilitos cinza-escuros a pretos, ricos em matéria orgânica. Estima-se que na bacia de São Paulo, ela possua espessura de 60 metros.

A Formação São Paulo caracteriza-se por depósito de sistema fluvial meandrante, com planícies de inundação bem desenvolvidas. É composta por conglomerados, arenitos com estratificação plano-paralela, passando a acanaladas e cruzadas, gradando para siltitos laminados a argilitos. É caracterizada por depósitos de canal, barra de pontal e planícies de inundação. Esta unidade tem expressiva ocorrência em área na bacia. Em geral, estão associadas a couraças ferruginosas, sustentando altas colinas, como o espigão central situado na região da Av. Paulista e Sumaré. Em geral, esta unidade aflora acima da cota de 780 metros.

Por fim, a Formação Itaquaquecetuba é constituída por depósitos relacionados ao sistema fluvial entrelaçado, associado a leques aluviais. Ocorre, principalmente, em cotas abaixo de 710 metros, sob os sedimentos aluviais dos rios Tietês, Tamanduateí e Pinheiros. Ela abrange arenitos grossos arcoseanos, mal a mediantemente selecionados, exibindo estratificações cruzadas tabulares a acanaladas. Esta unidade pode exhibir estratos com níveis argilo-siltosos, eventualmente arenosos, de coloração castanho-escuro, ricos em matéria orgânica, apresentando níveis de conglomerado com seixos de quartzo e quartizito bem arredondados. Ainda são descritos mais três litofácies nesta unidade: fácies de arenito médio a fino maciço, mal selecionado, com estrutura almofadada; fácies de lamitos maciços e siltitos arenosos, associados aos arenitos maciços supracitados; fácies de blocos subangulares de folhelhos

siltosos a arenitos marrom escuro, com até 3 metros de espessura, e pedaços de tronco fósseis, além de clastos menores de quartzo e quartzito centimétricos a decimétricos.

3.2.1.2. Coberturas Quaternárias: Depósitos Aluviais

Os depósitos aluviais formam-se pela deposição de sedimentos clásticos, a partir de um sistema fluvial. Estas deposições ocorrem no leito, nas margens das drenagens e nas planícies de inundação. O termo quaternário refere-se ao período mais recente da era Cenozoica (Pleistoceno e Holoceno). Em suma, as coberturas quaternárias em questão, referem-se às deposições recentes, associados à sistemática fluvial de determinada drenagem.

No município de São Paulo, estes depósitos desenvolvem-se principalmente nas extensas planícies aluviais dos rios Tietê, Pinheiros, Tamanduateí e seus tributários. Conforme caracteriza Takiya (1997), conforme estudos no município referido, estes depósitos podem atingir até 15 metros, e comumente encontram-se capeados por aterro.

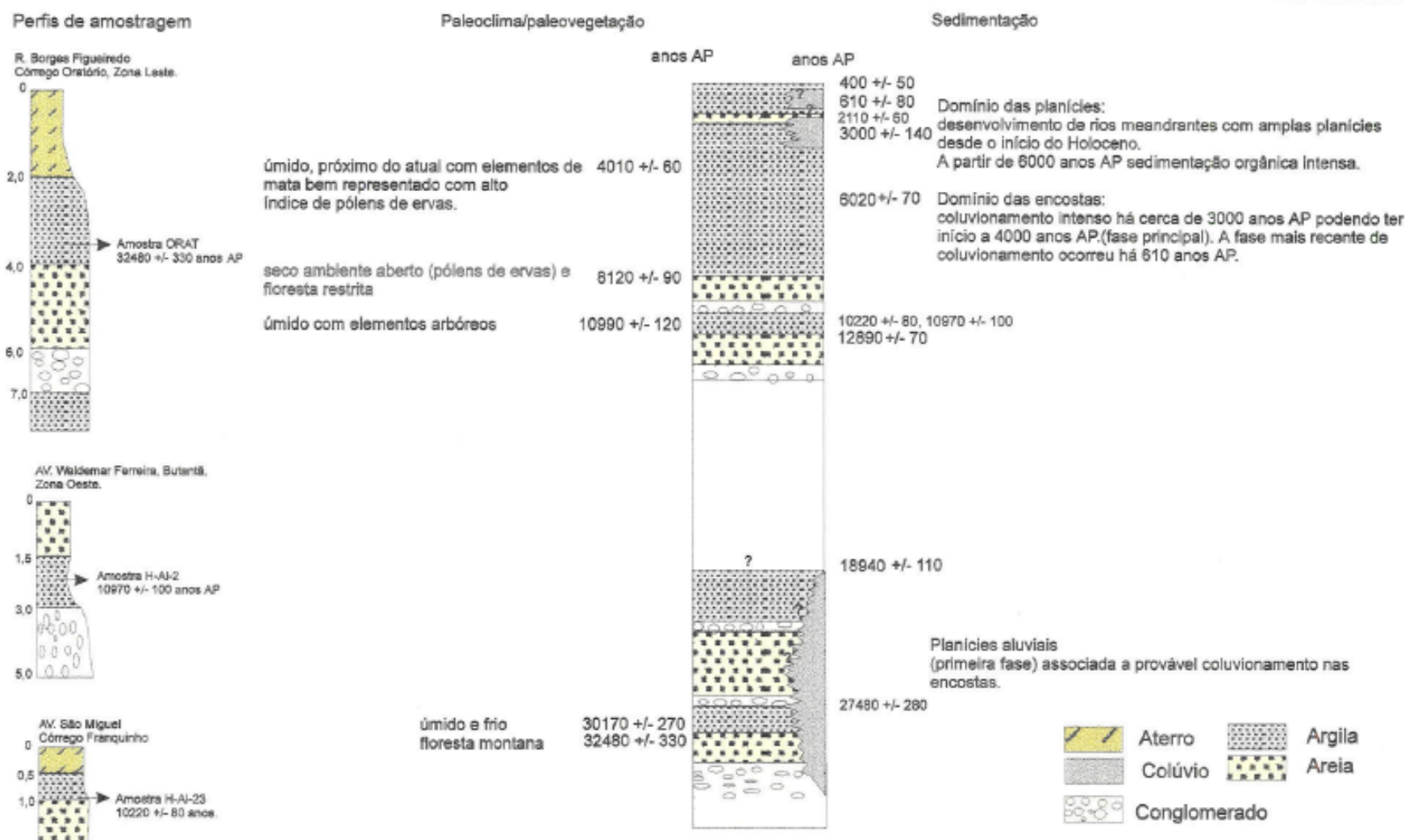
Os litotipos ocorrentes nestes depósitos no município, ainda segundo o autor, são: conglomerado basal, constituído por seixos a calhaus de quartzo, em tons amarelados a esbranquiçados. Sotoposto a ele estão areias finas a grossas, com grãos arredondados a subarredondados de quartzo, com matriz argilosa. No topo encontra-se um pacote argiloso, com colorações claras e tons acizentados, constituído por argila plástica, geralmente, sobreposto por argila orgânica, cinza escura a preta.

A camada de argila orgânica, embora apresente idades entre 32.480 +/- 330 anos e 400 +/- 50 anos, possui maior desenvolvimento na passagem Holoceno-Pleistoceno. Esta passagem reflete que nessa época havia franco desenvolvimento das planícies meandantes das drenagens, em condições de altos índices pluviométricos e, consequente, alta taxa de umidade.

Ainda, segundo registra o autor, no município de São Paulo, têm-se registro de duas fases principais de desenvolvimento dos rios meandantes. A primeira tem intervalo de 32.480 +/- 330 anos e 18.480 +/- 110 anos. A segunda relaciona-se a passagem Pleistoceno-Holoceno até épocas mais atuais. O registro mais antigo (32.480 +/- 330 anos) refere-se ao último evento glacial (Estádio Würn) e ao desenvolvimento de coberturas aluviais pleistocênicas em clima úmido e frio, com presença de florestas montanas (de altitude). A segunda fase relaciona-se condições climáticas úmidas e presença de florestas. Há cerca de 8.000 anos é registrada presença de ambientes com florestas restritas. A partir de 6.000 anos, a deposição fluvial meandantes passa a ser mais argilosa, com desenvolvimento intenso de meandros abandonados e amplas planícies aluviais. Há 4.000 anos, há ocorrência de clima mais úmido, próximo do

atual, em ambiente de floresta bem desenvolvidas coexistindo com campos de predomínio de elementos herbáceos. O ciclo de deposição aluvial apresenta último registro há 400 anos (**Figura 15**).

Figura 15 – Correlação entre sedimentação quartenária no Município de São Paulo, idades, paleoclimas e paleovegetação



Fonte: Takiya (1997)

3.2.1.3. Depósitos Tecnogênicos: Aterro

Os depósitos tecnogênicos (originados pela técnica) são resultado da atividade humana. Estes depósitos podem ser classificados em três tipos principais: os construídos, como os aterros e corpos de rejeito; induzidos, como assoreamento e os aluviões modernos; e modificados, como os depósitos naturais alterados tecnogenicamente por efluentes e adubos.

No município de São Paulo, a intensa ocupação contribui para a formação destes depósitos. Em geral, os aterros que capeiam os depósitos quaternários são de constituição bastante heterogênea, variando de materiais bota-fora, contendo plásticos, materiais de construção, tecidos e entre outros, até solos saprolíticos de sedimentos compactados lançados. Sua espessura também tem grande variação, podendo atingir até 5 metros, a depender da área e necessidade das obras executadas (TAKIYA, 1997).

3.2.2. Contexto Geológico Local

Na área avaliada, a geologia local foi caracterizada através da realização de sondagens para instalação de poços de monitoramento de água subterrânea (rasos e multiníveis) (principalmente relacionados a investigações posteriores daquelas aqui relatadas), bem como através das leituras dos sensores CE e HPT, das sondagens MIHPT (**vide item 4.2.2.1 e Anexo B**). Além disso, os dados obtidos foram comparados a literatura mencionada. Desta maneira, foram observados (do topo a base):

- Depósito tecnogênico, do tipo aterro, constituído por argila arenosa e areia fina, exibindo colorações vermelha, marrom, cinza e preta. Na maior parte das sondagens, observou-se rejeitos de construção. Possui, em geral, espessura entre 2,5 e 3 metros, no entanto pode atingir até 4 metros;
- Depósito sedimentar aluvial quaternário, subdividido em duas camadas principais, sendo a primeira de argila orgânica, cinza-escuro a preta, intercalada com argila siltosa a arenosa cinza-clara a cinza-escuro, por vezes orgânica. Esta camada possui, em geral, espessura entre 2 e 3 metros, no entanto varia entre 1 e 4 metros de profundidade. Sotoposta a ela encontram-se areias finas a médias, com cascalhos basais, exibindo cores marrom a cinza-escuro, com espessuras que variam de 0,5 a 3,5 metros;

- Depósito sedimentar da Formação Resende (Bacia de São Paulo), caracterizado por argilas cinza-esverdeadas. É interceptado entre 6 e 7 metros de profundidade e persiste até o findar das sondagens (de até 15 metros).

3.3. Aspectos Hidrogeológicos

A água subterrânea existente sob o avaliado encontra-se nos poros dos constituintes sedimentares dominantes na área. Suas caracterizações, sob os pontos de vista regional e local, encontram-se descritas a seguir.

3.3.1. Aspectos Hidrogeológicos Regionais

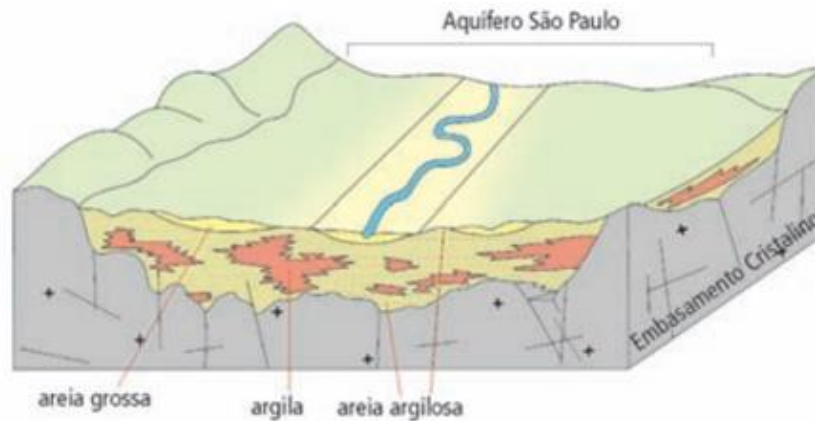
Segundo Iritani (1993), há dois grandes sistemas aquíferos na região metropolitana de São Paulo: o Sistema Aquífero Cristalino, associado ao substrato alterado/fraturado das rochas cristalinas que o constitui; e Sistema Aquífero São Paulo, relacionado aos sedimentos que preenchem a Bacia de São Paulo, assentado discordantemente ao substrato rochoso supracitado. Estes dois sistemas encontram-se associados ao Sistema Aquífero da Bacia do Alto Tietê (HIRATA & FERREIRA, 2001).

No Sistema Aquífero Cristalino há duas zonas distintas de fluxo das águas subterrâneas, relacionadas a rocha alterada, em que a água flui pelos interstícios resultantes de seu intemperismo e a rocha sã, onde a água flui por fissuras e fraturas. Sendo assim, este aquífero apresenta ampla heterogeneidade, resultando em vazões e parâmetros hidrodinâmicos bastante variáveis, refletindo em sua difícil caracterização (IRITANI, 1993).

Já no Sistema Aquífero São Paulo, a água subterrânea armazena-se e flui pelos poros dos litotipos sedimentares. Este constitui um aquífero livre, granular e de fácil recarga, no entanto inteiramente ocupado pela metrópole, onde há maior risco de poluição, dada a intensa ocupação e atividade industrial na região. Encontra-se associado ao pacote sedimentar da Bacia de São Paulo, com grande heterogeneidade litológica, decorrente das inúmeras intercalações entre camadas arenosas e argilosas (IRITANI & EZAKI, 2014) (**Figura 16**). Possui, em geral, capacidade específica de 1,6 m³/h/m e valores médios de transmissividade de 50 m²/dia. Sua porosidade efetiva, estimada através do caráter litológico, é de 2 a 10% (IRITANI, 1993). Posteriormente o Sistema Aquífero São Paulo recebeu, de Hirata & Ferreira (2001), a reclassificação hidrogeológica de Sistema Aquífero Sedimentar (SAS). Esta reclassificação conta com a subdivisão em Aquíferos Quaternário, São Paulo e Resende. Segundo o autor, as

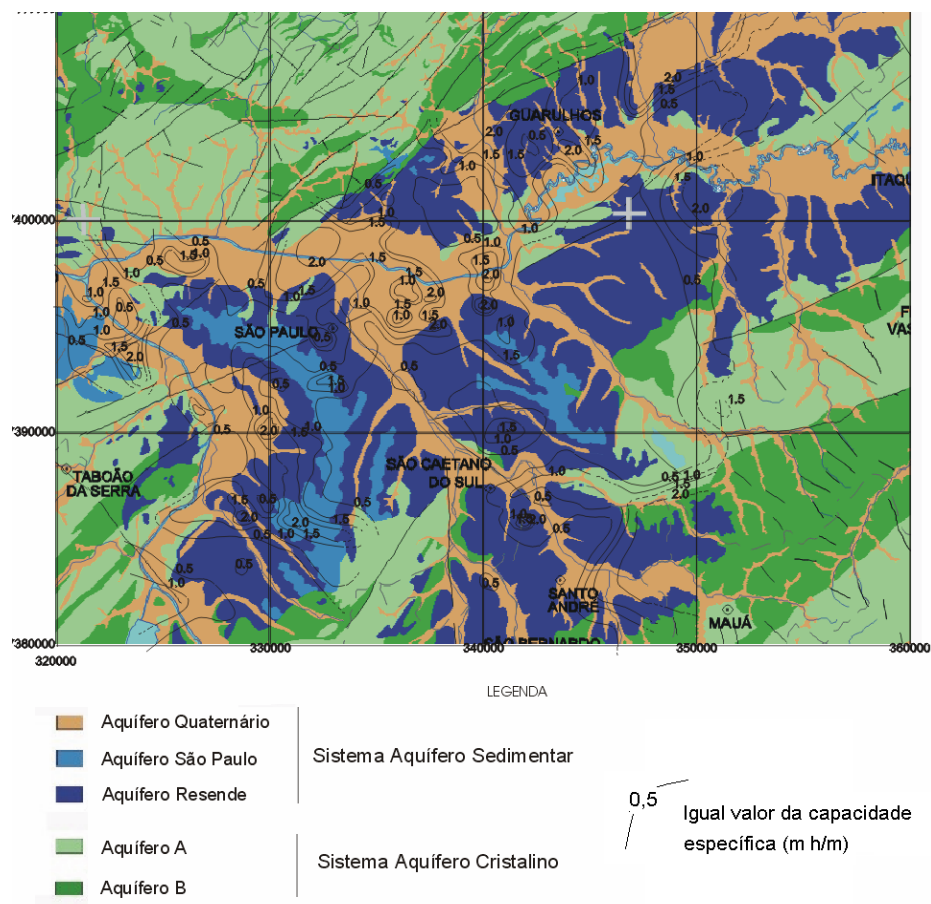
formações Tremembé e Itaquaquetuba, não definem unidades aquíferas devido a sua pequena expressão em área. Além disso, dentro de uma mesma unidade aquífera há grande variação de produtividade (Figura 17).

Figura 16 – Esquematisação do Aquífero São Paulo



Fonte: IRITANI & EZAKI (2014)

Figura 17 – Capacidade específica do Sistema Aquífero Sedimentar (SAS)



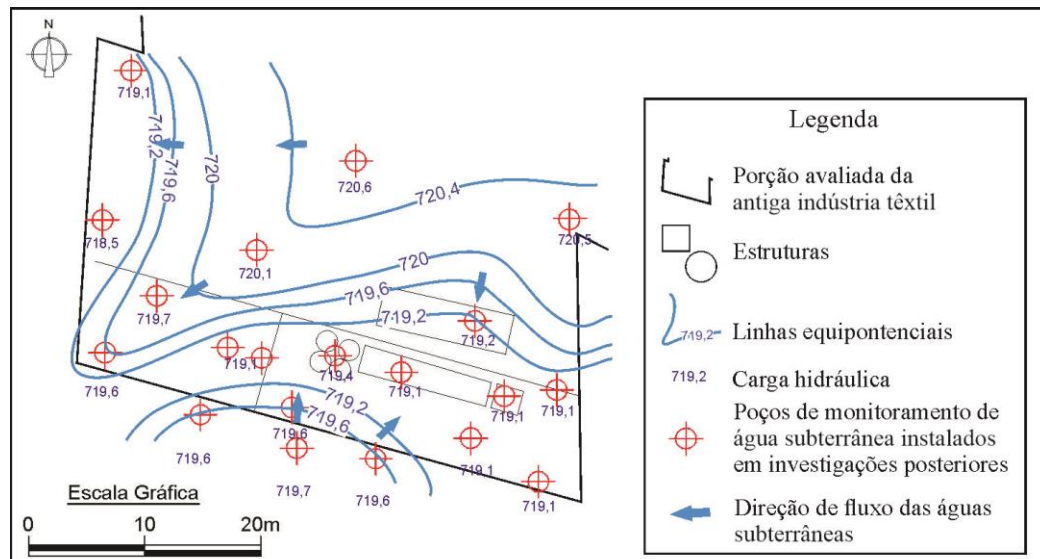
Fonte: Campos *et al.* (2002)

3.3.2. Aspectos Hidrogeológicos Locais

A área avaliada encontra-se sobre o Sistema Aquífero São Paulo, dominado pelos sedimentos quaternários (argilosos e arenosos) e pelos litotipos da Formação Resende (argilosos). É caracteristicamente do tipo granular e livre.

Localmente, a zona não saturado do substrato encontra-se, primordialmente, nos depósitos tecnogênicos, do tipo aterro. Já a zona saturada, inicia-se, por vezes, na base destes depósitos e, em sua maioria, nos depósitos quaternários. Desta maneira, o nível d'água, encontra-se entre 1,0 e 3,7 metros de profundidade. Através da rede de poços de monitoramento instalados (principalmente nas fases investigativas posteriores), levantamento das cotas topográficas, medição dos níveis d'água e cálculo das cargas hidráulicas, foi possível gerar um mapa potenciométrico para a área (**Figura 18**). O fluxo das águas subterrâneas demonstrou-se, prioritariamente, de norte a sul, com um componente para oeste. No entanto, nota-se que a extremo sul do avaliado há, também, fluxo contrário (com menor diferença de potencial), sendo ele de sul para norte, indicando, desta forma, a possível passagem de uma antiga drenagem.

Figura 18 – Mapa potenciométrico obtido para o avaliado



Fonte: Confeção própria

4 INVESTIGAÇÕES REALIZADAS E RESULTADOS OBTIDOS

4.1. Investigação Passiva de Vapores do Solo

A investigação passiva de vapores, com a utilização dos amostradores Vsorber®, foi realizada em conjunto com as empresas *Econsulting* e *Vapor Solutions* e guiada pelo manual Amostragem Passiva Vsorber® (VAPOR SOLUTIONS, 2019), o qual segue a norma técnica ASTM D7758.

Cita-se que, dada a complexidade da área e às incertezas com relação às fontes primárias e secundárias de contaminação existentes na área, os amostradores passivos foram posicionados de maneira a abranger todo o avaliado, em malha regular, de, aproximadamente, 5 em 5 metros.

4.1.1. Atividade de Campo

Na área, foram instalados 57 amostradores do tipo Vsorber® (VS-01 ao VS-57), em malha regular, conforme apresenta a **Figura 19**.

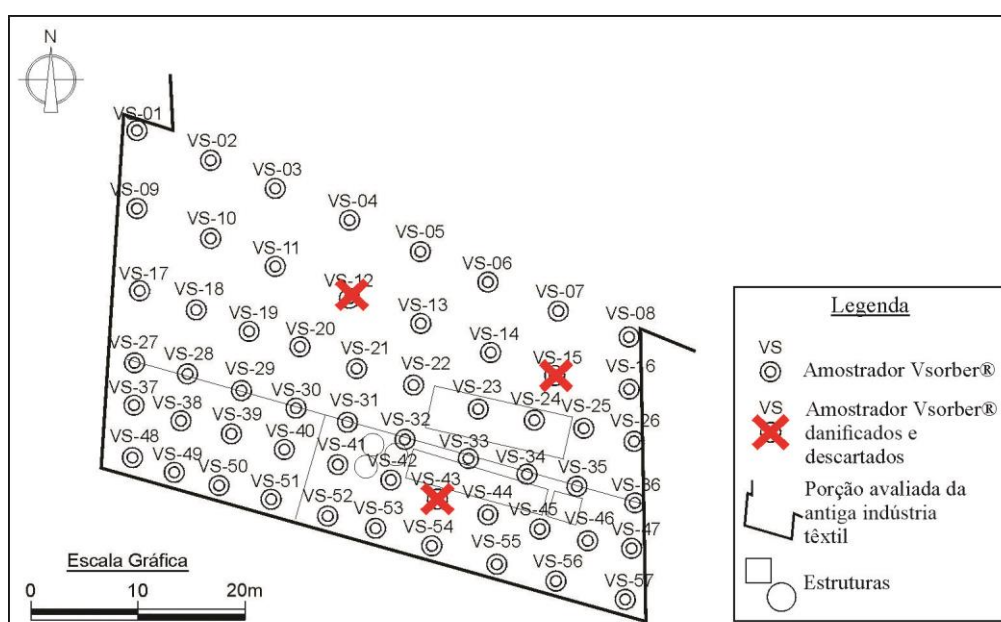
Os procedimentos realizados em campo constituíram-se por:

1. Perfuração entre 30 e 50 cm de profundidade (sempre na zona não saturada do solo); com furo de 1'' de diâmetro;
2. Troca de tampas do amostrador: tampa de transporte para a tampa de amostragem;
3. Posicionamento do amostrador e vedação do furo;
4. Exposição dos amostradores aos vapores do solo por 7 dias;
5. Retirada do amostrador da perfuração, limpeza de seu bocal com papel toalha e troca da tampa de amostragem para a tampa de transporte;
6. Armazenamento do amostrador em saco zip individual e então no saco zip de batelada, devidamente identificado (VS-01 ao VS-57).

Para garantir a representatividade da amostragem foram adicionadas quatro amostras em branco, sendo duas delas de viagem (BV) e as restantes de campo (BC). Ambas foram expostas aos ambientes externos (de viagem e campo, respectivamente), de forma a identificar possíveis interferências.

Cita-se que durante o período de residência dos amostradores no subsolo, ocorreram atividades não previstas na área, as quais ocasionaram a perda de alguns amostradores (VS-12, VS-15 e VS-43), desta maneira, os 54 amostradores recuperados, bem como os de controle de qualidade (BV e BC), foram encaminhados ao laboratório *Econsulting*, acreditado pela norma NBR ISO/IEC 17.025:2017, e foram analisadas por meio de desorção térmica-cromatografia gasosa/espectrometria de massa (TD-GC/MS) (método EPA TO-17 modificado), para o parâmetro VOC Varredura.

Figura 19 – Malha dos amostradores Vsorber® instalados



Fonte: Confecção própria

4.1.2. Resultados Obtidos

Foram analisadas diversas substâncias químicas pertencentes ao parâmetro VOC Varredura, no entanto, de acordo com o foco deste estudo, foram relatadas somente as substâncias organocloradas. Os resultados obtidos encontram-se apresentadas nas **Tabelas 4 a 7**. Ressalta-se que as amostras para controle de qualidade (BV e BC) não obtiveram valores acima dos limites de quantificação do método de análise química empregado.

Os valores obtidos concentraram-se nos compostos Tetracloroetano, Tricloroetano, Cis/Trans-1,2-Dicloroetano (somatória), 1,1-Dicloroetano e Cloreto de Vinila. Para a análise das distribuições espaciais destes compostos, com relação às massas obtidas por cada amostrador, foram desenvolvidos mapas de calor, apresentados nas **Figuras 20 e 21**. Conforme apresentam estas figuras, as maiores massas obtidas, bem como as maiores distribuições em

área, são dos compostos Tetracloroetano e Tricloroetano. Para os compostos Cis/Trans-1,2-Dicloroetano (somatória), 1,1-Dicloroetano e Cloreto de Vinila, nota-se a progressiva diminuição de massa e distribuição, sendo eles predominantemente encontrados nas regiões dos principais focos dos compostos supramencionados.

A partir da análise dos resultados e dos mapas confeccionados, foram identificados os focos (ou *hot-spots*), com elevada massa de organoclorados, na região antes ocupada pela máquina de lavar a seco *Sperotto* (VS-23 e 24); a montante dela (VS-06 e 14); nas proximidades da antiga área de entamborameto de PCE usado (VS-32 e 41); na região extremo leste (VS-08, 26, 36 e 57); a jusante da antiga área de entamboramento e tratamento de efluentes (VS-53 e 55); na região oeste, na antiga área de estoque (VS-18, 20 e 30) e na área descoberta (VS- 40).

Ressalta-se que o mapeamento obtido na investigação passiva de vapores do solo configurou-se por um delineamento horizontal da contaminação, porém esta contaminação pode estar presente em solo e/ou água subterrânea. Além disso, os focos obtidos não refletem, necessariamente, a posição exata da pluma em fase dissolvida, visto que a dinâmica de migração de voláteis na zona não saturada é diferente da dinâmica da migração de contaminantes na zona saturada. Desta forma, após a utilização desta técnica de investigação, fez-se necessário a condução de outra técnica para confirmação, complementação e detalhamento dos resultados, bem como para perfilagem das contaminações em subsuperfície, sendo ela a Sondagem de Alta Resolução MIHPT, descrita a seguir.

Tabela 4 - Resultados analíticos obtidos para os Vsorber® - Organoclorados

N° Vsorber	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	13	14
Organoclorados (ng)													
1,1,2,2-Tetracloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Hexaclorobutadieno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Clorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1-Dicloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tetracloreto de Carbono	892,95	5.184,12	3.189,56	23.845,00	49.734,70	95.814,40	38.282,30	86.972,10	31.773,70	6.763,52	1.921,45	38.584,60	98.667,00
1,2,3-Tricloropropano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tricloroetano	< LQ	351,67	65,23	227,45	360,09	30884,5	1514,94	39944,3	214,57	300,74	54,36	449,18	44267,1
1,2-Dicloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,3-Diclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,4-Diclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,2,3-Triclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1,1-Tricloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	18,5	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	20,9	< LQ	< LQ
Tetracloreto de Carbono	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,2,4-Triclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,2-Diclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1,2-Tricloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Trans-1,2-Dicloroetano	< LQ	235,29	< LQ	< LQ	< LQ	4634,64	116,25	7153,64	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	7872,41
1,2-Dicloropropano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1-Dicloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	48,91	< LQ	93,26	< LQ	121,36	< LQ	< LQ	18,69	< LQ	61,96
Dibromoclorometano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1,1,2-Tetracloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Cis-1,2-Dicloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	380,17	18,88	346,79	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	550,51
Cloreto de Vinila	< LQ	472,32	< LQ	< LQ	< LQ	44,66	< LQ	46,17	< LQ	< LQ	13,1	< LQ	26,22
Somatória total	892,95	6.243,40	3.254,79	24.121,36	50.113,29	131.851,63	39.932,37	134.584,36	31.988,27	7.064,26	2.028,50	39.033,78	151.445,20

LQ=Límite quantitativo do método (entre 10 e 25 ng)

Tabela 5 - Resultados analíticos obtidos para os Vsorber® - Organoclorados (Continuação)

Nº Vsorber	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
Organoclorados (ng)														
1,1,2,2-Tetracloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Hexaclorobutadieno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Clorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	38,76
1,1-Dicloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	41,68	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tetracloroetano	65.491,40	12.490,55	86.768,90	< LQ	124.156,00	4.547,02	23.185,90	78.560,39	96.944,50	46.865,80	91.984,40	27.666,10	4.421,28	79.941,20
1,2,3-Tricloropropano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tricloroetano	5020,69	200,79	11350,02	67472,4	59127,7	30,23	428,27	34471,8	46270,6	1793,29	30508,1	599,56	38,1	11622,65
1,2-Dicloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,3-Diclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,4-Diclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,2,3-Triclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1,1-Tricloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	36,9	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tetracloreto de Carbono	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,2,4-Triclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,2-Diclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1,2-Tricloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Trans-1,2-Dicloroetano	531,85	< LQ	39368,2	25435,2	28514,7	< LQ	14,53	3706,08	18981,4	74,85	3107,79	20,24	< LQ	901,88
1,2-Dicloropropano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	101,33	< LQ	< LQ	< LQ
1,1-Dicloroetano	14,04	< LQ	241,84	868,7	210,9	16,08	< LQ	71,99	157,24	< LQ	66,55	< LQ	< LQ	38,62
Dibromoclorometano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1,1,2-Tetracloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Cis-1,2-Dicloroetano	65,07	< LQ	3742,96	4934,57	1592,3	< LQ	< LQ	443,1	1760,6	< LQ	297,55	< LQ	< LQ	158,97
Cloreto de Vinila	< LQ	< LQ	11.540,95	124,75	267,08	< LQ	< LQ	< LQ	118,71	< LQ	31,38	< LQ	< LQ	37,84
Somatória total	71.123,05	12.691,34	153.012,87	98.835,62	213.868,68	4.671,91	23.628,70	117.253,36	164.233,05	48.733,94	126.097,10	28.285,90	4.459,38	92.739,92

LQ=Limite quantitativo do método (entre 10 e 25 ng)

Tabela 6 – Resultados analíticos obtidos para os Vsorber® - Organoclorados (Continuação)

Nº Vsorber	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42
Organoclorados (ng)													
1,1,2,2-Tetracloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Hexaclorobutadieno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Clorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1-Dicloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tetracloroetano	134.439,00	63.442,90	90.043,50	72.382,70	83.668,10	63.387,30	135.991,00	8.835,50	4.897,22	5.341,06	108.792,00	91.315,90	36.838,70
1,2,3-Tricloropropano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tricloroetano	62096,3	1172,78	10284,62	612,05	2267,89	4007,82	65293,5	69,05	100,12	193,84	21712,1	37942,4	292,49
1,2-Dicloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,3-Diclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,4-Diclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,2,3-Triclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1,1-Tricloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	18,53	< LQ	< LQ	38,98
Tetracloro de Carbono	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,2,4-Triclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,2-Diclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1,2-Tricloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Trans-1,2-Dicloroetano	29102,9	< LQ	621,48	< LQ	17,64	152,07	27781,5	< LQ	< LQ	< LQ	1188,19	1628,34	< LQ
1,2-Dicloropropano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1-Dicloroetano	274,67	< LQ	26,7	51,49	19,88	23,92	204,03	< LQ	< LQ	21,34	31,96	60,04	14,44
Dibromoclorometano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1,1,2-Tetracloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Cis-1,2-Dicloroetano	3020,04	< LQ	81,59	< LQ	< LQ	24,7	1421,71	< LQ	< LQ	< LQ	135,91	190,87	< LQ
Cloreto de Vinila	328,01	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	113,09	< LQ	< LQ	< LQ	16,38	13,79	< LQ
Somatória total	229.260,92	64.615,68	101.057,89	73.046,24	85.973,51	67.595,81	230.804,83	8.904,55	4.997,34	5.574,77	131.876,54	131.151,34	37.184,61

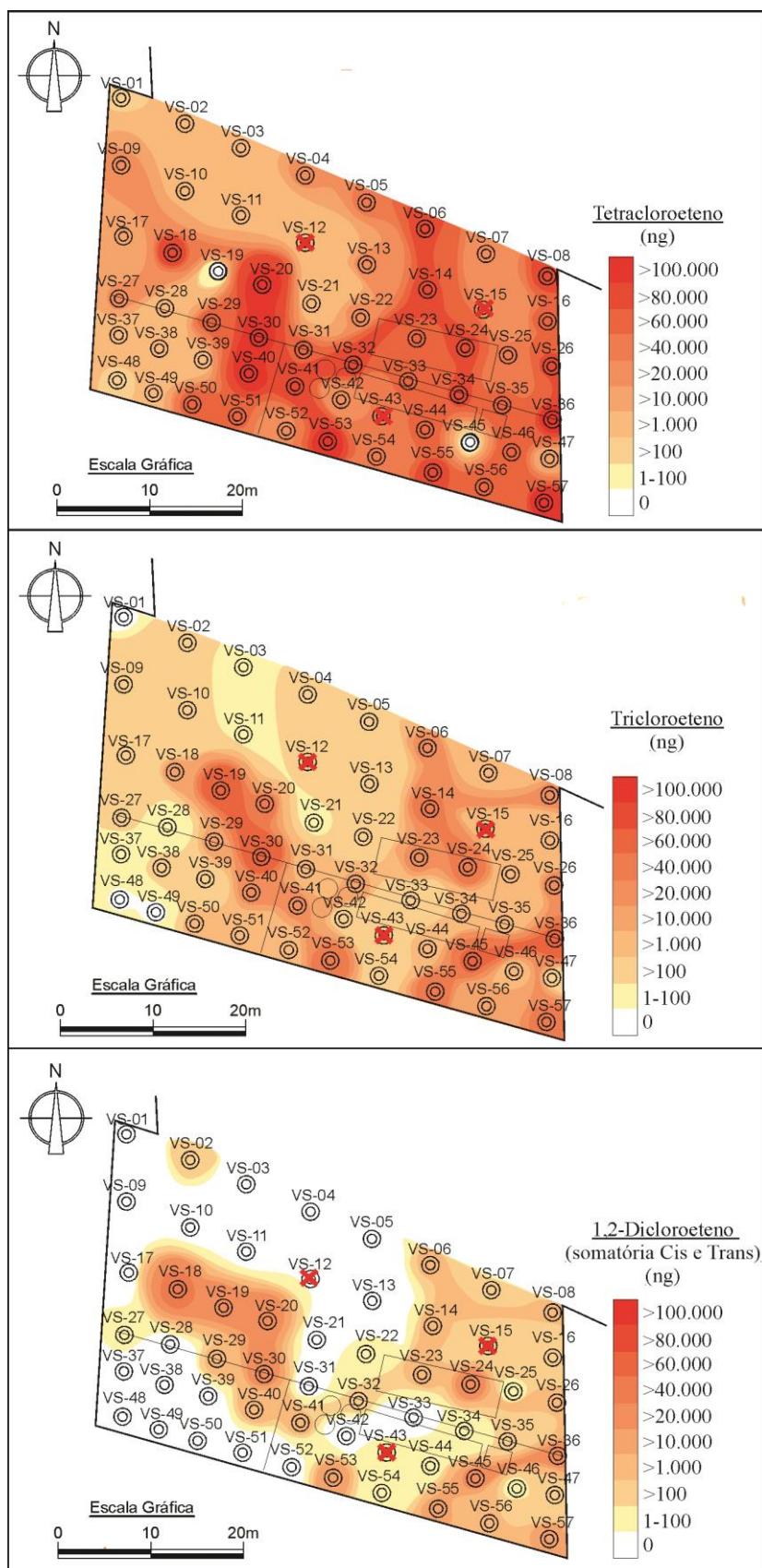
LQ=Limite quantitativo do método (entre 10 e 25 ng)

Tabela 7 – Resultados analíticos obtidos para os Vsorber® - Organoclorados (Continuação)

Nº Vsorber	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57
Organoclorados (ng)														
1,1,2,2-Tetracloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Hexaclorobutadieno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Clorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1-Dicloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tetracloroeteno	77.468,50	< LQ	72.784,70	13.472,90	115,23	2.934,22	66.603,40	78.991,44	34.030,30	121.904,00	54.273,20	96.278,20	76.077,80	100.126,00
1,2,3-Tricloropropano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tricloroeteno	2808,18	63149,5	3428,58	579,45	< LQ	< LQ	1.132,53	4.181,36	3.254,90	55.669,00	845,01	46.808,00	11.778,10	49.755,70
1,2-Dicloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,3-Diclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,4-Diclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,2,3-Triclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1,1-Tricloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tetracloreto de Carbono	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,2,4-Triclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,2-Diclorobenzeno	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1,2-Tricloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Trans-1,2-Dicloroeteno	26,6	26792,3	65,2	124,04	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	14.009,20	38,18	12.530,00	1.245,88	17.263,10
1,2-Dicloropropano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1-Dicloroeteno	30,66	227,85	20,03	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	16,36	22,75	< LQ	< LQ	170,26	54,91	118,81
Dibromoclorometano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
1,1,1,2-Tetracloroetano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Cis-1,2-Dicloroeteno	< LQ	1767,23	< LQ	21,65	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	985,52	< LQ	969,76	80,72	1.227,61
Cloreto de Vinila	< LQ	112,19	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	95,40	< LQ	76,18	12,54	59,08
Somatória total	80.333,94	92.049,07	76.298,51	14.198,04	115,23	2.934,22	67.735,93	83.189,16	37.307,95	192.663,12	55.156,39	156.832,40	89.249,95	168.550,30

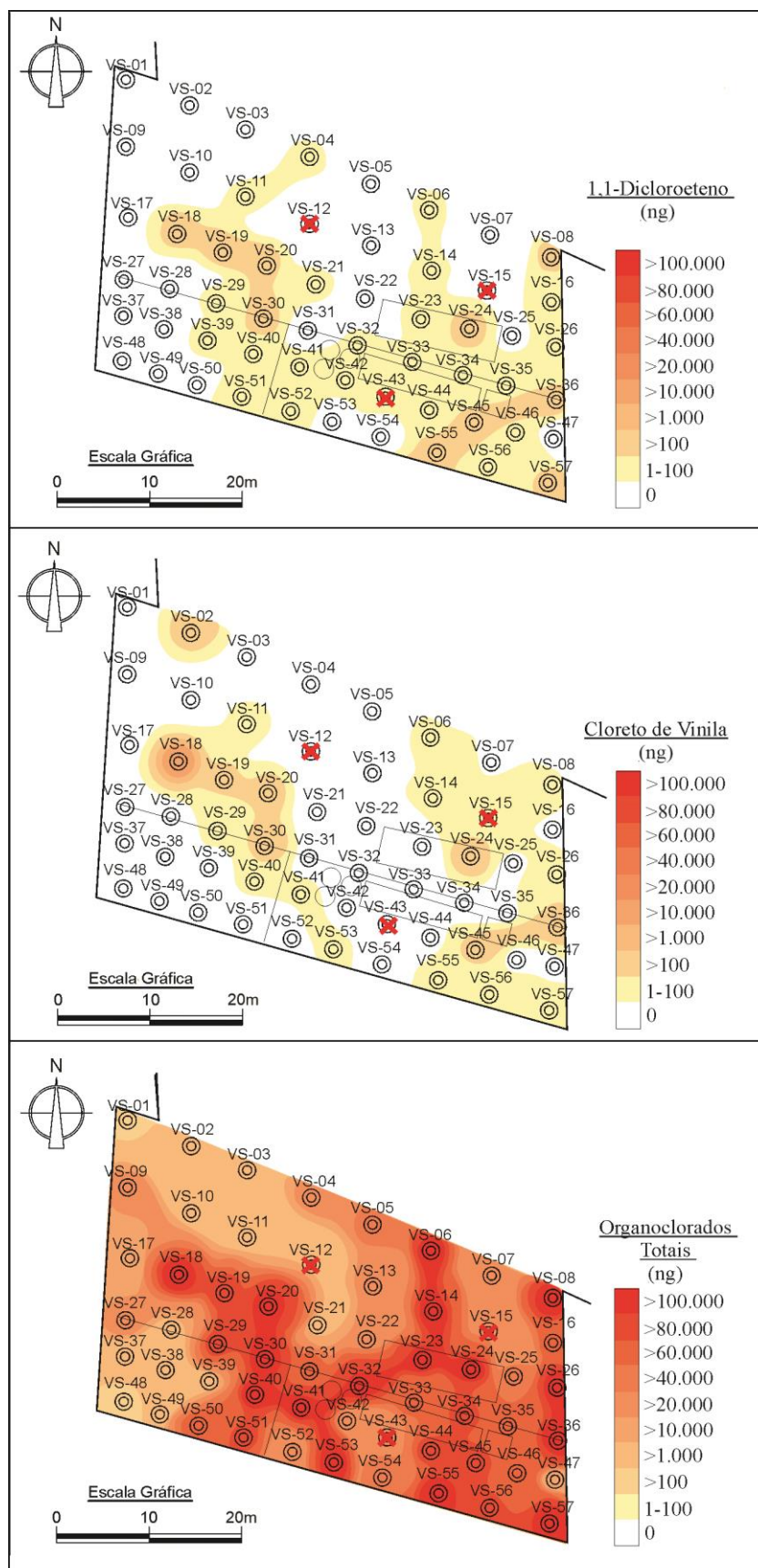
LQ=Límite quantitativo do método (entre 10 e 25 ng)

Figura 20 – Mapeamento dos compostos organoclorados - PCE, TCE e 1,2-DCE



Fonte: Confeção própria

Figura 21 – Mapeamento dos compostos organoclorados – 1,1-DCE, CV e totais



Fonte: Confeção própria

4.2. Investigação pelo Método de Alta Resolução (MIHPT)

Para a realização o trabalho de campo, foi utilizada uma sonda MIHPT pertencente à empresa *Columbia Technologies/EUA*, com o apoio da empresa de perfuração *Aragon Sondagens Ltda.* Esta sonda foi desenvolvida pela empresa *Geoprobe Systems*®.

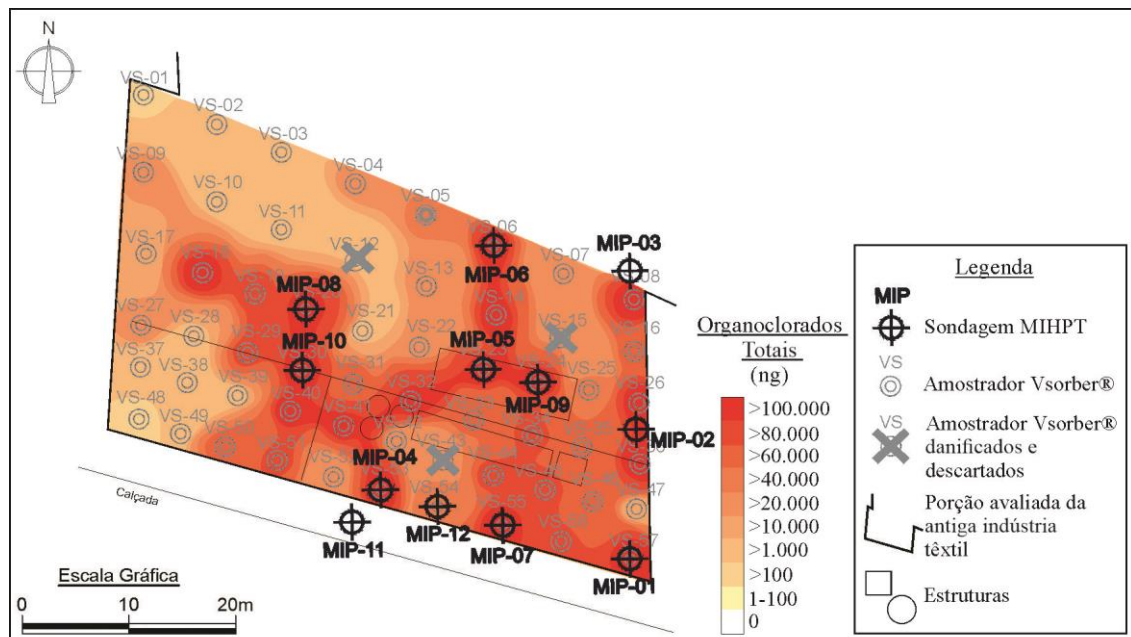
O plano de investigação, com a utilização desta técnica, foi elaborado com base nos resultados da investigação passiva de vapores, priorizando-se os focos com elevada massa de organoclorados, conforme apresenta a **Tabela 8** e **Figura 22**. Foram realizados 12 pontos de sondagem (MIP-01 ao MIP-12).

Tabela 8 – Locação e justificativas das sondagens MIHPT

Sondagem	Justificativa
MIP-01	Locação no Vsorber 57, que apresentou leitura elevada de organoclorados (168.550,30 ng), na região extremo leste.
MIP-02	Locação entre os Vsorbers 26 e 36, que apresentaram leituras elevadas de organoclorados (126.097,10 e 230.804,83 ng, respectivamente), na região extremo leste.
MIP-03	Locação próxima ao Vsorber 08, que apresentou leitura elevada de organoclorados (134.584,36 ng), na região extremo leste, a montante da região antes ocupada pela máquina de lavar a seco Sperotto.
MIP-04	Locação no Vsorbers 53, que apresentou leitura elevada de organoclorado (192.663,12 ng), na região a jusante da antiga área de entamboramento e tratamento de efluentes.
MIP-05	Locação no Vsorber 23, que apresentou leitura elevada de organoclorados (117.253,36 ng), na região antes ocupada pela máquina de lavar a seco Sperotto.
MIP-06	Locação no Vsorber 06, que apresentou leitura elevada de organoclorados (131.851,63 ng), a montante da região antes ocupada pela máquina de lavar a seco Sperotto.
MIP-07	Locação no Vsorber 55, que apresentou leitura elevada de organoclorados (156.832,4 ng), a jusante da antiga área de entamboramento e tratamento de efluentes.
MIP-08	Locação no Vsorber 20, que apresentou leitura elevada de organoclorados (213.868,68 ng), na antiga área de estoque.
MIP-09	Locação no Vsorber 24, que apresentou leitura elevada de organoclorados (164.233,05 ng), na região antes ocupada pela máquina de lavar a seco Sperotto.
MIP-10	Locação no Vsorber 30, que apresentou leitura elevada de organoclorados (229.260,92 ng), na antiga área de estoque.
MIP-11	Locação próxima ao Vsorber 53, que apresentou leitura elevada de organoclorados (192.663,12 ng), na região externa a área avaliada (avaliação de contaminação externa).
MIP-12	Locação no Vsorber 54, que apresentou leitura elevada de organoclorados (55.156,39 ng), na região a jusante da antiga área de entamboramento e tratamento de efluentes.

Cita-se que nos focos dos Vsobers 14, 18, 32, 40, 41 não foram realizadas investigações, por se encontrarem próximos a outras investigações MIHPT e/ou dos demais focos investigados.

Figura 22 – Localização das sondagens MIHPT, com base na investigação passiva de vapores



4.2.1. Atividade de Campo

As sondagens foram realizadas pelo sistema de cravação contínua (*direct push*). Durante as sondagens foram exibidas continuamente e em tempo real as informações de condutividade elétrica, os parâmetros de resposta do HPT e as respostas químicas dos parâmetros operacionais do MIP (PID, FID e XSD).

As sondagens foram inseridas em uma velocidade aproximada de 30 cm por minuto, até alcançarem a Formação Resende (Bacia de São Paulo) e/ou até ser alcançada a delimitação vertical da contaminação. A profundidade variou de acordo com o ponto de sondagem e com as informações obtidas em campo. De forma geral, as sondagens atingiram profundidades entre 11 e 13 metros.

A temperatura da chapa de aço foi controlada para que mantivesse a faixa de temperatura (entre 100 e 120 °C), para tanto, quando necessário, a inserção da sonda era interrompida para permitir que a chapa se aquecesse.

Após a conclusão da perfilagem, as perfurações foram imediatamente seladas com bentonita e cimento, da base do furo em direção ao topo, de forma a evitar possível

contaminação cruzada entre diferentes profundidades no interior da sondagem, e formação de partes com espaços vazios ao longo do furo.

4.2.2. Resultados Obtidos

Os dados obtidos incluem seis gráficos para cada ponto. Nestes gráficos são apresentadas as, em ordem de aparição e em função da profundidade (eixo Y):

- As respostas dos sensores PID, FID e XSD, em μV ;
- As respostas de condutividade elétrica (EC), em mS/m;
- A pressão do HPT (HPT Press Max.) em quilopascal (kPa) e a vazão (HPT *Flow* Max.) em mL/min;
- A estimativa do valor da condutividade hidráulica (K) da formação (Est. K), em m/dia, assim como o nível estático do lençol freático. Possui resultado apenas para os pontos que foram realizados testes de dissipação.

As **Tabelas 9 e 10** apresentam as profundidades atingidas nas sondagens de MIHPT, o nível d'água inferido, as cotas topográficas e as máximas detecções dos três sensores químicos (PID, FID e XSD) para as zonas não saturadas e saturadas do solo, respectivamente. Já os perfis com os dados de saída encontrados nos pontos de sondagem encontram-se apresentados no **Anexo A**. A seguir são apresentadas as interpretações desses perfis.

Tabela 9 - Resultados dos sensores MIP – Zona não saturada

Sondagem	Profundidade total (m)	Nível d'água (m)	Cota topográfica ² (m)	Máxima Detecção					
				Sensor PID		Sensor FID		Sensor XSD	
				Resultado ($\mu\text{V } 10^7$)	Profundidade (m)	Resultado ($\mu\text{V } 10^6$)	Profundidade (m)	Resultado ($\mu\text{V } 10^6$)	Profundidade (m)
MIP-01	11,75	3,53 ²	722,59	Sem leituras significativas ¹		1,00	2,25	Sem leituras significativas ¹	
MIP-02	13,25	3,25	722,06	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	
MIP-03	11,75	3,00	721,96	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	
MIP-04	11,75	2,36 ²	721,94	0,20	2,40	Sem leituras significativas ¹		0,50	2,40
MIP-05	13,25	3,30	722,00	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	
MIP-06	11,75	3,25	722,06	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	
MIP-07	11,75	3,1	721,94	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	
MIP-08	11,75	1,90 ²	721,96	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	
MIP-09	13,30	3,30	722,63	Sem leituras significativas ¹		0,50	2,80	Sem leituras significativas ¹	
MIP-10	13,30	2,75	721,63	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	
MIP-11	11,75	1,30 ²	720,99	0,20	1,50	Sem leituras significativas ¹		1,00	0,80
MIP-12	13,25	2,90	721,94	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	

¹ Leituras inferiores a 0,1 e/ou 0,2 V (traço) ou nulas

² Valores baseados nos poços de monitoramento instalados próximos aos pontos de sondagem MIHPT, nas fases investigativas posteriores

Tabela 10- Resultados dos sensores MIP – Zona saturada

Sondagem	Profundi- dade total (m)	Nível d'água (m)	Cota topográfica ² (m)	Máxima Detecção					
				Sensor PID		Sensor FID		Sensor XSD	
				Resultado ($\mu V 10^7$)	Profundidade (m)	Resultado ($\mu V 10^6$)	Profundidade (m)	Resultado ($\mu V 10^6$)	Profundidade (m)
MIP-01	11,75	3,53 ²	722,59	Sem leituras significativas ¹		0,4	4,5	Sem leituras significativas ¹	
MIP-02	13,25	3,25	722,06	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	
MIP-03	11,75	3,00	721,96	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	
MIP-04	11,75	2,36 ²	721,94	1,10	3,60	4,50	3,30	2,30	3,30
MIP-05	13,25	3,30	722,00	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	
MIP-06	11,75	3,25	722,06	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	
MIP-07	11,75	3,1	721,94	Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹		Sem leituras significativas ¹	
MIP-08	11,75	1,90 ²	721,96	Sem leituras significativas ¹		2,00	4,75	Sem leituras significativas ¹	
MIP-09	13,30	3,30	722,63	Sem leituras significativas ¹		1,00	3,30	Sem leituras significativas ¹	
MIP-10	13,30	2,75	721,63	0,30	5,10	0,75	3,10	0,40	5,00
MIP-11	11,75	1,30 ²	720,99	0,25	2,30	Sem leituras significativas ¹		1,20	2,20
MIP-12	13,25	2,90	721,94	0,10	4,20	0,50	4,75	0,35	4,20

¹ Leituras inferiores a 0,1 e/ou 0,2 V (traço) ou nulas

²Valores baseados nos poços de monitoramento instalados próximos aos pontos de sondagem MIHPT, nas fases investigativas posteriores

4.2.2.1. Interpretação dos Perfis EC e HPT

As leituras dos sensores CE e HPT, corroboradas pelas descrições litológicas das sondagens realizadas nas instalações de poços de monitoramento de água subterrâneas (posteriormente instalados imediatos ou próximos às sondagens MIHPT), tornaram possível a caracterização litológica local. Para tanto, foram confeccionadas três seções representativas, apresentadas no **Anexo B**, que puderam ilustrar e auxiliar a interpretação dos resultados.

Destaca-se que as correlações entre as leituras CE e HPT são satisfatórias. Foram identificadas quatro camadas distintas, estando elas associadas aos depósitos tecnogênicos (aterro), depósitos aluviais quaternários argilosos, depósitos quaternários arenosos/conglomeráticos e depósitos argilosos da Formação Resende (Bacia de São Paulo).

A condutividade elétrica nos depósitos tecnogênicos encontra-se bastante variável devido a presença da intercalação de camadas argilosas e arenosas. No geral, as camadas argilosas encontram-se entre 50 e 100 mS/m. Já as camadas mais arenosas encontram-se com valores inferiores a 50 mS/m. Nota-se, ainda, picos na interface com as argilas dos depósitos quaternários. Além disso, há picos proeminentes, por vezes superiores a 200 mS/m (MIP-02, MIP-05 e MIP-10) nas porções rasas e intermediárias da camada, possivelmente relacionadas com interferências dadas pela presença de piso e/ou grandes quantidades de entulhos ou rejeitos de construção civil.

As condutividades elétricas nos depósitos quaternários evidenciam duas camadas distintas: as das argilas e das areias/cascalhos. Nas porções argilosas, nota-se variação com relação as argilas orgânicas e argilas siltosas/arenosas. Em geral, as camadas argilosas possuem média de 100 mS/m, enquanto as arenosas encontram-se abaixo de 50 mS/m.

No momento em que a sonda atingiu a interface da camada de areia/cascalho do depósito quaternário com a argila da Formação Resende (Bacia de São Paulo) houve um aumento brusco nos valores de EC em todos os perfis, os quais sucessivamente permaneceram relativamente constantes entre os valores de 200 e 220 mS/m até o findar das sondagens. Isto se deu, possivelmente, pelo litotipo ser argiloso, bem como devido a maior compactação e relativa homogeneidade da camada.

Os resultados do HPT indicam alta a média taxa de fluxo (e média a baixa pressão de injeção) nos depósitos superiores, isto é, nos depósitos tecnogênicos (aterro), depósitos aluviais

quartenários argilosos, depósitos quartenários arenosos/conglomeráticos. Nota-se, no entanto, crescente aumento e/ou picos na pressão de injeção (e diminuição da taxa de fluxo) nas camadas mais argilosas e/ou nas interfaces entre as camadas (principalmente das argilosas para as arenosas e vice-versa). Nas camadas argilosas quartenárias, em algumas porções, há aumento dos valores de fluxo, relacionadas a porções mais siltosas e/ou arenosas.

Nas camadas argilosas da Formação Resende (Bacia de São Paulo), observa-se abrupta diminuição nas taxas de fluxo e abrupto aumento da pressão de injeção, principalmente na interface com os sedimentos quaternários, bem como nas porções mais profundas do depósito, isto é, entre 8 e 9 metros de profundidade (nas cotas de, aproximadamente, 713 e 715 metros). Observa-se, ainda, picos, principalmente associados as porções mais superficiais deste depósito, indicando taxas de fluxo significativas, relacionadas não só a menor compactação do depósito, com também porções restritamente mais siltosas e/ou arenosas.

Foram, ainda, realizados 8 testes de dissipação do HPT. Com base nos resultados obtidos, foi possível estimar que a profundidade inferida do nível d'água variou de 2,9 m até 3,5 m, com valor médio igual a 3,1 m, consistente com valores de nível d'água encontrados na amostragem dos poços de monitoramento de água subterrâneas posteriormente instalados. A zona saturada encontra-se, sobretudo, na camada argilosa dos depósitos quartenários. As maiores condutividades hidráulicas estão nos litotipos arenosos/conglomeráticos dos depósitos quartenários, atingindo nestas porções até 51 m/dia. Observam-se, ainda, picos nas interfaces destes depósitos com os litotipos argiloso da Formação Resende. Além disso, a condutividade hidráulica nas argilas da Formação Resende é, em sua maioria, quase nula, com ressalva de algumas restritas porções onde notam-se picos/valores de até 20 m/dia.

4.2.2.2. Interpretação das Respostas dos Sensores MIP

Tal como apresentado anteriormente (**item 2.4.2**), o sensor PID emite resposta, principalmente, para compostos orgânicos aromáticos tais como Benzeno, Tolueno, Xileno, além de outros compostos como Hexano e Etanol, bem como para compostos de carbono com ligação dupla, tais como Tricloroeteno (TCE) e Tetracloroeteno (PCE). Já o sensor FID responde a qualquer molécula com uma ligação Carbono-Hidrogênio. Por fim, o sensor XSD emite resposta exclusivamente para VOCs halogenados.

Com base nos resultados obtidos, respostas inferiores a 0,1 (para o sensor PID) e/ou 0,2 V (para os sensores FID e XSD) foram consideradas “traço” ou *background*.

Os principais resultados obtidos encontram-se dispostos nas **Tabelas 9 e 10 (item 4.2.2)**. Ademais, as **Figuras 23 e 24** apresentam a distribuição das leituras nas zonas não saturadas e saturadas do solo, respectivamente. Visando auxiliar a interpretação dos resultados foram confeccionadas três seções representativas apresentadas no **Anexo C**.

Os resultados demonstraram simultaneidade nas respostas dos sensores PID e XSD e suas detecções foram relacionadas à presença dos principais compostos químicos de interesse no local (PCE, TCE, 1,1-DCE, 1,2-DCE e CV). Notou-se, ainda, que em alguns pontos (MIP-04, 10 e 12) as respostas do sensor FID foram coincidentes com as obtidas simultaneamente pelos sensores PID e XSD, corroborando com a presença de tais compostos (principalmente dos compostos de degradação dos etenos clorados).

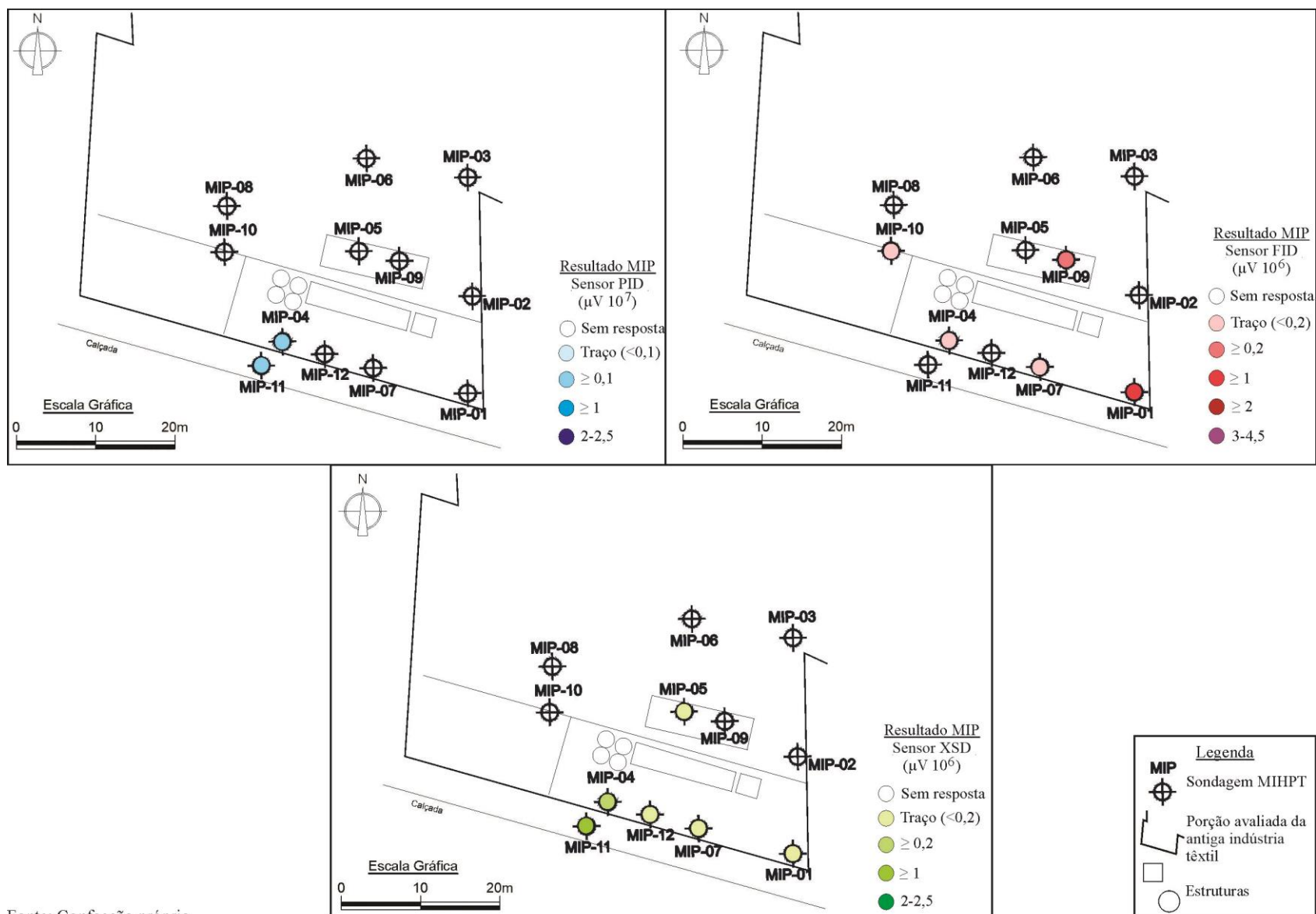
Todavia, no caso das sondagens MIP-01, 08 e 09, foram obtidas apenas respostas do sensor FID. Com exceção do MIP-08, estes resultados foram relacionados à ocorrência de metano (gás natural, proveniente da decomposição anaeróbica da matéria orgânica), provindo da argila orgânica aluvionar ocorrente na área. Além disso, este composto (metano) tipicamente não é detectado sensor PID (o qual emite sinal para compostos com potencial de ionização abaixo de 10,2 eV, típicos das substâncias químicas de interesse supramencionadas, mas não para o metano, o qual possui 12,51 eV), reafirmando a associação realizada. No caso do MIP-08, estando seu principal pico (sensor FID) na zona saturada do solo e uma vez identificado cloreto de vinila nesta região (discutida no **item 5.1**), associa-se seu resultado a ocorrência deste composto.

Com relação às detecções realizadas pelos sensores PID e XSD, na zona não saturada, foram obtidas respostas significantes nos MIP-04 (entre 1,7 e 2,5 metros de profundidade) e MIP-11 (entre 0,5 e 2 metros de profundidade), nos litotipos argilosos dos depósitos quaternários, indicando desta forma, presença de substâncias organocloradas nestas profundidades.

Já para a zona saturada, destacaram-se os MIP-04, MIP-10, MIP-11 e MIP-12, com notoriedade para o MIP-04, que apresentou maior pico de voltagem em todos os sensores. Nota-se que os principais resultados (e/ou picos) encontravam-se, sobretudo, nas argilas dos

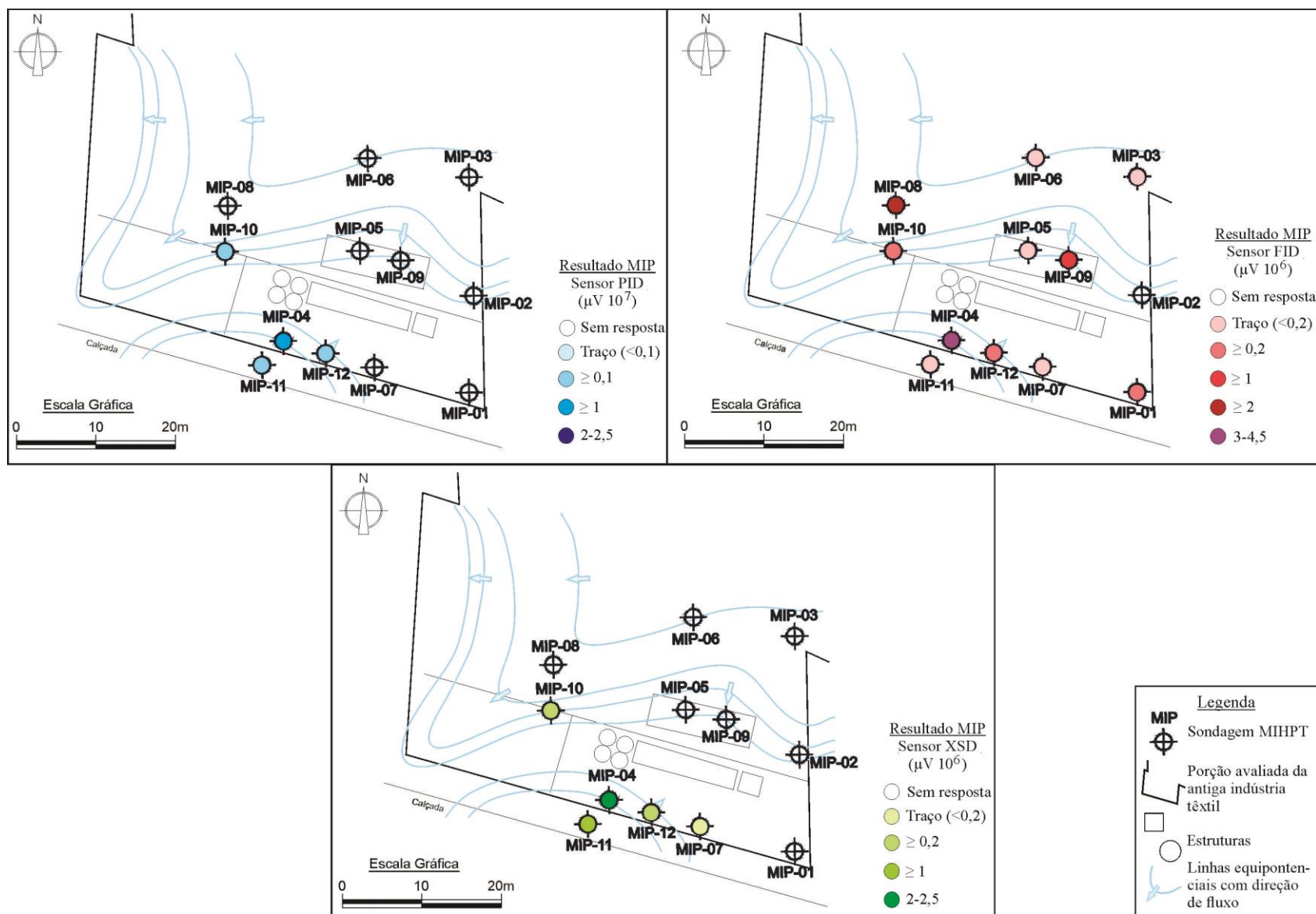
depósitos quartenários, entre as profundidades de 2 (MIP-11) e 5 (MIP-10) metros. Já o MIP-04 apresentou maiores picos em 3 e 5 metros de profundidade. Desta maneira, nestas regiões houve evidente indício da presença de substâncias organocloradas.

Figura 23- Resultado dos sensores MIP na zona não saturada



Fonte: Confecção própria

Figura 24 - Resultado dos sensores MIP na zona saturada



Fonte: Confecção própria

5 INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS E DISCUSSÕES

A partir da interpretação dos resultados obtidos na investigação com o uso do MIHPT e da amostragem passiva de vapores, foi elaborado um plano de investigação inicial e complementar, com o objetivo de quantificar/confirmar os impactos identificados. Para tanto, foi conduzida a coleta de 08 amostras de solo; e a instalação e amostragem de 08 poços de monitoramento de água subterrânea rasos e de 06 poços de monitoramento água subterrânea multiníveis. Ressalta-se que para as coletas de solo em que não foram obtidos valores significativos dos sensores PID e XSD, foi realizada a medição de VOC (em ppm) na zona não saturada do solo (a cada 0,5 metro) com o equipamento *Tiger*, devidamente calibrado, e a coleta executada na maior leitura obtida.

As localizações das investigações encontram-se expostas nas **Figuras 25 e 26**. Além disso, estas figuras também apresentam a integração dos dados supramencionados. Em complementação, para a avaliação dos resultados, foram confeccionadas seções integrando os resultados do MIHPT e das análises químicas (**Anexo D**), tanto horizontal, quanto verticalmente. As **Tabelas 11 a 13** apresentam os resultados das análises químicas comparadas aos valores de intervenção da CETESB (2016), bem como as profundidades de coleta de solo e as profundidades dos tubos filtros dos poços de monitoramento de água subterrânea. Nota-se que as substâncias contaminantes identificadas na área foram Tetracloroetano, Tricloroetano, Cis e Trans-1,2-Dicloroetano, 1,1-Dicloroetano e Cloreto de Vinila.

Ressalta-se que conforme o escopo deste estudo, as investigações diretas aqui expostas resultaram na delimitação primária (ou inicial) das contaminações.

Tabela 11- Resultado das análises químicas das amostras de solo

ID Sondagem	ST-04	ST-05	ST-06	ST-07	ST-08	ST-09	ST-10	ST-11	V. I.	
MIP associado	MIP-01	MIP-02	MIP-04	MIP-05	MIP-08	MIP-09	MIP-10	MIP-11		
Prof. de Coleta (m)	0,6	0,7	2	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	Residencial	Industrial
VOC (mg/kg)										
Tetracloroetano	0,23	< 0,029	5,20	0,25	0,08	0,21	< 0,007	0,83	0,8	4,6
Tricloroetano	0,013	< 0,029	0,16	< 0,006	< 0,005	< 0,005	< 0,007	0,042	0,04	0,2
cis-1,2-Dicloroetano	< 0,006	< 0,029	0,077	< 0,006	< 0,005	< 0,005	< 0,007	< 0,00001	0,2	1,1
Trans-1,2-Dicloroetano	< 0,006	< 0,029	< 0,006	< 0,006	< 0,005	< 0,005	< 0,007	< 0,00001	1	5,4
1,1-Dicloroetano	< 0,006	< 0,029	< 0,004	< 0,003	< 0,005	< 0,005	< 0,007	< 0,00001	3,8	22
Cloreto de Vinila	< 0,004	< 0,017	< 0,006	< 0,006	< 0,003	< 0,003	< 0,004	< 0,00001	0,01	0,03

V.I.: Valor de Intervenção para Solos **Residenciais** e **Industriais** CETESB (2016)

Em **azul** concentrações acima do V.I. residencial

Em **vermelho** concentrações acima do V.I. industrial

Tabela 12- Resultado das análises químicas das amostras de água subterrânea

Poço de Monitoramento	PM-04	PM-05	PM-06	PMN-06A	PM-07	PMN-07A	PM-08	PMN-08A	V.I.
MIP associado	MIP-01	MIP-02	MIP-04		MIP-08		MIP-09		
Prof. Tubo Filtro (m)	5,00 - 6,00	3,95 - 4,95	4,10 - 5,10	9,30 - 10,30	4,20 - 5,20	9,34 - 10,34	4,40 - 5,40	9,12 - 10,12	
VOC (µg/L)									
Tetracloroetano	<3	<3	43.185	24	33	<3	6	<3	40
Tricloroetano	<5	<5	3.223	8	<5	<5	<5	<5	20
Cis-1,2-Dicloroetano	<3	<5	138.600	159	14	<3	<3	6	50
Trans-1,2-Dicloroetano	<6	<5	731	<6	<5	<6	<6	<6	
1,1-Dicloroetano	<2	<3	189	<2	<3	<2	<2	<2	30
Cloreto de Vinila	<2	<2	53.500	329	3	<2	<2	<2	2

V.I.: Valor de Intervenção para Água Subterrânea CETESB (2016)

Em **negrito** concentrações maiores que o V.I.

Tabela 13- Resultado das análises químicas das amostras de água subterrânea (continuação)

Poço de Monitoramento	PM-09	PMN-09A	PMN-09B	PM-10	PM-11	PMN-11A	V.I.
MIP associado	MIP-10			MIP-11	MIP-12		
Prof. Tubo Filtro (m)	4,05 - 5,05	9,10 - 10,10	14,00 - 15,00	2,30 - 3,30	4,10 - 5,10	7,61-8,61	
VOC (µg/L)							
Tetracloroetano	416	< 3	< 3	6.326	17.238	780	40
Tricloroetano	103	14	< 5	495	1.330	111	20
Cis-1,2-Dicloroetano	13.906	39	< 3	8.600	12.998	680	50
Trans-1,2-Dicloroetano	219	< 6	< 6	< 6	116	<6	
1,1-Dicloroetano	45	< 2	< 2	145	99	< 2	30
Cloreto de Vinila	23.568	108	< 2	5.689	2.945	303	2

V.I.: Valor de Intervenção para Água Subterrânea CETESB (2016)

Em **negrito** concentrações maiores que o V.I.

Figura 25 - Integração dos resultados obtidos para a zona não saturada

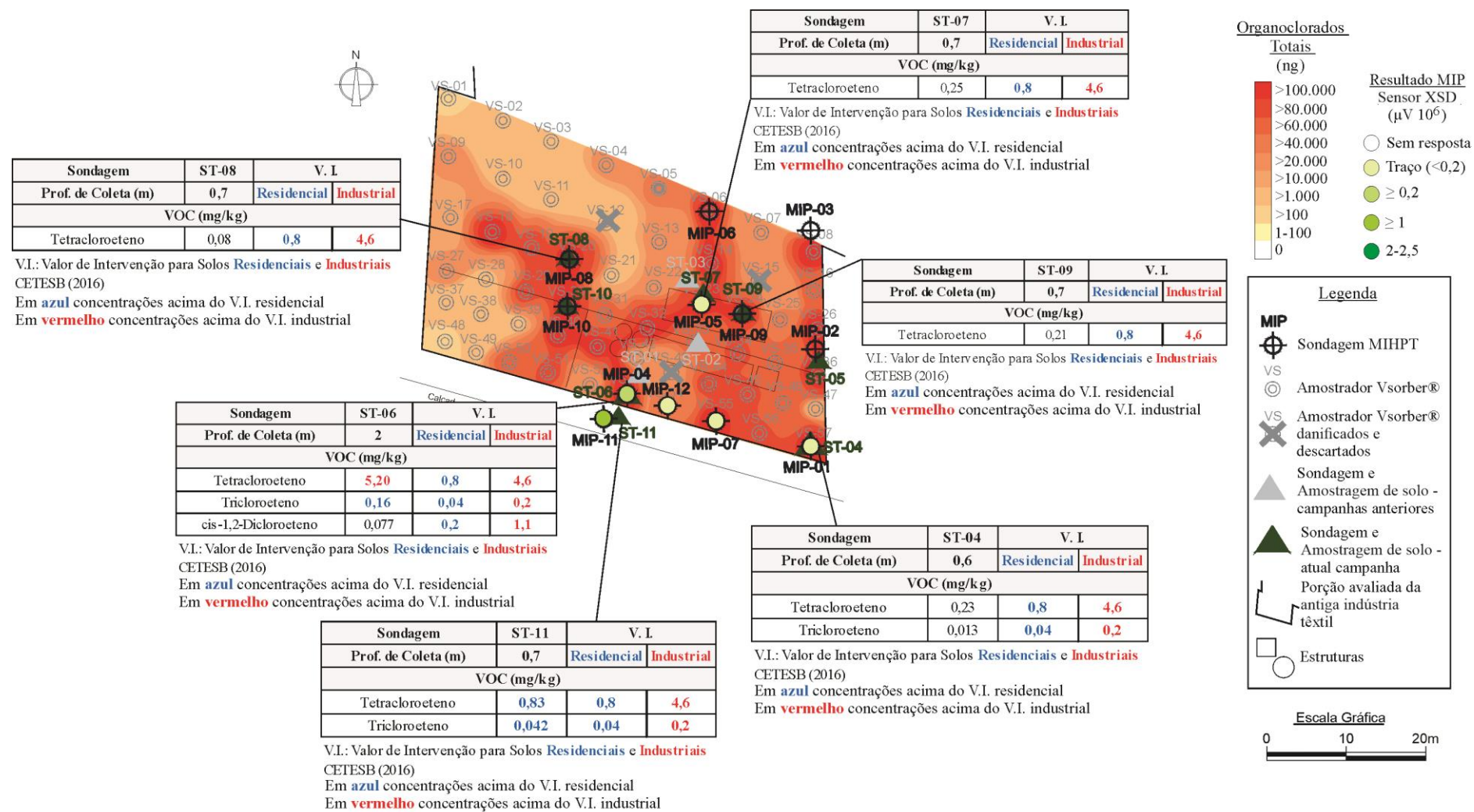
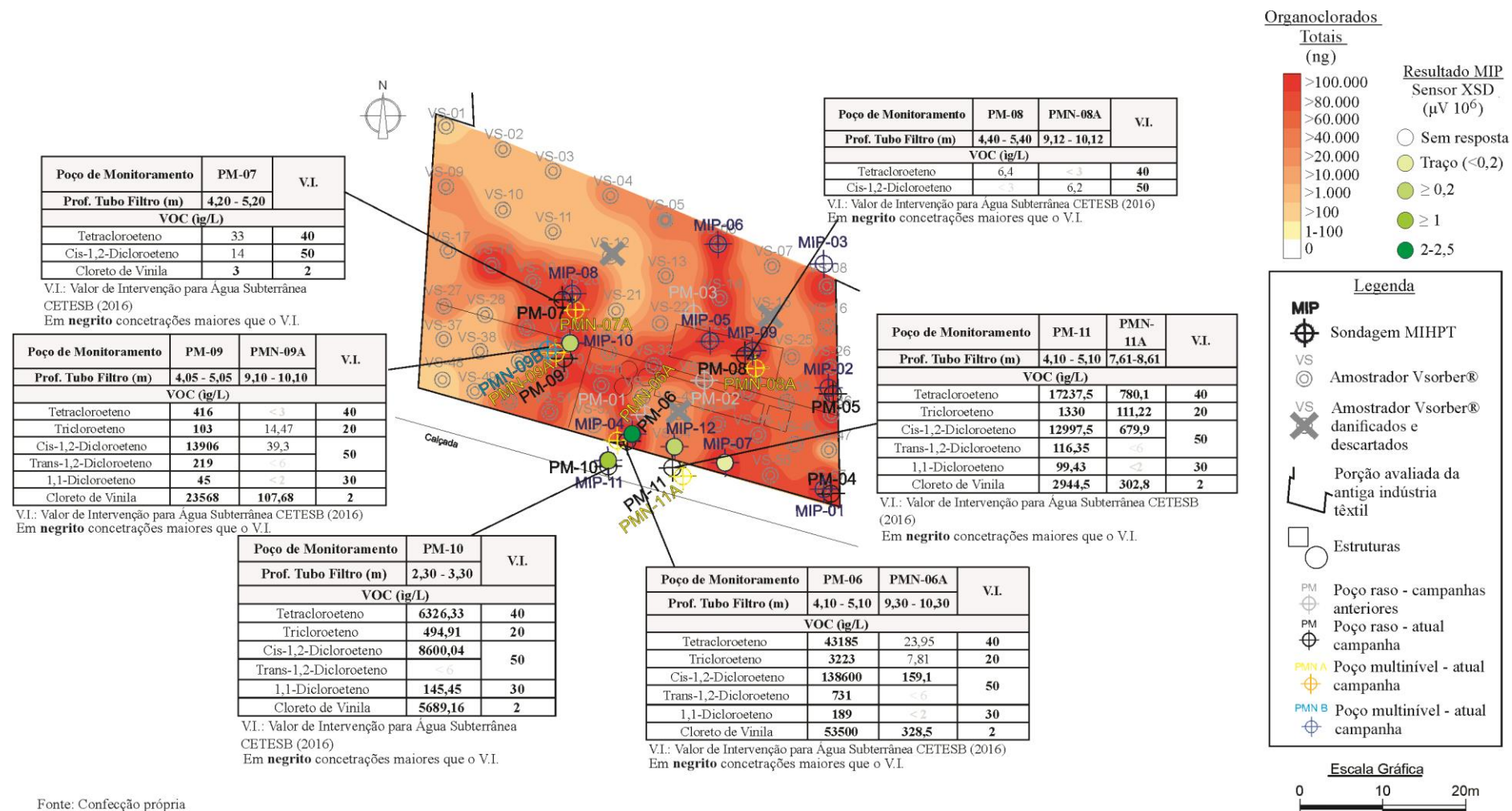


Figura 26 - Integração dos resultados obtidos para a zona saturada



Conforme apresentam as **Figuras 25 e 26**, os principais focos (com elevada massa de organoclorados) da amostragem passiva de vapores foram abrangidos pelas sondagens MIHPT. Considerando-se as respostas dos sensores MIP e os resultados das análises químicas do solo e da água subterrânea, nem todos os focos identificados resultaram em regiões contaminadas, uma vez que eles não refletem, necessariamente, a posição exata da pluma em fase dissolvida, visto que a dinâmica de migração de voláteis na zona não saturada é diferente da dinâmica da migração de contaminantes na zona saturada. Todavia, foi a partir da aplicação deste método que houve a identificação das principais substâncias contaminantes da região, sendo elas o Tetracloroetano, Tricloroetano, Cis e Trans-1,2-Dicloroetano, 1,1-Dicloroetano e Cloreto de Vinila, além de oferecer o mapeamento destes compostos na matriz vapor, gerando a priorização de regiões a serem investigadas por meio do MIHPT e da instalação de poços de monitoramento com amostragens químicas associadas (do solo e água subterrânea).

As sondagens MIHPT ofereceram a perfilagem das contaminações por organoclorados em subsuperfície e foram de suma importância para a locação dos poços de monitoramento com amostragens químicas associadas, influenciando, inclusive, nas profundidades de coleta de solo e locação dos tubos filtros para análise química da água subterrânea. Houve forte correlação com os dados analíticos obtidos, conforme apresentados nas **Figuras 25 e 26** e nas seções do **Anexo D**, sendo elas:

- O MIP-01 e MIP-09 apenas obtiveram resposta do sensor FID e não foi diagnosticada qualquer contaminação no solo e na água subterrânea (apenas concentrações traço). Desta forma, associa-se esta resposta a ocorrência de metano provindo das argilas orgânicas existentes na área;
- O MIP-02 e MIP-05 não obtiveram qualquer resposta dos sensores e/ou da análise química de água e/ou solo;
- O MIP-04, localizado na região a jusante da antiga área de entamboramento de PCE e tratamento de efluentes, obteve respostas significativas dos sensores PID e XSD na zona não saturada do solo entre 0,7 e 1,5 de profundidades; e dos três sensores na zona saturada entre 3 e 5 metros de profundidade. Tanto na água, quanto no solo, foram identificadas contaminações, sendo no solo pelas substâncias Tetracloroetano e Tricloroetano e na água pelo Tetracloroetano, Tricloroetano, Cis e Trans-1,2-Dicloroetano, 1,1-Dicloroetano e Cloreto de Vinila. A partir da instalação do poço de monitoramento multinível, com tubo filtro entre 9,3 e 10,3 de profundidade, foram observadas concentrações, acima de seus respectivos valores de

intervenção, para as substâncias Cis-1,2-dicloroeteno e Cloreto de Vinila, mesmo sem qualquer resposta dos sensores MIP nesta região. Isto pode estar relacionado à alta compactação da camada argilosa da Formação Resende (Bacia de São Paulo), que caracteriza um horizonte de alta pressão e fluxo baixo, conforme resposta obtida pelo HPT *Press* e *Flow* (vide **Anexo B**);

- O MIP-08, localizado na antiga área de estoque, apenas obteve resposta significativa do sensor FID (entre 4 e 5 metros de profundidade). A partir da análise da amostra de água subterrânea identificou-se contaminação por Cloreto de Vinila (de 3 µg/L) nesta região. Uma vez que o Cloreto de Vinila encontra-se em baixa concentração (destaca-se que mesmo em baixa concentração, a substância já é considerada contaminante) e possuindo menos ligações de halogênio, justifica-se sua não identificação pelos sensores PID e XSD.

- O MIP-10, localizado na antiga área de estoque, obteve respostas significativas dos três sensores, principalmente na zona saturada entre 4 e 5,5 metros de profundidade. No solo foram identificadas contaminações por Tetracloroeteno e Tricloroeteno e na água pelo Tetracloroeteno, Tricloroeteno, Cis e Trans-1,2-Dicloroeteno, 1,1-Dicloroeteno e Cloreto de Vinila. No entanto, a partir da instalação do poço de monitoramento multinível, com tubo filtro entre 9,1 e 10,1 de profundidade, foi observada concentração, acima de seu respectivo valor de intervenção, para a substância Cloreto de Vinila, mesmo sem qualquer resposta dos sensores MIP nesta região. Tal como caracterizado no MIP-04, isto pode estar relacionado à alta compactação da camada argilosa da Formação Resende (Bacia de São Paulo), que caracteriza um horizonte de alta pressão e fluxo baixo, conforme resposta obtida pelo HPT *Press* e *Flow* (vide **Anexo B**);

- O MIP-11 obteve respostas significativas para os sensores PID e XSD tanto na zona não saturada (entre 0,5 e 2 metros de profundidade), quanto para a zona saturada do solo (entre 2 e 4 metros de profundidade). A análise química do solo identificou contaminação por Tetracloroeteno e Tricloroeteno; e a da água subterrânea identificou contaminação por Tetracloroeteno, Tricloroeteno, Cis-1,2-Dicloroeteno, 1,1-Dicloroeteno e Cloreto de Vinila;

- O MIP-12 obteve respostas significativas para os três sensores na zona não saturada entre 4 e 5 metros de profundidade. As análises de água subterrânea nesta região identificaram contaminação por Tetracloroeteno, Tricloroeteno, Cis e Trans-1,2-Dicloroeteno, 1,1-Dicloroeteno e Cloreto de Vinila. A partir da instalação do poço de monitoramento multinível, com tubo filtro entre 7,61 e 8,61 de profundidade foi observada concentração, acima de seus respectivos valores de intervenção, para as substâncias Tetracloroeteno, Tricloroeteno, Cis -1,2-Dicloroeteno e Cloreto de Vinila. Tal como caracterizado no MIP-04 e MIP-10, isto

pode estar relacionado à alta compactação da camada argilosa da Formação Resende (Bacia de São Paulo), que caracteriza um horizonte de alta pressão e fluxo prioritariamente baixo, conforme resposta obtida pelo HPT *Press e Flow* (*vide Anexo B*).

Em suma, as contaminações por organoclorados encontram-se na antiga área de estoque (a oeste) e a jusante das antigas áreas de entamboramento, tratamento de efluentes e máquina de lavar a seco *Sperotto*. Além disso, as maiores concentrações das substâncias supramencionadas ocorrem na porção rasa do aquífero, abrangido pelos litotipos argilosos e arenosos quaternários (onde há maior fluxo das águas subterrâneas). Nota-se, ainda, migração da contaminação, de maneira mais lenta, para porções mais profundas do aquífero, onde ocorrem as camadas argilosas da Formação Resende.

Quanto as fontes primárias de contaminação, estas relacionam-se às antigas áreas de entamboramento, tratamento de efluentes e máquina de lavar a seco *Sperotto*, onde o Tetracloroetano se originou e foi liberado. Destaca-se que a partir da degradação do Tetracloroetano, obteve-se a formação dos demais compostos contaminantes aqui estudados (intitulados de produtos de degradação). Nota-se, ainda, a possível existência de outras fontes primárias (pretéritas) e/ou secundárias a oeste do avaliado, na área de estoque. Ademais, com a identificação das contaminações existentes no solo por Tetracloroetano (a jusante das fontes primárias supramencionadas), têm-se uma fonte secundária de contaminação, capaz de armazenar certa massa desta substância e seu produto de degradação (Tricloroetano) e atuar como fonte de contaminação de outros compartimentos do meio físico (água subterrânea e vapor do solo).

5.1. Vantagens e Limitações dos Métodos Empregados

A partir dos dados obtidos e das discussões realizadas foi possível delinear as principais vantagens e limitações dos métodos aqui estudados e empregados, conforme apresenta a **Tabela 14**.

Tabela 14 – Vantagens e limitações dos métodos empregados

Técnica	Vantagens	Desvantagens
Investigação Passiva de Vapores do Solo (amostradores Vsorber®)	• Rápida instalação (dependendo da área pode-se instalar de 20 a 40 amostradores por dia); • Excelente na identificação de contaminantes voláteis (VOC); • Detecta contaminantes voláteis (VOC) em diversas fases (gasosa, adsorvida, dissolvida e livre); • Pode indicar as principais substâncias químicas de interesse da área; • Seu maior período de amostragem minimiza os efeitos temporais da variação de concentração, tornando-se mais representativa; • Possibilita o direcionamento (ou o posicionamento) adequado das sondagens MIHPT, amostragem de solo e instalação de poços de monitoramento; • Técnica de baixo custo.	• Os resultados são leituras indiretas da contaminação (a partir dos vapores do solo), que pode estar presente em solo e/ou água subterrânea; • Os resultados não necessariamente refletem a posição exata da pluma de contaminação; • Longo tempo de amostragem.
Investigação pelo Método de Alta Resolução (MIHPT)	• Técnica de resposta rápida e em tempo real; • Detecta contaminantes voláteis (VOC) em diversas fases (gasosa, adsorvida, dissolvida e livre); • Pode ser aplicada em zona não saturada e saturada do solo; • Auxilia na delimitação vertical da contaminação; • Auxilia nos pontos de amostragens e instalação dos tubos filtros. • Auxilia na determinação da mobilidade dos contaminantes e suas vias de migração; • Auxilia na detecção de contaminantes em diversos materiais subsuperficiais; • Auxilia na identificação das litologias e na perfilagem de permeabilidade.	• A resposta do equipamento varia com o tipo de solo e sua permeabilidade; • A resposta do equipamento varia com o tipo de contaminantes presentes, sua concentração e volatilidade; • Aluguel dos equipamentos e execução dos serviços ainda possuem custo alto no Brasil.

6 CONCLUSÕES

O presente trabalho teve como objetivo apresentar e utilizar duas diferentes metodologias de investigação, sendo elas a de varredura (a partir da amostragem passiva de vapores com o amostrador Vsorber®) e a de alta resolução (utilização da ferramenta MIHPT), na identificação e caracterização das contaminações por organocloradas no solo e na água subterrânea de uma antiga indústria têxtil, localizada no município de São Paulo (SP). Além disso, visou discutir as vantagens e limitações dos métodos supramencionados.

As duas técnicas empregadas foram essenciais para se alcançar um modelo conceitual mais representativo da área de interesse que permitisse ações futuras mais eficientes e de forma a se atender a Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 07 de fevereiro de 2017, estabelecida pela Companhia Ambiental do Estado do São Paulo-CETESB.

Com os resultados da investigação passiva de vapores do solo foi possível obter um entendimento geral das posições aproximadas dos *hot-spots* (ou focos) de contaminação e a partir desses resultados foram executadas 12 sondagens MIHPT. Além de complementar os resultados obtidos com os amostradores Vsorber®, a investigação com uso de MIHPT permitiu também a avaliação da contaminação vertical.

Após as investigações em alta resolução, foi realizada uma investigação complementar que contemplou a coleta de 08 amostras de solo; e a instalação e amostragem de 08 poços de monitoramento de água subterrânea rasos e de 06 poços de monitoramento de água subterrânea multiníveis. Os resultados integrados mostraram que a distribuição dos organoclorados (Tetracloroetano, Tricloroetano, Cis e Trans-1,2-Dicloroetano, 1,1-Dicloroetano e Cloreto de Vinila) concentram-se na antiga área de estoque (a oeste) e a jusante das antigas áreas de entamboramento, tratamento de efluentes e máquina de lavar a seco *Sperotto*. Além disso, as maiores concentrações das substâncias supramencionadas ocorrem na porção rasa do aquífero, abrangido pelos litotipos argilosos e arenosos quaternários (onde há maior fluxo das águas subterrâneas). Notou-se, ainda, migração da contaminação, de maneira mais lenta, para porções mais profundas do aquífero, abrangidas pelas camadas argilas da Formação Resende.

Quanto as fontes primárias de contaminação, estas relacionam-se às antigas áreas de entamboramento, tratamento de efluentes e máquina de lavar a seco *Sperotto*, onde o Tetracloroetano se originou e foi liberado. Destaca-se que a partir da degradação do

Tetracloroetano, obteve-se a formação dos demais compostos contaminantes aqui estudados (intitulados de produtos de degradação). Notou-se, ainda, a possível existência de outras fontes primárias (pretéritas) e/ou secundárias a oeste do avaliado, na área de estoque. Ademais, com a identificação das contaminações existentes no solo por Tetracloroetano (a jusante das fontes primárias supramencionadas), têm-se uma fonte secundária de contaminação, capaz de armazenar certa massa desta substância e seu produto de degradação (Tricloroetano) e atuar como fonte de contaminação de outros compartimentos do meio físico (água subterrânea e vapor do solo).

É possível afirmar que os resultados obtidos, por meio da investigação passiva de vapores de solo e da investigação MIHPT, foram determinantes para se obter um modelo conceitual mais representativo da área de interesse. Ademais, permitiram a identificação dos principais focos de contaminação por organoclorados na área; e forneceram informações sobre a geologia local (determinação de espessura de camadas e determinação dos litotipos) e hidrogeologia local (determinação de diferentes níveis do aquífero e condutividades hidráulicas).

Dentre as principais limitações do método de amostragem passiva de vapores está que nem todos os focos identificados resultaram em regiões contaminadas, uma vez que eles não refletem, necessariamente, a posição exata da pluma em fase dissolvida, visto que a dinâmica de migração de voláteis na zona não saturada é diferente da dinâmica da migração de contaminantes na zona saturada. Todavia, foi a partir da aplicação deste método que houve a identificação das principais substâncias contaminantes da região, sendo elas o Tetracloroetano, Tricloroetano, Cis e Trans-1,2-Dicloroetano, 1,1-Dicloroetano e Cloreto de Vinila, além de oferecer o mapeamento destes compostos na matriz vapor, gerando a priorização de regiões a serem investigadas por meio do MIHPT e da instalação de poços de monitoramento com amostragens químicas associadas (do solo e água subterrânea).

Já para com a utilização da ferramenta MIHPT, notou-se que para litotipos argilosos bastante compactados, de alta pressão e fluxo baixo, como é o caso da camada argilosa da Formação Resende (Bacia de São Paulo) ocorrente na área, não se obtém respostas significativas dos sensores MIP, mesmo na presença de concentrações substanciais de organoclorados. Além disso, notou-se esta mesma limitação para o sensor PID e XSD quando em contato com concentrações baixas de Cloreto de Vinila (as quais podem configurar-se, mesmo nessas concentrações, como contaminante). Todavia, a utilização da ferramenta

possibilitou, na grande maioria dos casos, a perfilagem das contaminações em subsuperfície, bem como a localização primária (ou inicial) das plumas de contaminação. Além disso, elas foram de suma importância para a locação dos poços de monitoramento com amostragens químicas associadas, influenciando, inclusive nas profundidades de coleta de solo e locação dos tubos filtros para análise química da água subterrânea.

Em suma, as ferramentas utilizadas permitiram a visibilidade de um cenário com menos incertezas para a delimitação final das plumas de contaminação e próximas etapas do Gerenciamento Ambiental da área. Seria improvável obter os mesmos resultados a partir de uma investigação tradicional, nos moldes usualmente aplicados (instalando-se um número mínimo necessário de poços de monitoramento). Ou seja, para se alcançar um resultado semelhante, seria necessária a instalação de um número grande de poços de monitoramento, o que provavelmente aumentaria substancialmente o tempo dos trabalhos de investigação e o custo com análises e serviços de campo. Além disso, cada técnica foi selecionada de forma a aumentar a eficiência da caracterização da área e reduzir os custos finais.

Ressalta-se que ambas as técnicas não possuem o intuito de substituir por completo as investigações tradicionais, mas garantir maior exatidão na determinação da localização das investigações de solo e água subterrânea a serem realizadas, aumentando assim a eficiência e eficácia do diagnóstico ambiental de compostos orgânicos voláteis e, consequentemente, do próprio Gerenciamento de Áreas Contaminadas.

7 REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ISO/IEC 17025: Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaios e calibração. 3. ed. Rio de Janeiro: [s.n.], 2017. 32 p.

ASTM INTERNATIONAL. ASTM D7758-11: Standard Practice for Passive Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Source Identification, Spatial Variability Assessment, Monitoring, and Vapor Intrusion Evaluations. West Conshohocken: ASTM, 2011.

ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. U.S.). Department of Health and Human Services. Public Health Service. Toxicological Profile for Trichloroethylene. 2019b.

ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. U.S.). Department of Health and Human Services. Public Health Service. Toxicological Profile for 1,1-Dichloroethene. 2019c.

ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. U.S.). Department of Health and Human Services. Public Health Service. Toxicological Profile for Vinyl Chloride. 2006.

ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. U.S.). Department of Health and Human Services. Public Health Service. Toxicological Profile for 1,2-Dichloroethene. 1996.

ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. U.S.). Department of Health and Human Services. Public Health Service. Toxicological Profile for Tetrachloroethylene. 2019.

BEACON ENVIRONMENTAL SERVICES, Inc. Passive Soil Gas Testing: Standard for Site Characterization. *In*: BEACON ENVIRONMENTAL SERVICES, Inc. Passive Soil Gas Surveys. MD, USA, 23 ago. 2020. Disponível em: <https://beacon-usa.com/services/passive-soil-gas-surveys/>. Acesso em: 1 ago. 2020.

BORGES, Luciana Diniz; MACHADO, Patrícia Fernandes Lootens. Lavagem a Seco. In: Química e Sociedade. 1. ed. [S. l.: s. n.], 2013. v. 35, p. 11-18. Disponível em: http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc35_1/03-QS-64-11.pdf. Acesso em: 14 ago. 2020.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 26 jul. 2020.

PEPPER, Ian L. et al, (ed.). Environmental & Pollution Science. 2. ed. rev. United States of America: Elsevier Inc., 2006. 532 p. ISBN 0-12-551503-0

CAMPOS, J. E. et al. Síntese do Conhecimento Hidrogeológico da Bacia Sedimentar de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., 2002, Florianópolis - SC. Anais... Florianópolis: ABAS, 2002.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 7 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece “Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Âmbito do Licenciamento Ambiental”, em função da publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 e seu Regulamento, aprovado por meio do Decreto nº 59.263/2013, e dá outras providências. Diário Oficial Estado de São Paulo: Caderno Executivo I (Poder Executivo, Seção I), São Paulo, ed. 127 (28), p. 47-52, 10 fev. 2017b.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). Decisão de Diretoria nº 256/2016/E, de 22 de novembro de 2016. Dispõe sobre a aprovação dos “Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2016” e dá outras providências. Diário Oficial Estado de São Paulo: Caderno Executivo I (Poder Executivo, Seção I), São Paulo, ed. 126 (219), p. 55-56, 24 nov. 2016.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). Ficha de Informação de Produto Químico: Tetracloroetileno. São Paulo: CETESB, [s.d.]. Disponível em: https://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha_completa1.asp?consulta=TETRACLOROETILENO. Acesso em: 22 jul. 2020.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). Ficha de Informação de Produto Químico: Tricloroetileno. São Paulo: CETESB, [s.d.]. Disponível em: https://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha_completa1.asp?consulta=TRICLOROETILENO. Acesso em: 22 jul. 2020.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). Ficha de Informação de Produto Químico: Dicloroetileno. São Paulo: CETESB, [s.d.]. Disponível em: https://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha_completa1.asp?consulta=1,2%20%20DICLOROETILENO. Acesso em: 22 jul. 2020.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). Ficha de Informação de Produto Químico: Cloreto de Vinila. São Paulo: CETESB, [s.d.]. Disponível em: https://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha_completa1.asp?consulta=CLORETO%20DE%20VINILA. Acesso em: 22 jul. 2020.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). Ficha de Informação de Produto Químico: Cloreto de Vinilideno. São Paulo: CETESB, [s.d.]. Disponível em: https://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha_completa1.asp?consulta=CLORETO%20DE%20VINILIDENO. Acesso em: 22 jul. 2020.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). Ficha de Informação Toxicológica (FIT): Tetracloroetileno. São Paulo. 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/servicos/informacoes-toxicologicas/>. Acesso em: 22 jul. 2020.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). Ficha de Informação Toxicológica (FIT): Cloreto de Vinila. São Paulo. 2018b. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/servicos/informacoes-toxicologicas/>. Acesso em: 22 jul. 2020.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). Ficha de Informação Toxicológica (FIT): 1,2-dicloroetano (cis e trans). São Paulo. 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/servicos/informacoes-toxicologicas/>. Acesso em: 22 jul. 2020.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). O que são áreas contaminadas. São Paulo: CETESB, [s.d.]. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/o-que-sao-areas-contaminadas/>. Acesso em: 04 jul. 2020b.

DERISIO, José Carlos. Introdução ao Controle de Poluição Ambiental. 4. ed. atual. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. 226 p. ISBN 978-85-7975-046-5.

DIAS, Claudio L. *et al.* Valores Orientadores de Intervenção e sua Aplicação no Gerenciamento de Áreas Contaminadas. XIV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, [s. l.], 2006. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23195>. Acesso em: 30 jul. 2020.

FANTI, Aline Campello. Investigação de Aquífero Fraturado para Entendimento de Fluxo e Transporte de Contaminantes Clorados: Estudo de Caso em Valinhos-SP. Orientador: Prof. Dr. Reginaldo Antonio Bertolo. 2015. 147 p. Dissertação de mestrado (Programa de Pós Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - IGC/USP, São Paulo, 2015.

GEOPROBE. MIP (Membrane Interface Probe). Disponível em: <http://geoprobe.com/mip-membrane-interface-probe>. Acesso em: 08 ago. 2020.

HIRATA, R.C. & FERREIRA, L.M.R. 2001. Os aquíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição. Revista Brasileira de Geociências. São Paulo, SP. 31(1): 43-50.

IRITANI, Mara Akie; EZAKI, Sibebe. As águas subterrâneas no Estado de São Paulo: Cadernos de Educação Ambiental. 3. ed. São Paulo: SMA/IG, 2014. 104 p. ISBN – 978-85-62251-30-6. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutogeologico/2008/11/caderno-de-educacao-ambiental-as-aguas-subterraneas-do-estado-de-sao-paulo-disponivel-no-site-do-ig/>. Acesso em: 10 set. 2020.

IRITANI, M.A. 1993. Potencial Hidrogeológico da Cidade Universitária de São Paulo. Inst. De Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Dissertação de Mestrado, 108 p.

JURAS, I. A. G.M. Os impactos da indústria no meio ambiente., Consultoria Legislativa, Brasília, 2015.

MILANI, Mariana Gava. Estudo de tecnologias de investigação ambiental em alta resolução para refinamento do modelo conceitual – Estudo de caso: Duque de Caxias – RJ. Orientador: Prof^a. Ana Cristina Malheiros Gonçalves Carvalho. 2017. 152 p. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental) - PUC-Rio, Rio de Janeiro, 2017.

RACHE, Ariane D'Agostini. Utilização de Amostradores Passivos VSORBERS para a Investigação de Contaminação de Solo por BTEX em um Terreno de um Antigo Posto de Gasolina. Universidade La Salle – Canoas/RS, Rio Grande do Sul, 10 jul. 2020.

RICCOMINI C. & COIMBRA A.M. 1992. Geologia da Bacia Sedimentar. In Solos da cidade de São Paulo. FERREIRA, A.A.; ALONSO, U.R.; P.L (Ed). São Paulo, ABMS/ABEF, p. 37-94.

RICCOMINI, C.; SANT'ANNA, L.G.; FERRARI, A.L. Evolução geológica do Rift continental do Brasil. In: BARTORELLI, A.; BRITO NEVES B.B.; CARNEIRO, C.D.R.; MATESSO-NETO, V. (Orgs.), Geologia do continente Sul Americano - Evolução da obra de Fernando Flavio Marques de Almeida. São Paulo: Beca, p. 383-406, 2004.

SALGADO, Paulo Eduardo de Toledo; MARONA, Hérica Regina Nunes. Informações Gerais e Ecotoxicológicas de Solventes Clorados. Salvador: Centro de Recursos Ambientais-CRA, 2004. 510 p. v. 15. ISBN 85-88595-21-4.

SANTOS, Aline Diorio dos *et al.* Aprimoramento do modelo conceitual da área através do uso de ferramentas de investigação de alta resolução. InterfaceHS: Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade, São Paulo, v. 10, n. 2, p. 3-22, 2015.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 59.263, de 05 de junho de 2013. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. Diário Oficial [do] Estado de São Paulo, São Paulo, 05 de jun. 2013. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-59263-05.06.2013.html>>. Acesso em: 26 jul. 2020.

SCIULLI, Berguedof Elliot. Remediação do Composto Tetracloroetano em Subsuperfície através do Processo de Oxidação Química in situ (ISCO). Orientador: Prof. Dr.

Uriel Duarte. 2008. 129 p. Dissertação de mestrado (Programa de Pós Graduação em Hidrogeologia e Meio Ambiente) - IGC/USP, São Paulo, 2008.

TAKYIA, H. Estudo da sedimentação Neogênico-Quaternária no município de São Paulo: Caracterização dos depósitos e suas implicações na geologia urbana. São Paulo, 1997. 157 f. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

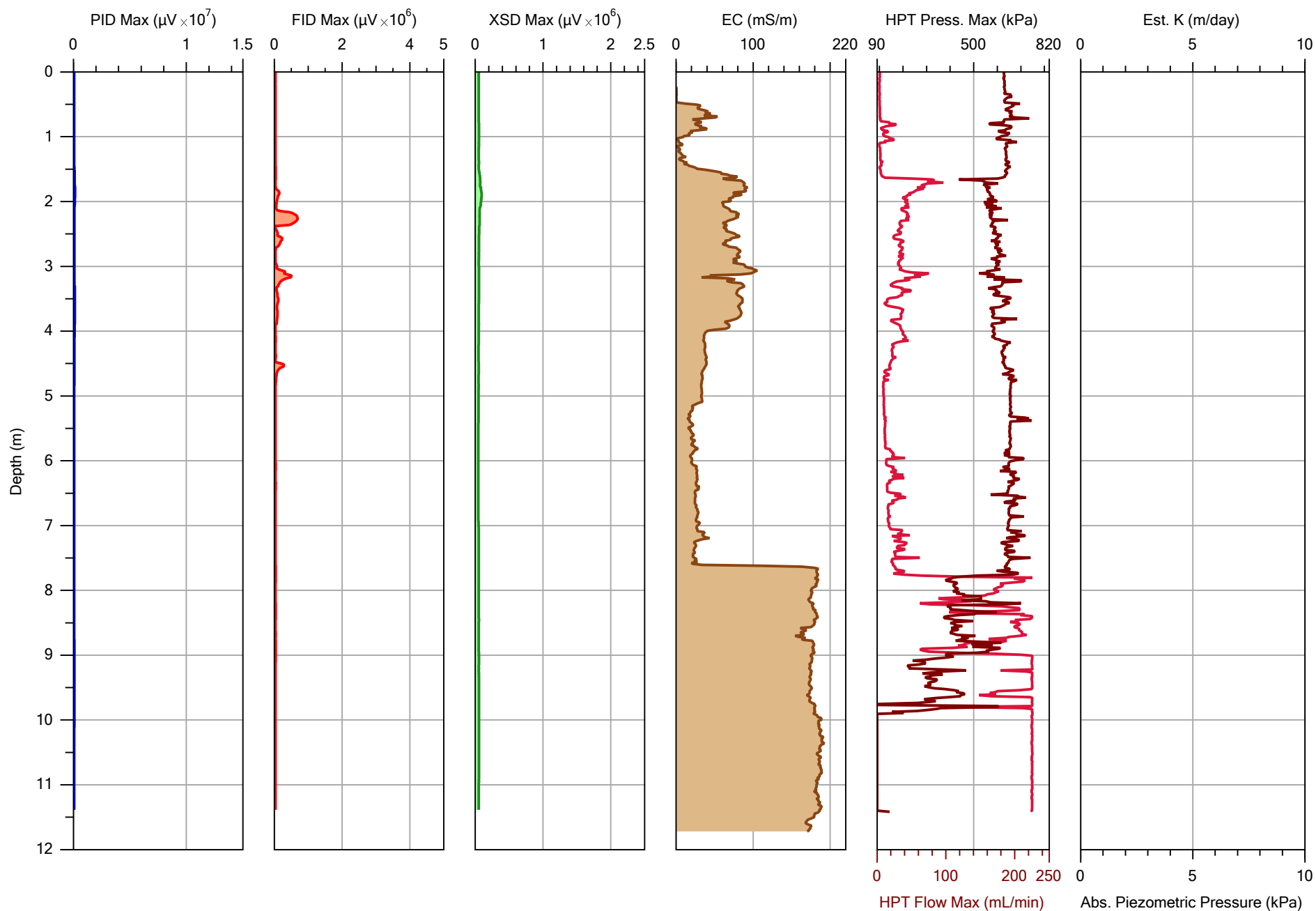
U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Compendium Method TO-17: Determination of Volatile Organic Compounds in Ambient Air Using Active Sampling Onto Sorbent Tubes. 2 ed. Cincinnati: USEPA, 1999.

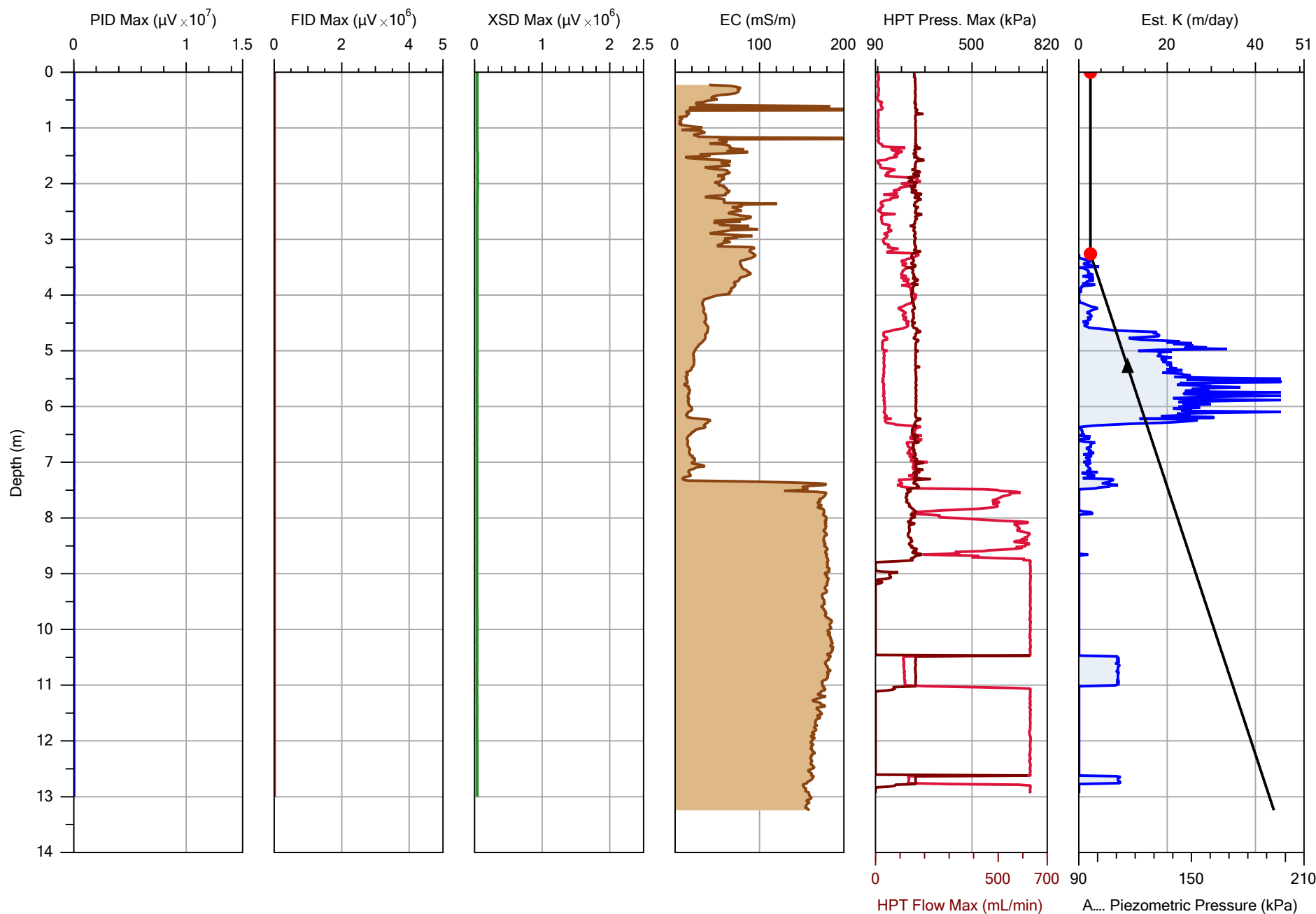
VAPOR SOLUTIONS. Amostragem passiva Vsorber®. [manual] São Paulo, 2019.

VAPOR SOLUTIONS. O que é uma amostragem passiva de vapores? São Paulo, 2020. Disponível em: https://vaporsolutions.com.br/amostradores_passivos_faq/#1569611080021-51ad2ecd-9674 Acesso em: 08 ago. 2020.

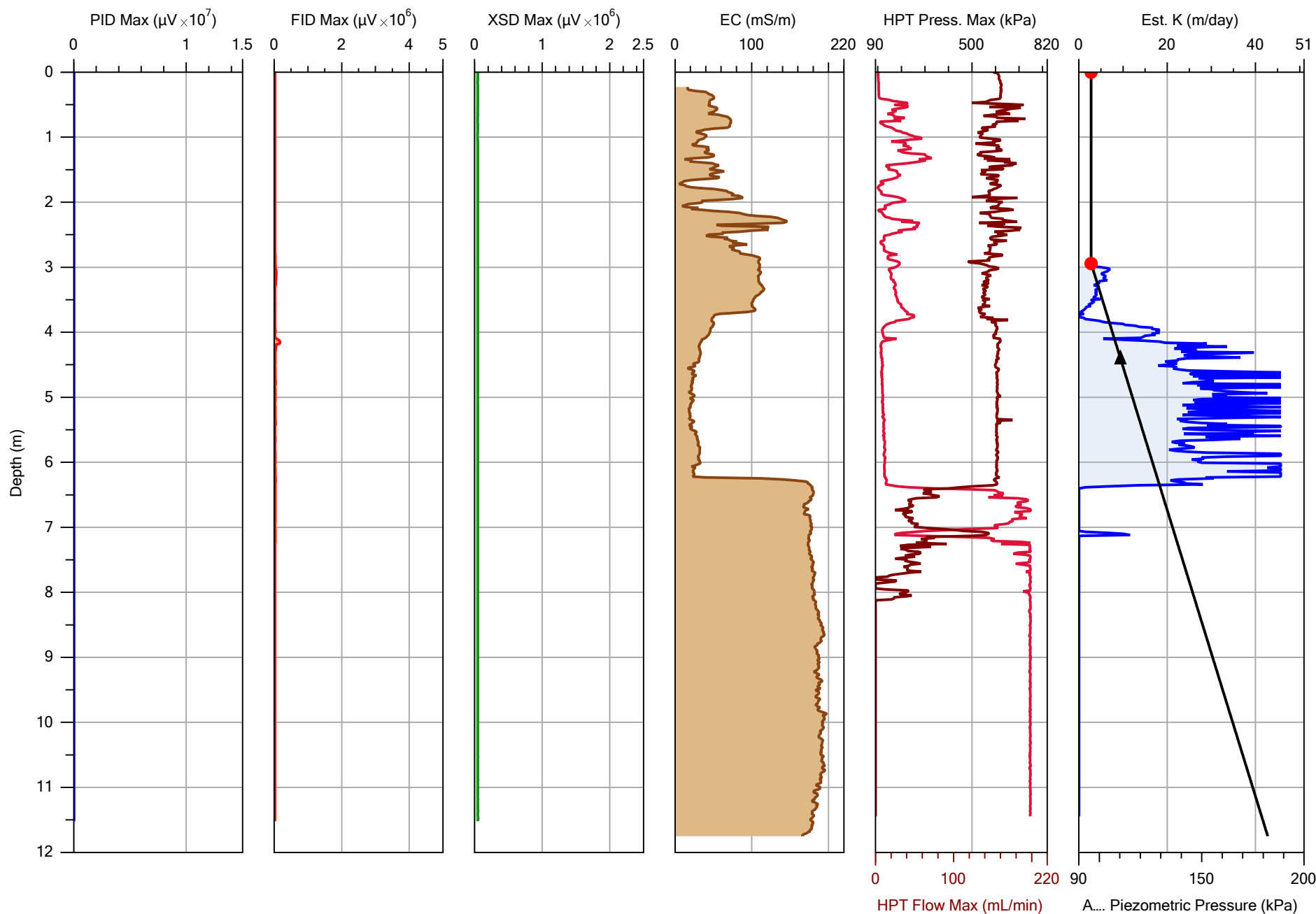
ANEXOS

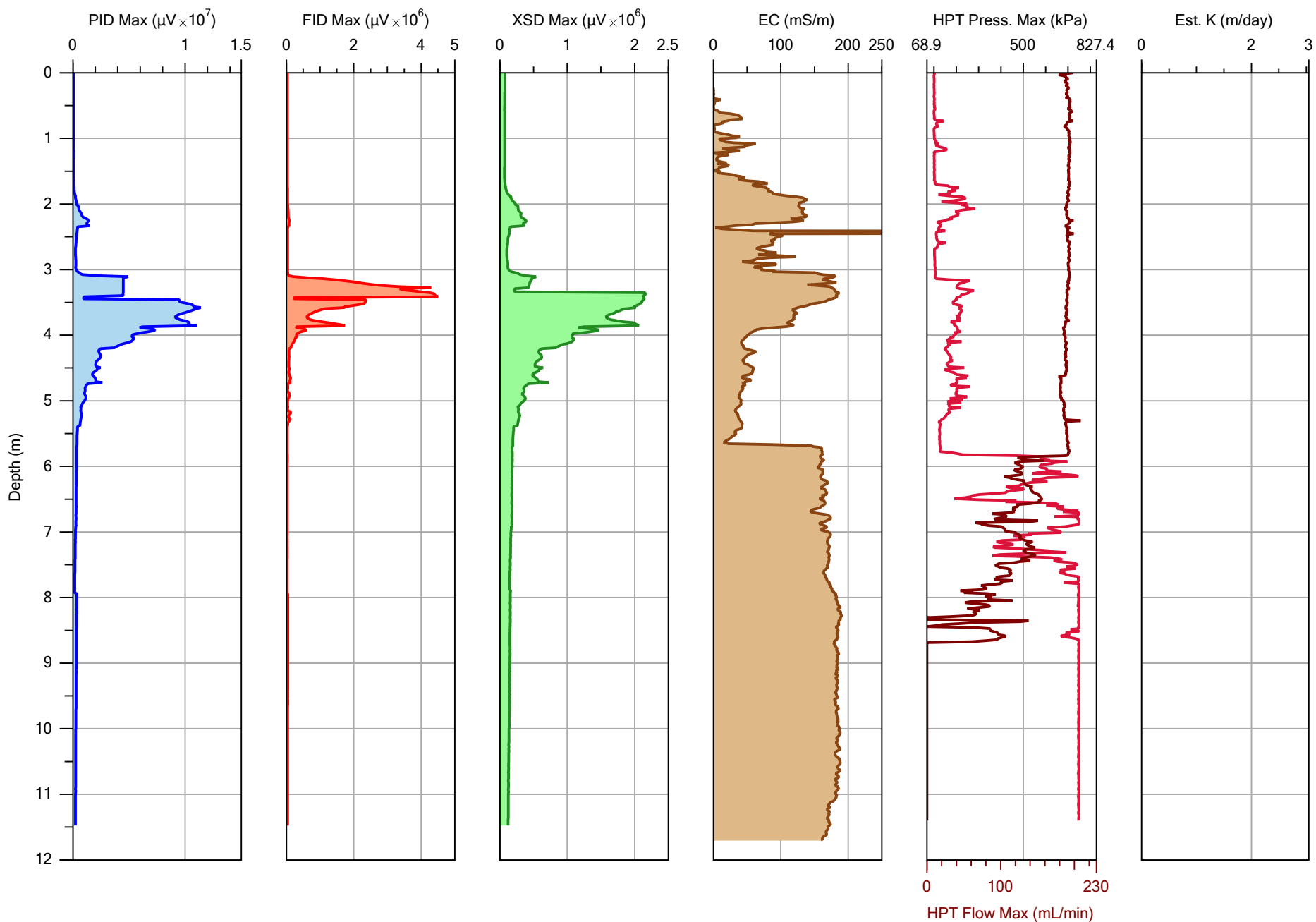
ANEXO A – PERFIS MIHPT

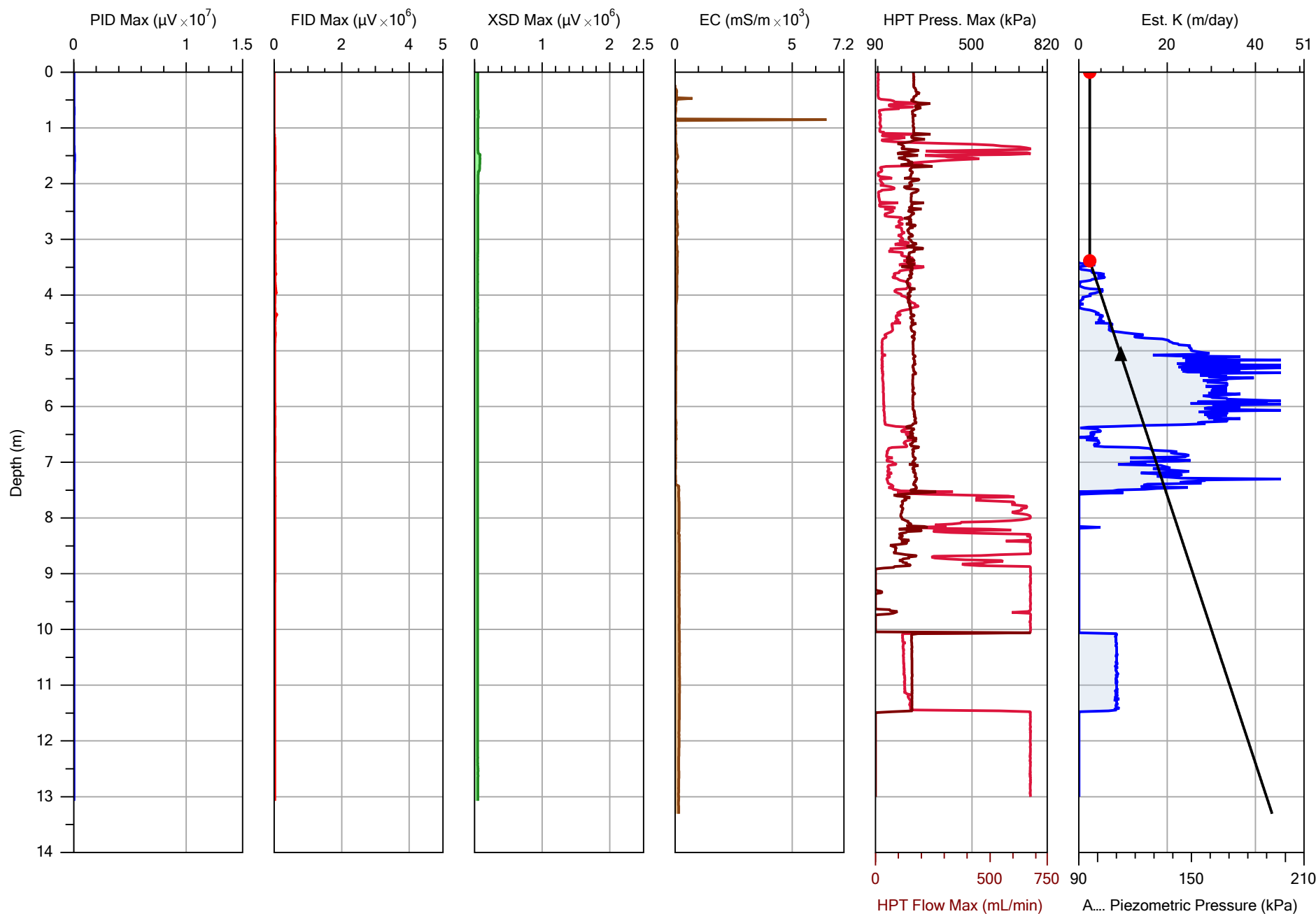


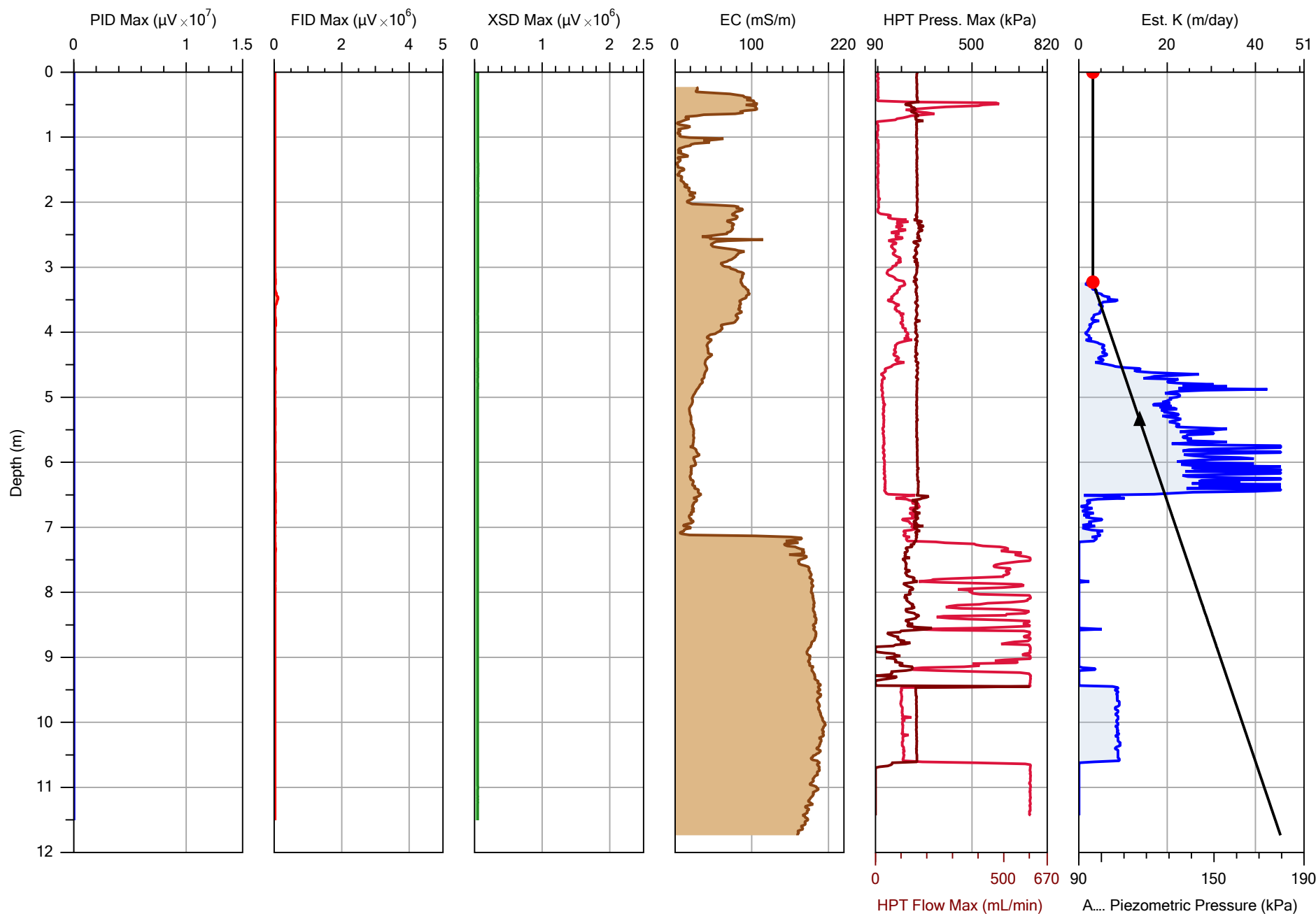


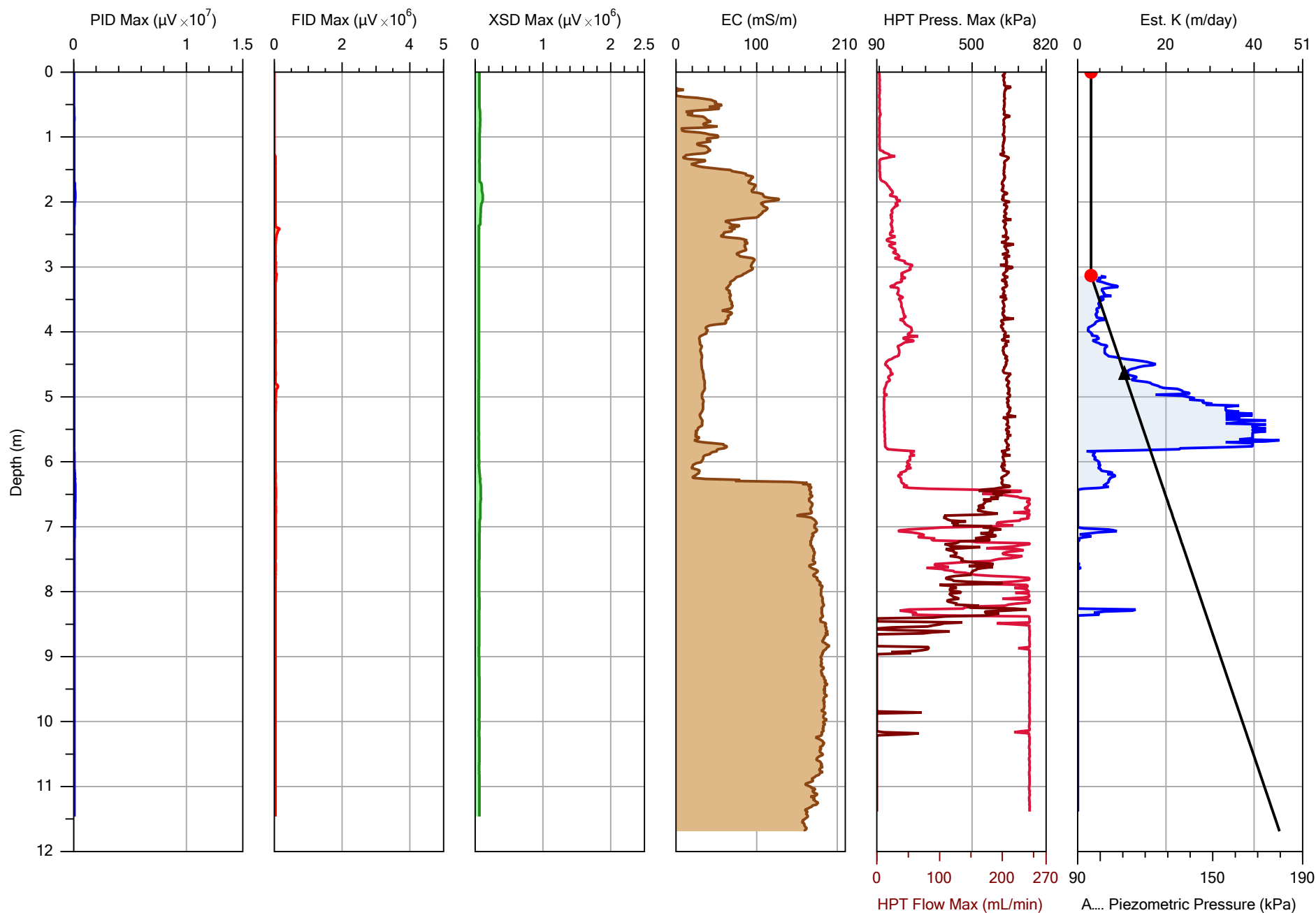
File: MIP-02.MHP

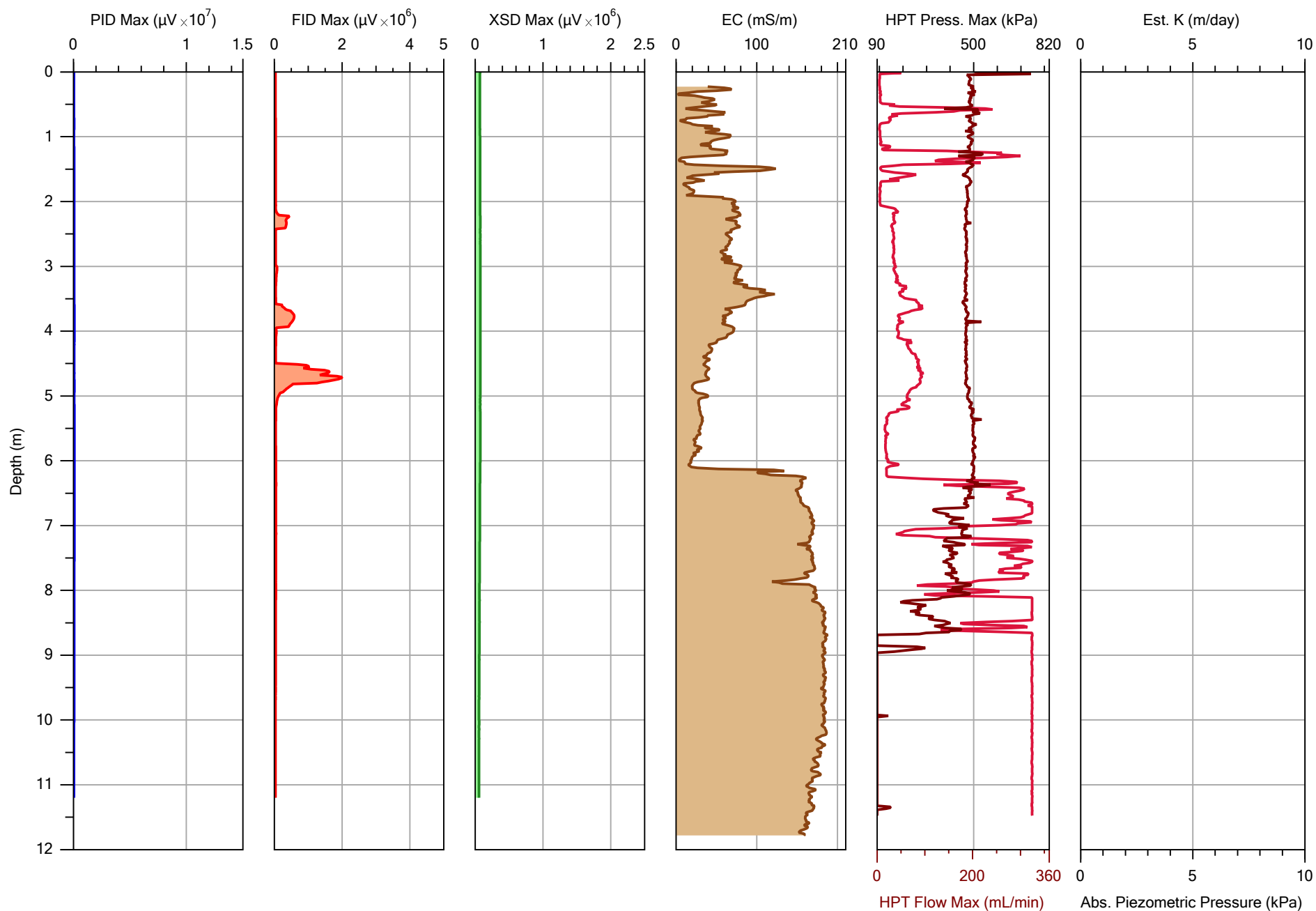


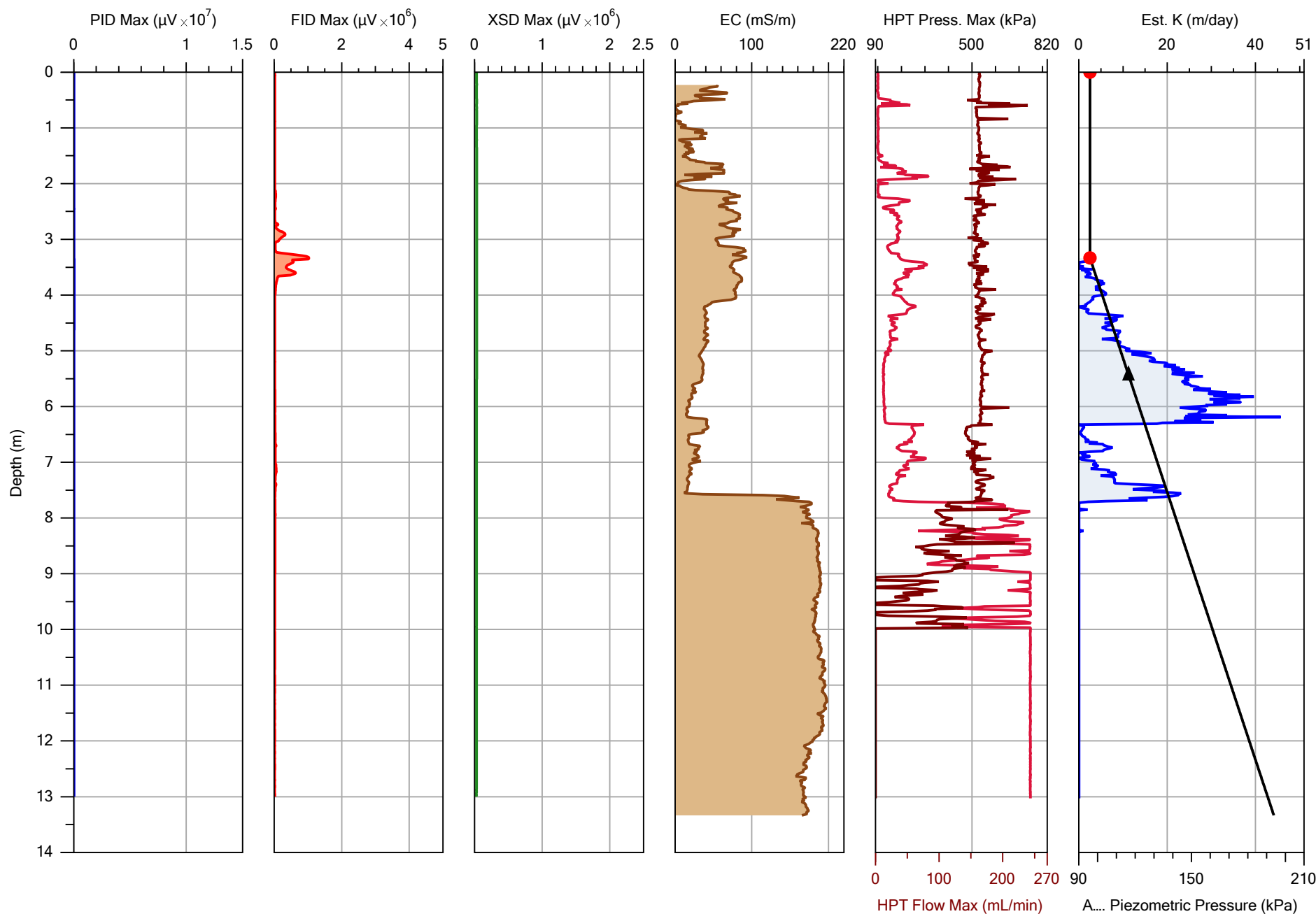


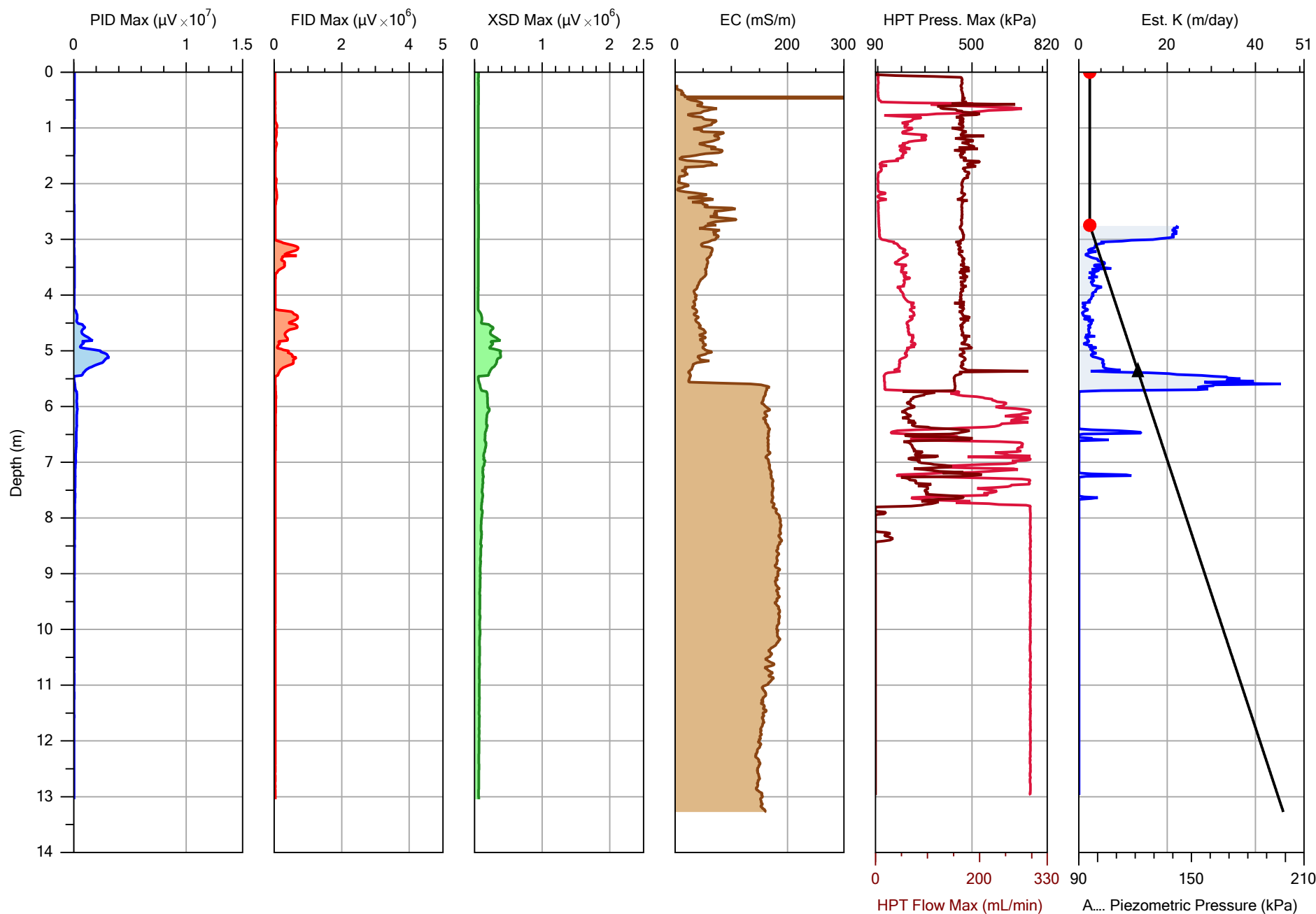


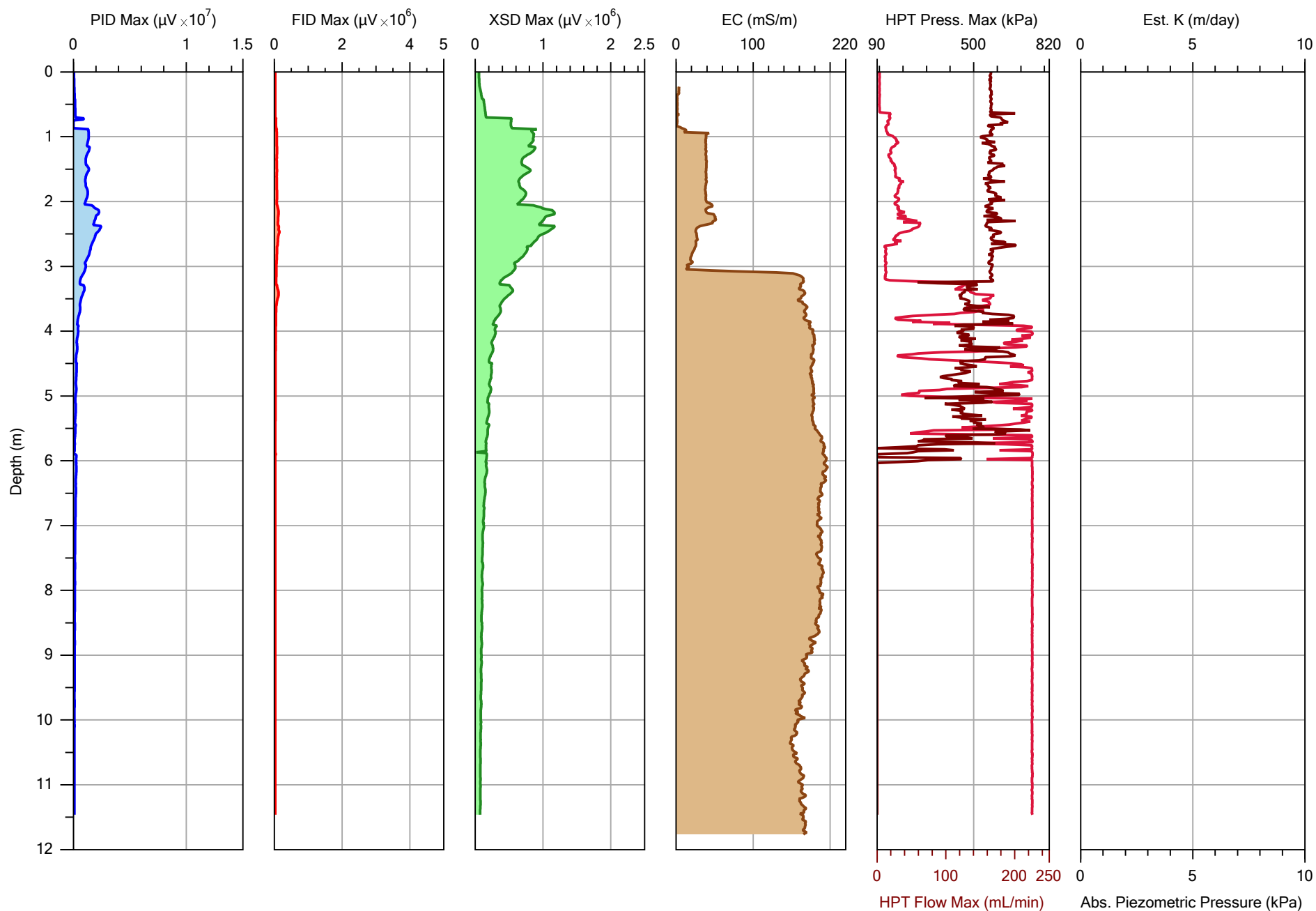


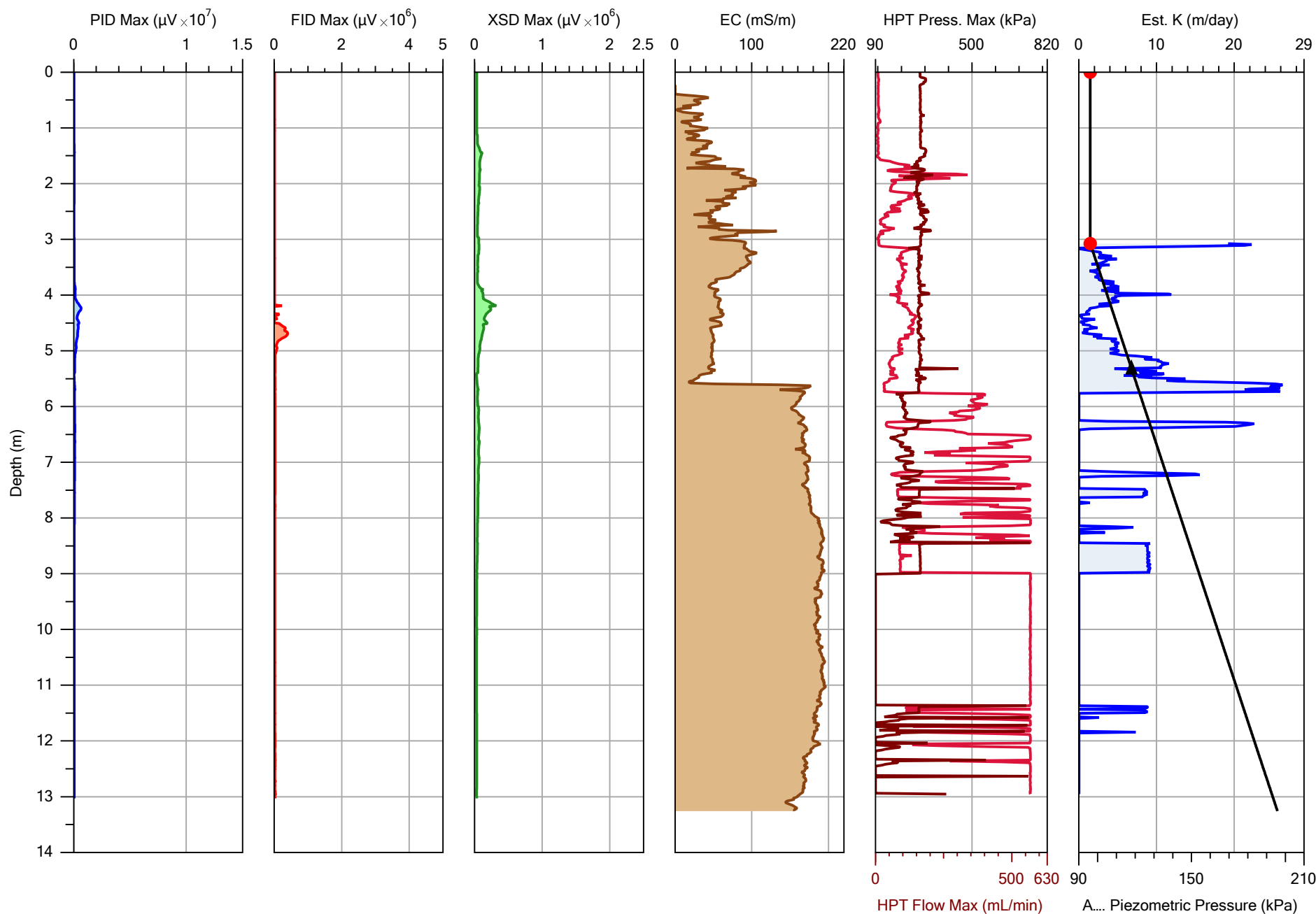






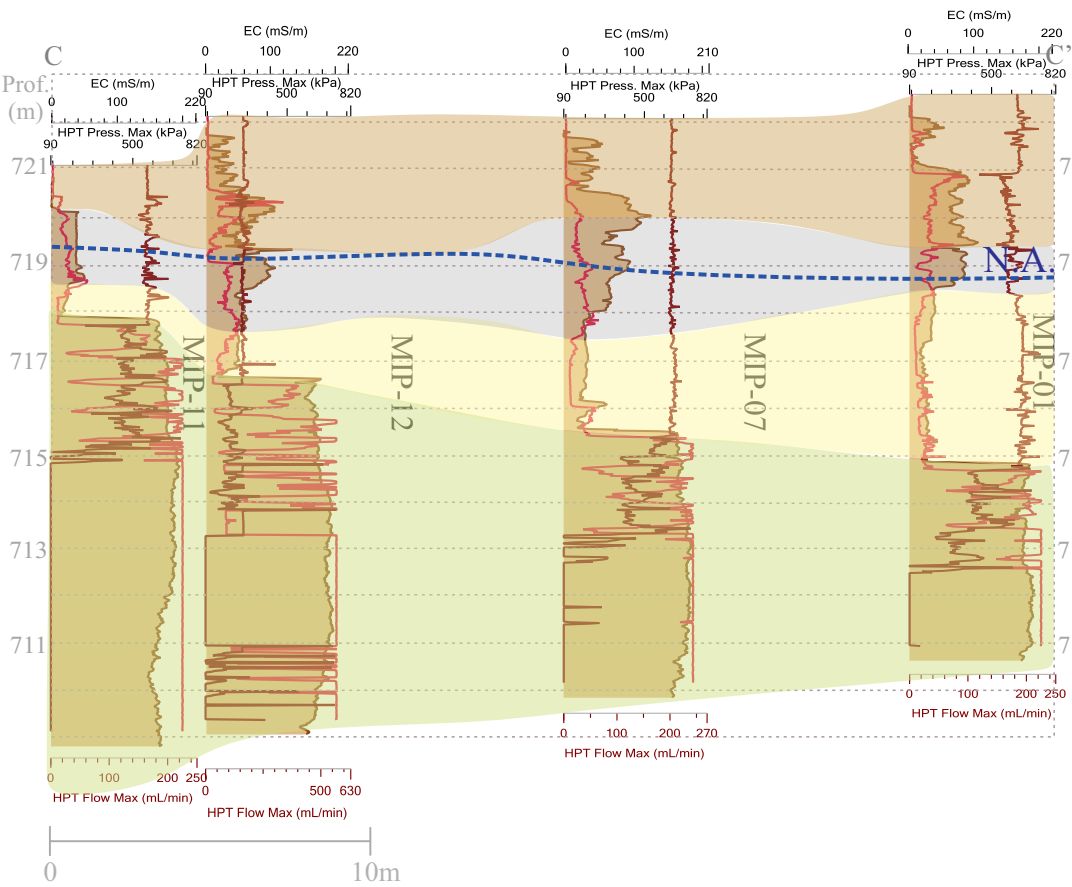
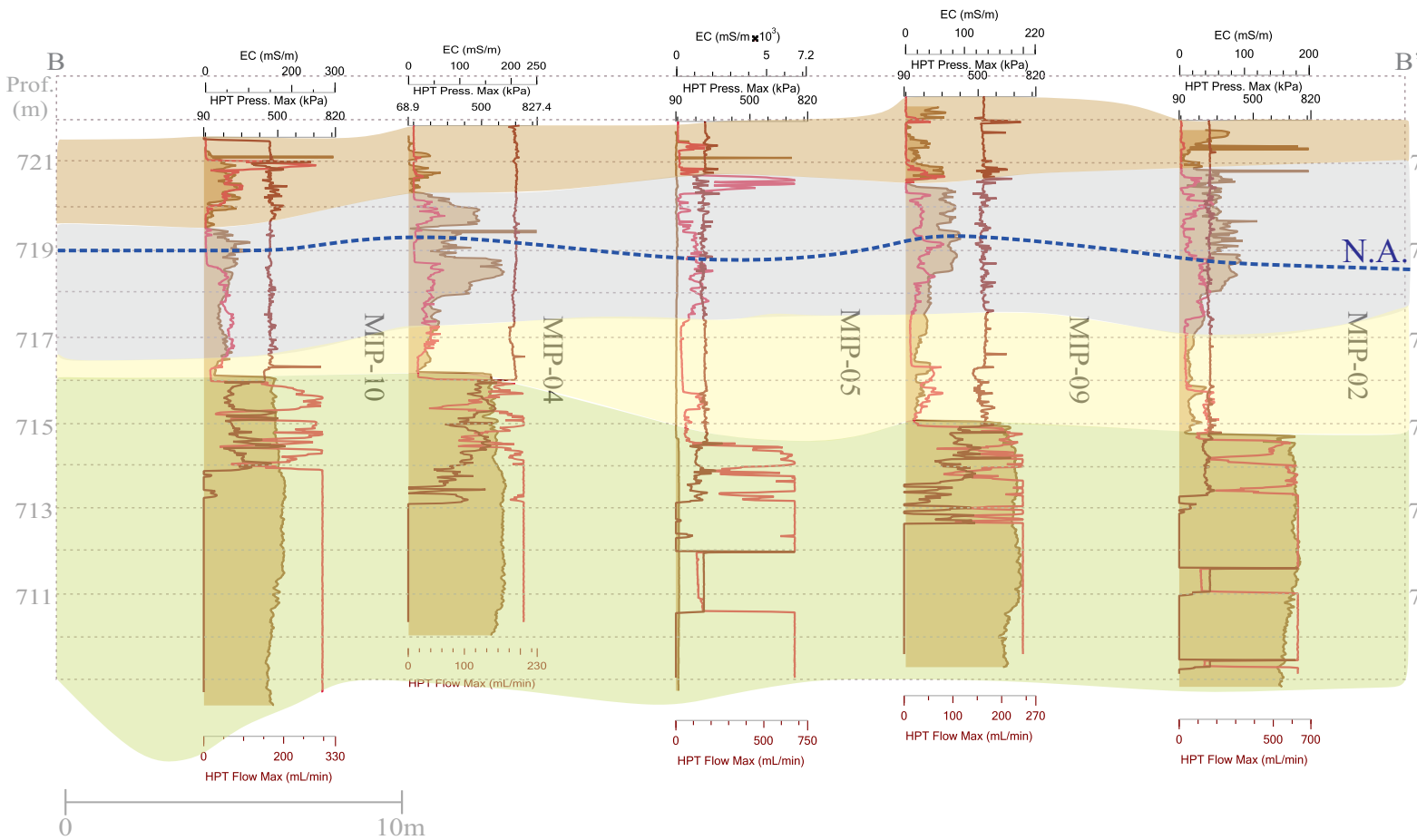
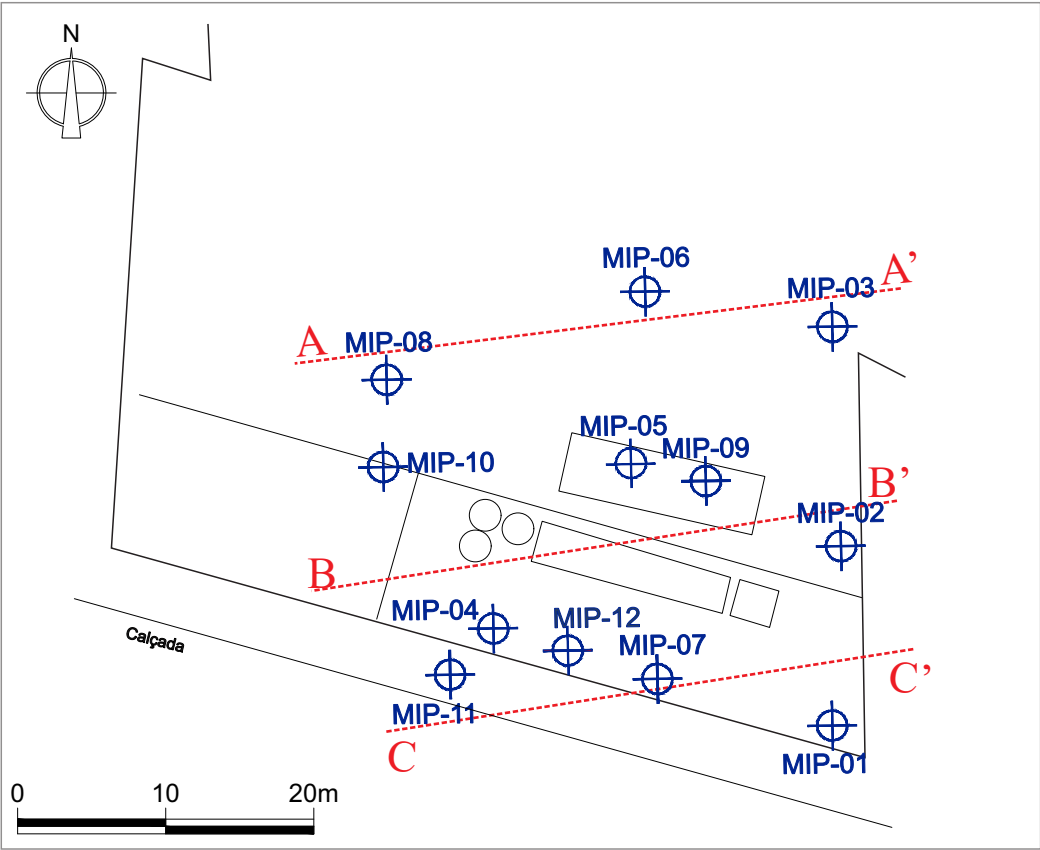
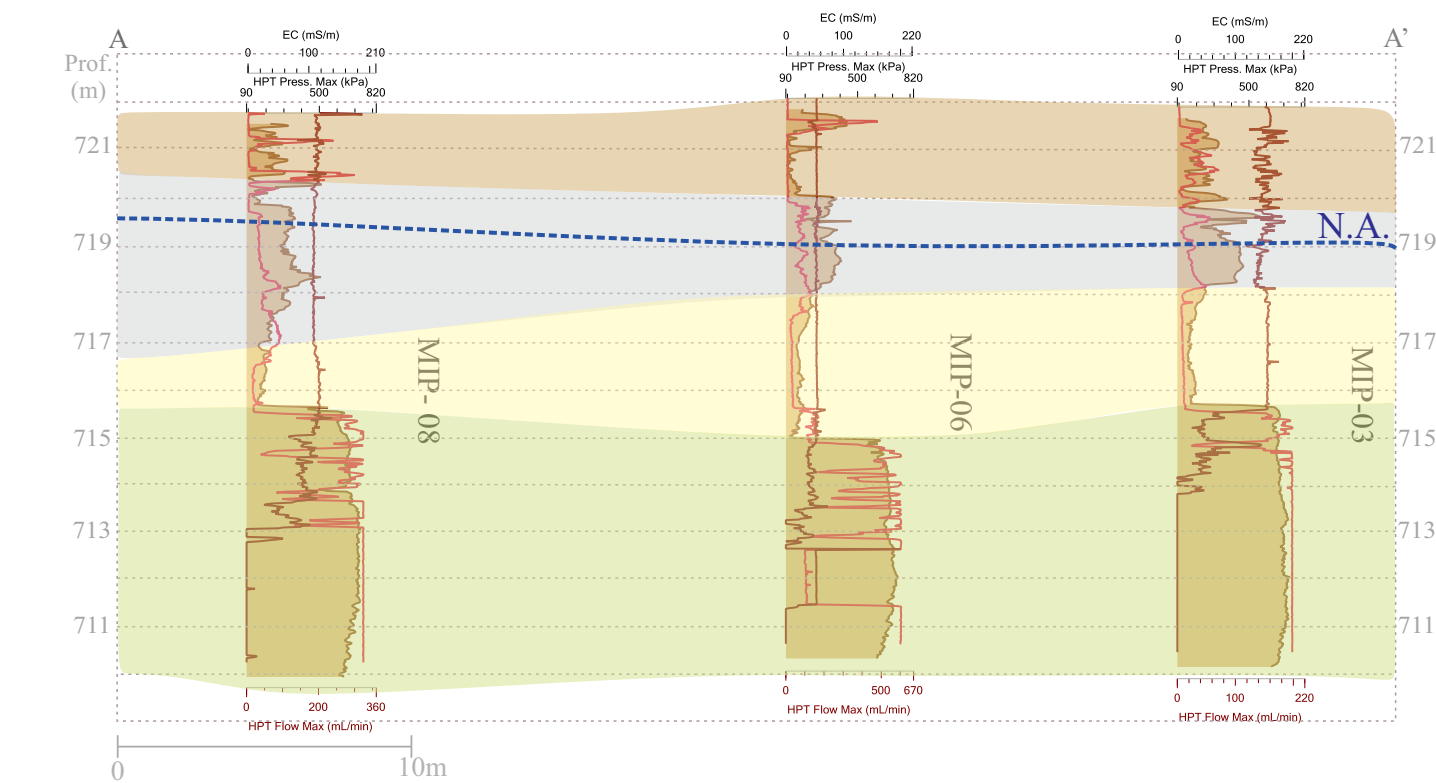






**ANEXO B – SEÇÕES E RESULTADOS HPT, EC E DE CONDUTIVIDADE
HIDRÁULICA**

RESULTADO ESTIMATIVA DO EC E HPT



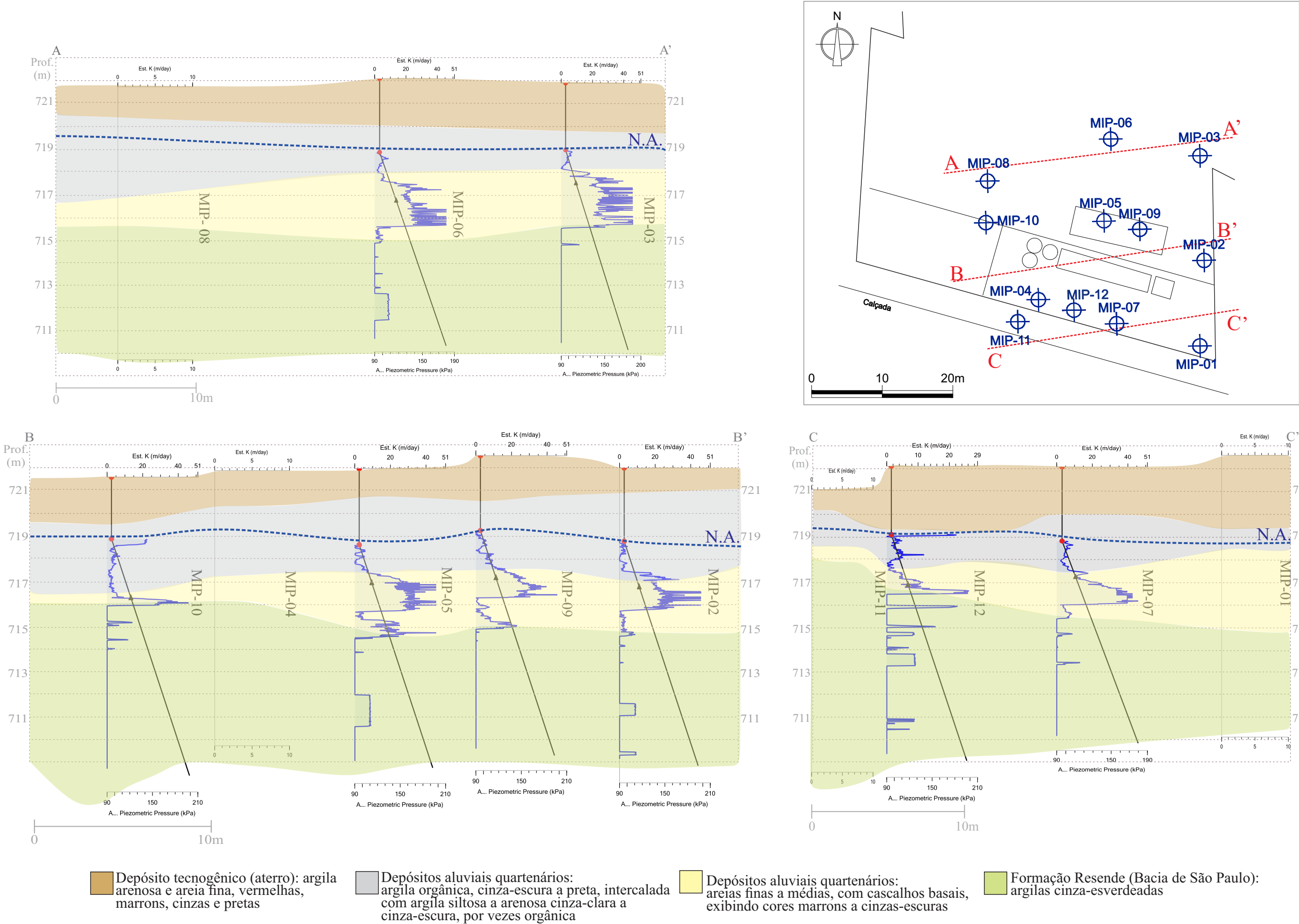
Depósito tecnogênico (aterro): argila arenosa e areia fina, vermelhas, marrons, cinzas e pretas

Depósitos aluviais quaternários: argila orgânica, cinza-escura a preta, intercalada com argila siltosa a arenosa cinza-clara a cinza-escura, por vezes orgânica

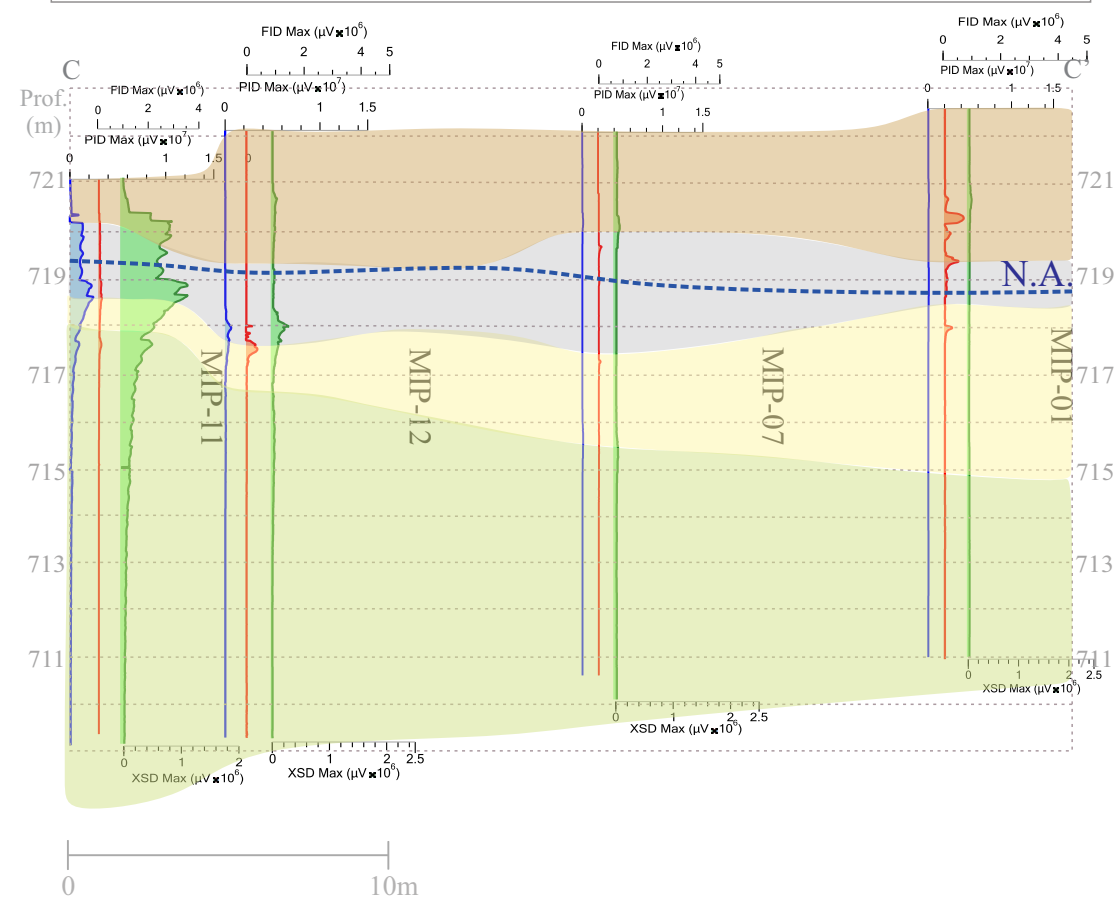
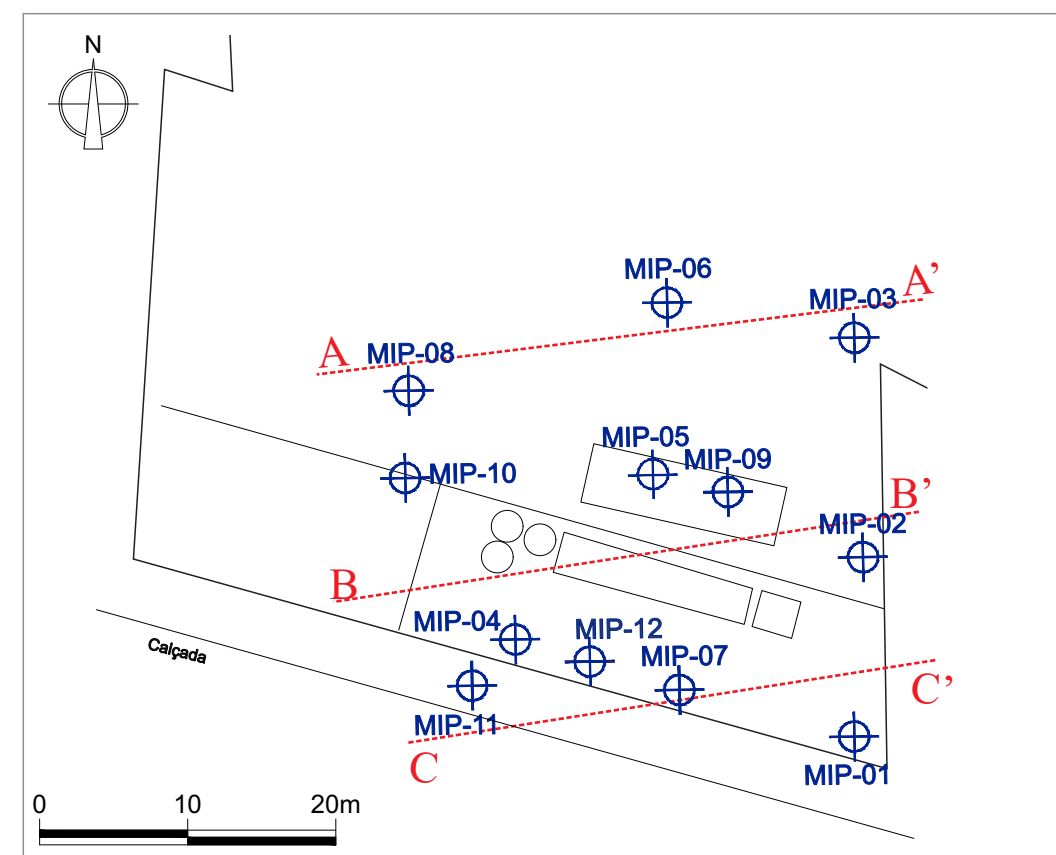
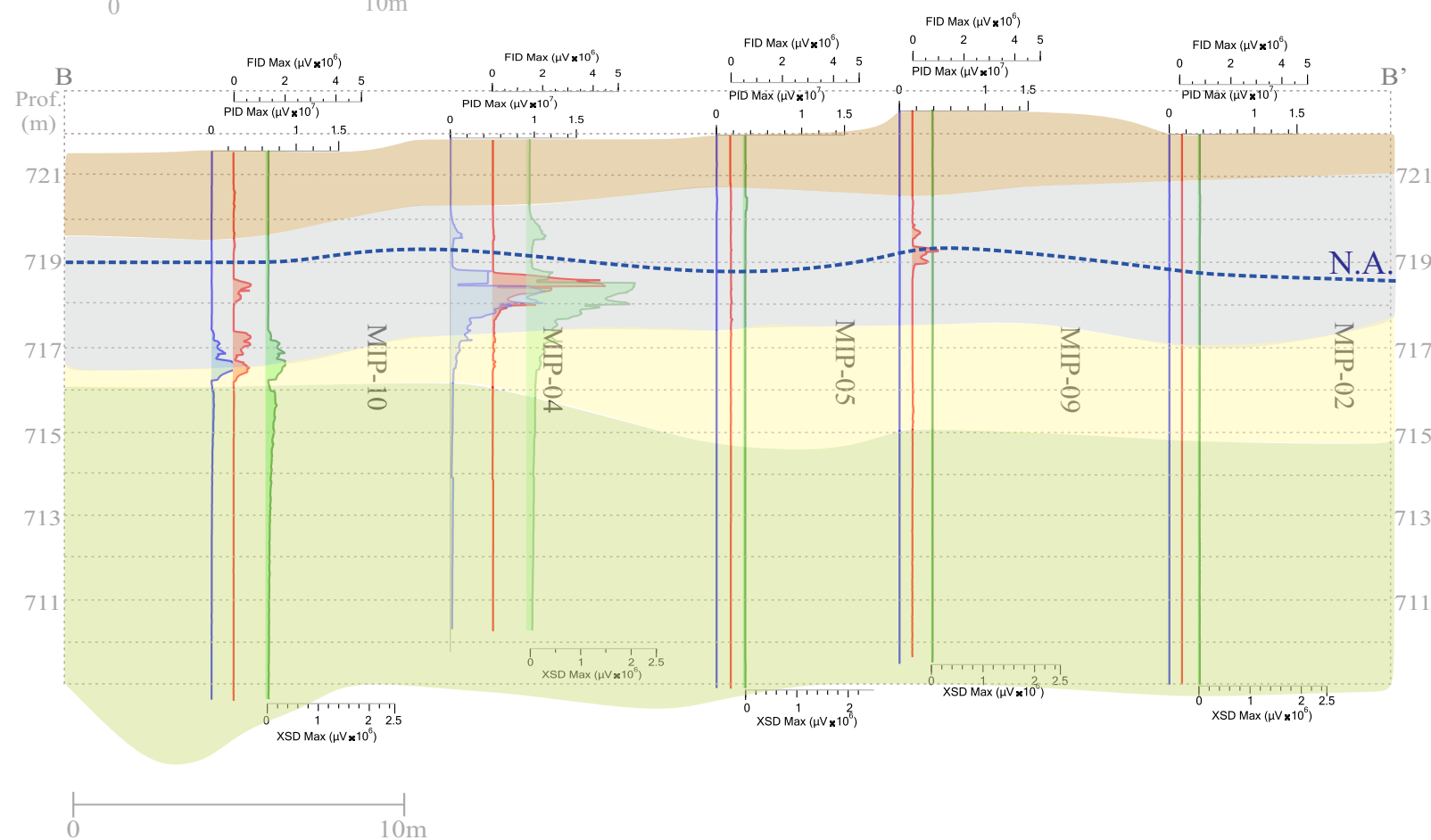
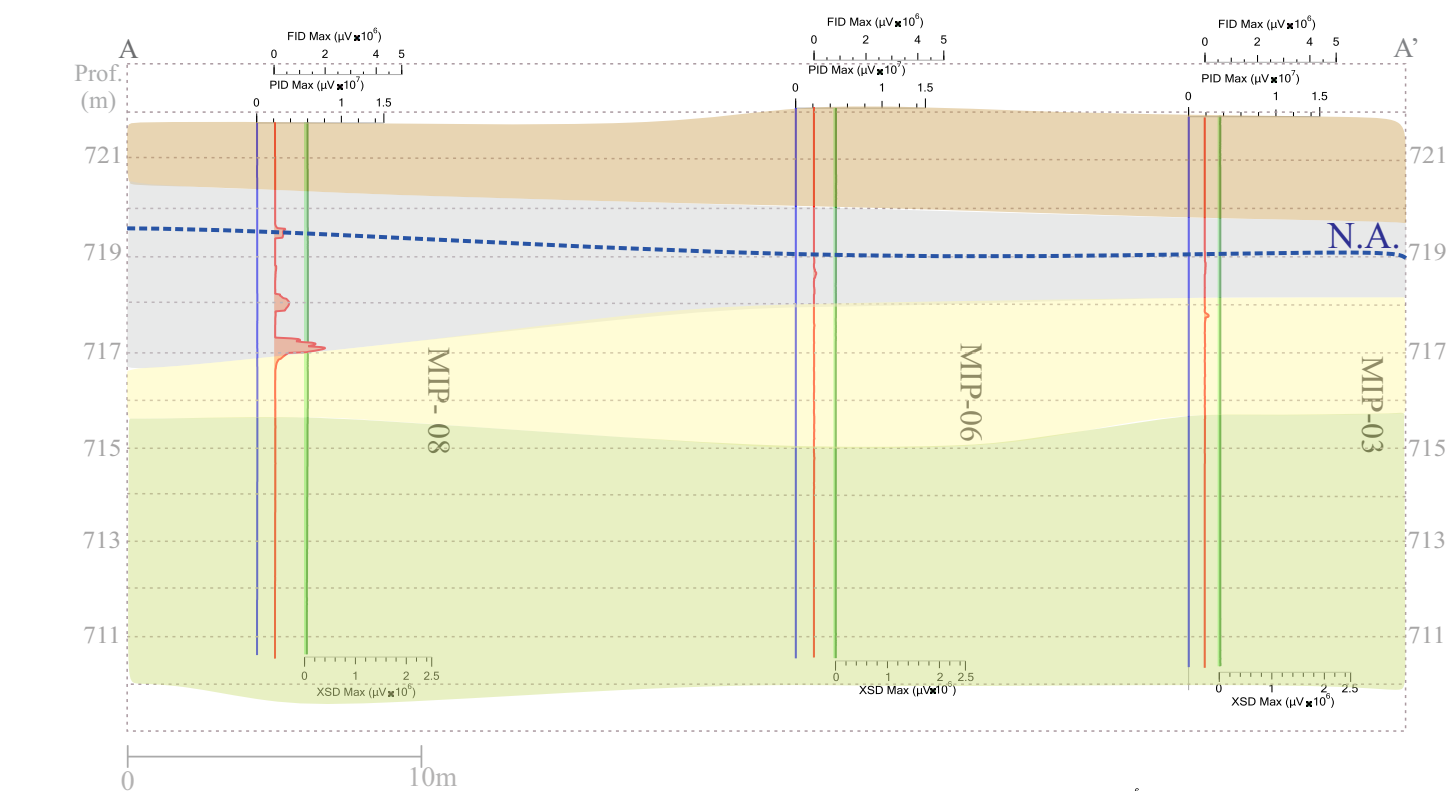
Depósitos aluviais quaternários: areias finas a médias, com cascalhos basais, exibindo cores marrons a cinzas-escuras

Formação Resende (Bacia de São Paulo): argilas cinza-esverdeadas

RESULTADO ESTIMATIVA DO K



ANEXO C – SEÇÕES E RESULTADO DOS SENSORES PID, FID E XSD



Depósito tecnogênico (aterro): argila arenosa e areia fina, vermelhas, marrons, cinzas e pretas

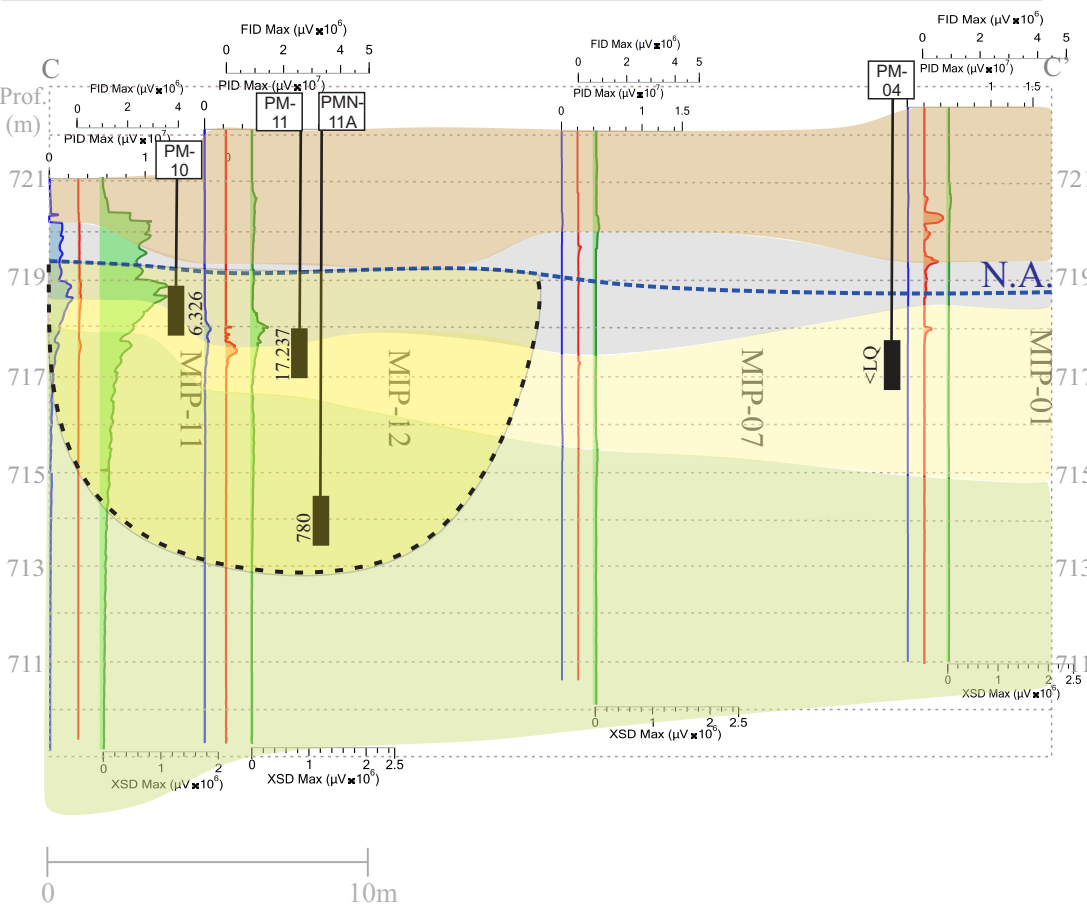
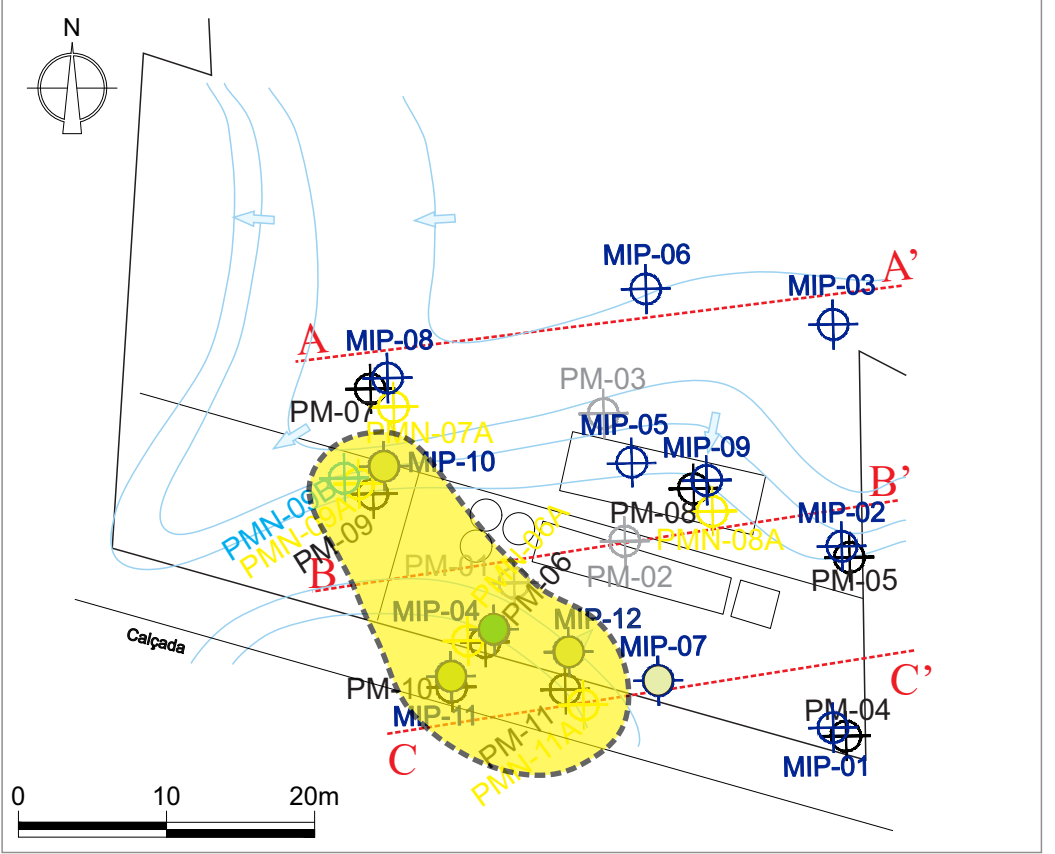
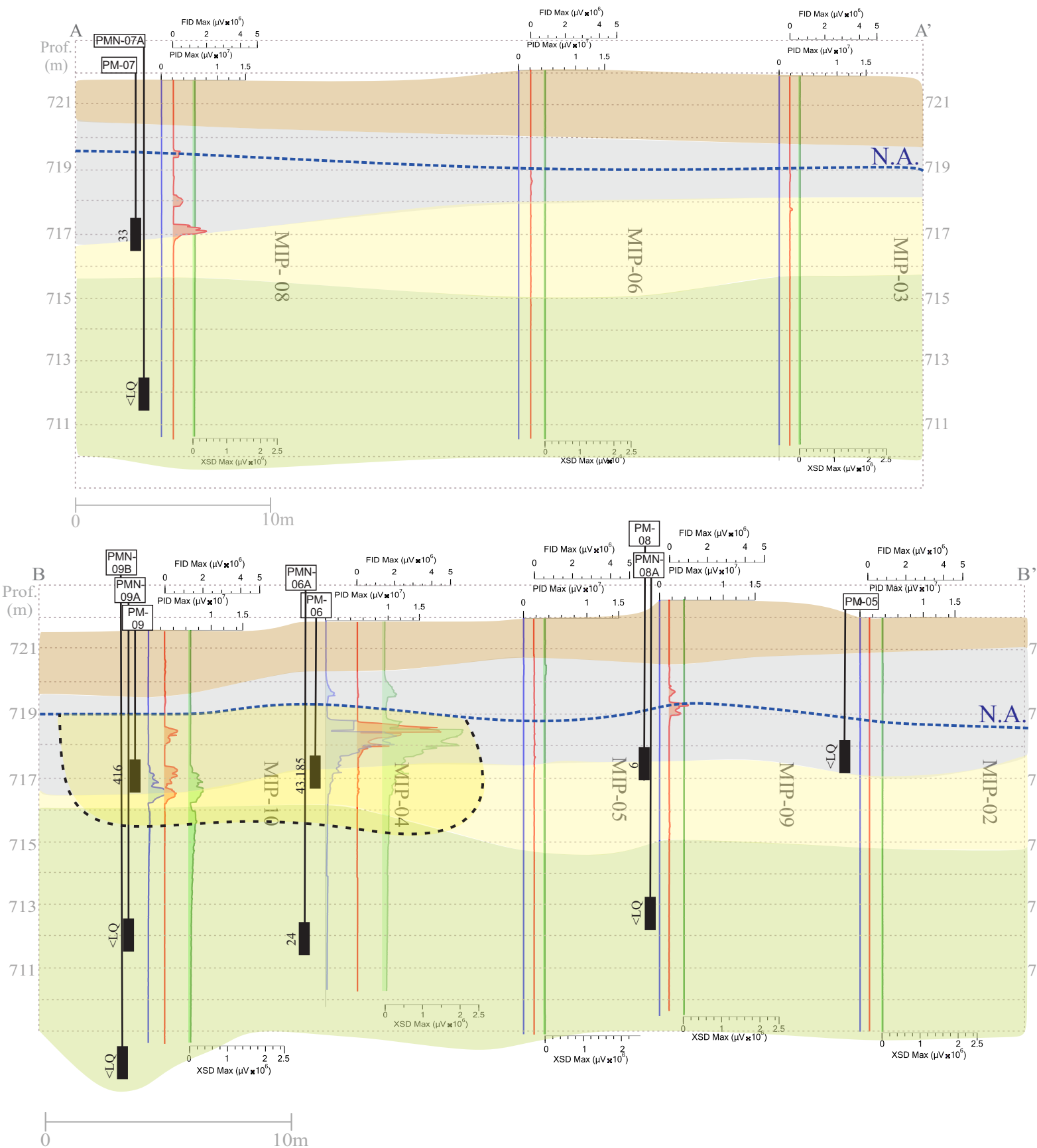
Depósitos aluviais quaternários: argila orgânica, cinza-escura a preta, intercalada com argila siltosa a arenosa cinza-clara a cinza-escura, por vezes orgânica

Depósitos aluviais quaternários: areias finas a médias, com cascalhos basais, exibindo cores marrons a cinzas-escuras

Formação Resende (Bacia de São Paulo): argilas cinza-esverdeadas

**ANEXO D – INTEGRAÇÃO DOS RESULTADO MIHPT E PLUMAS DE
CONTAMINAÇÃO**

RESULTADO TETRACLOROETENO - ÁGUA SUBTERRÂNEA



Depósito tecnogênico (aterro): argila arenosa e areia fina, vermelhas, marrons, cinzas e pretas

Depósitos aluviais quaternários: argila orgânica, cinza-escura a preta, intercalada com argila siltosa a arenosa cinza-clara a cinza-escura, por vezes orgânica

Depósitos aluviais quaternários: areias finas a médias, com cascalhos basais, exibindo cores marrons a cinzas-escuras

Formação Resende (Bacia de São Paulo): argilas cinza-esverdeadas

Valor de Intervenção para Tetrachloroeteno em Água Subterrânea (40 μg/L) (CETESB, 2016)

PM → ID do poço

→ Tubo Liso

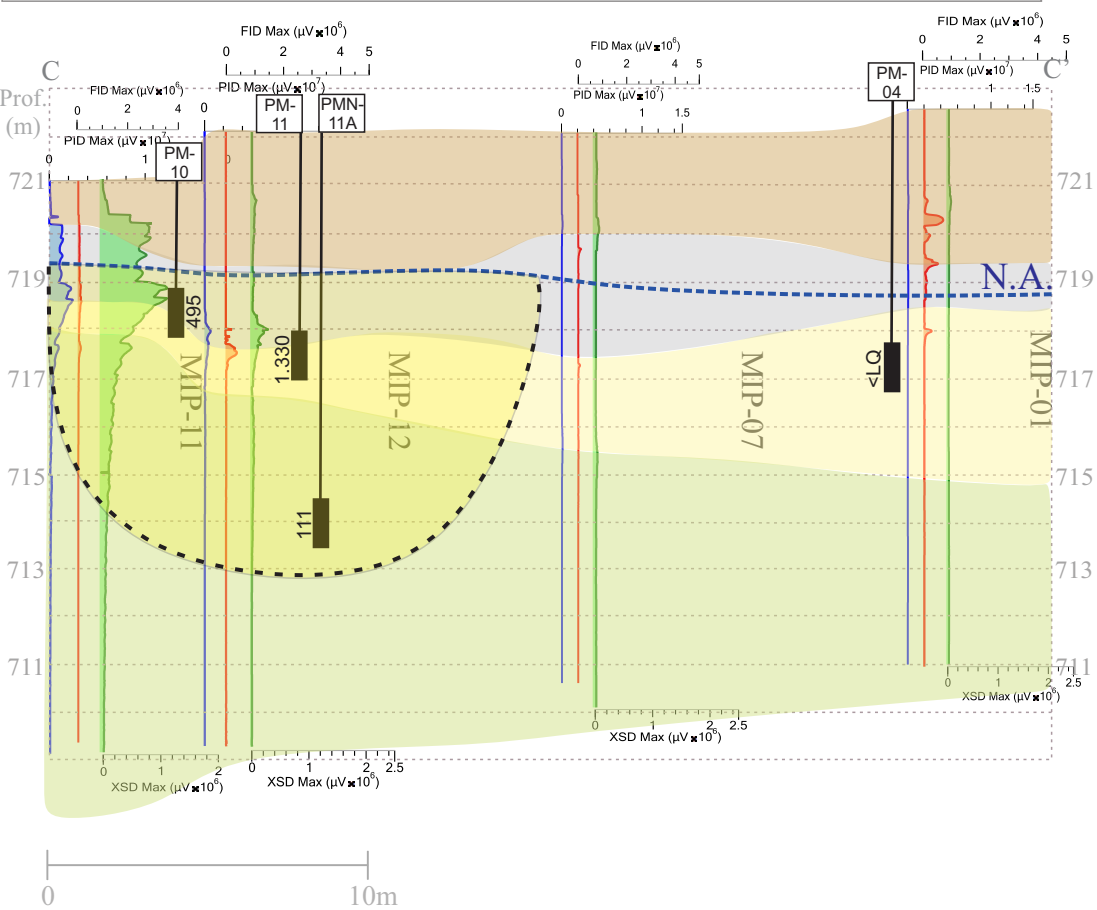
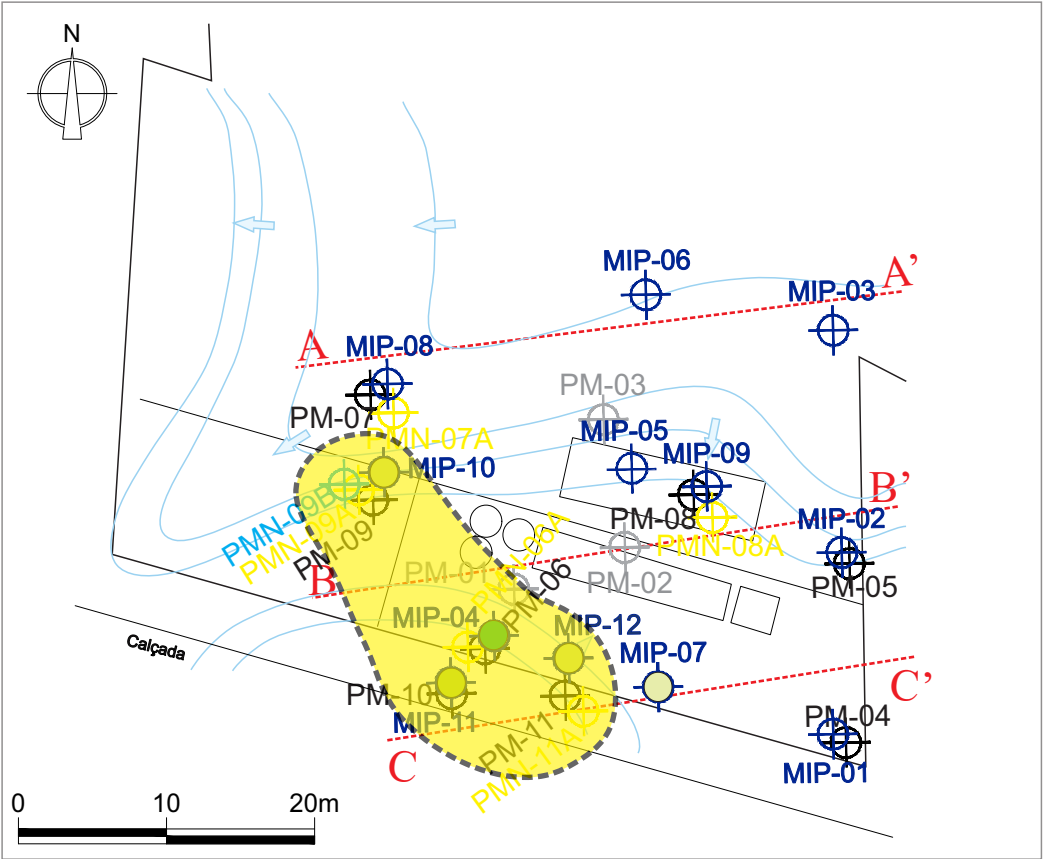
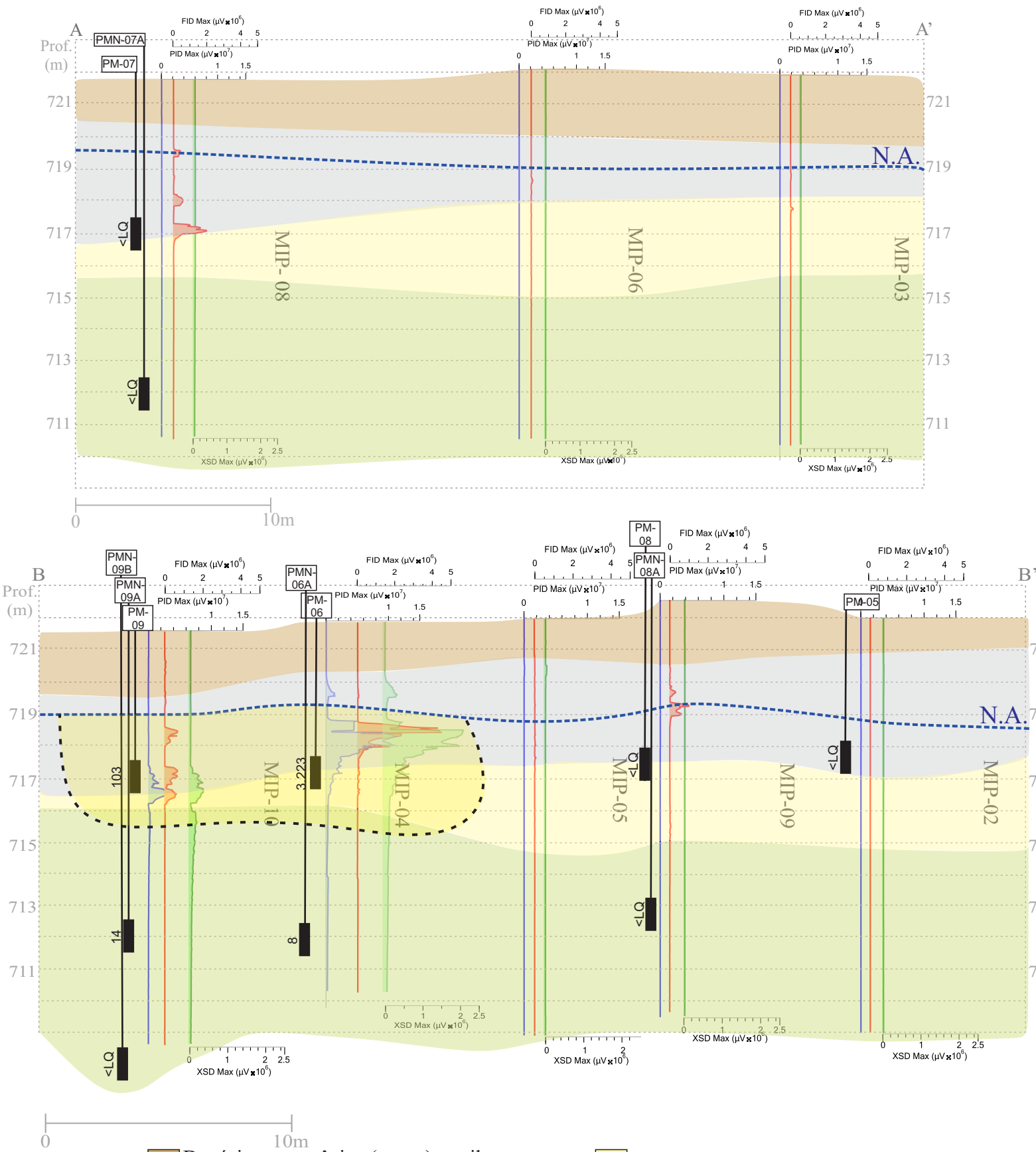
→ Tubo Filtro

Resultado análise química em μg/L

< LQ = Abaixo do Limite Quantitativo do método

Poço de monitoramento de água subterrânea instalado na atual campanha

RESULTADO TRICLOROETENO - ÁGUA SUBTERRÂNEA



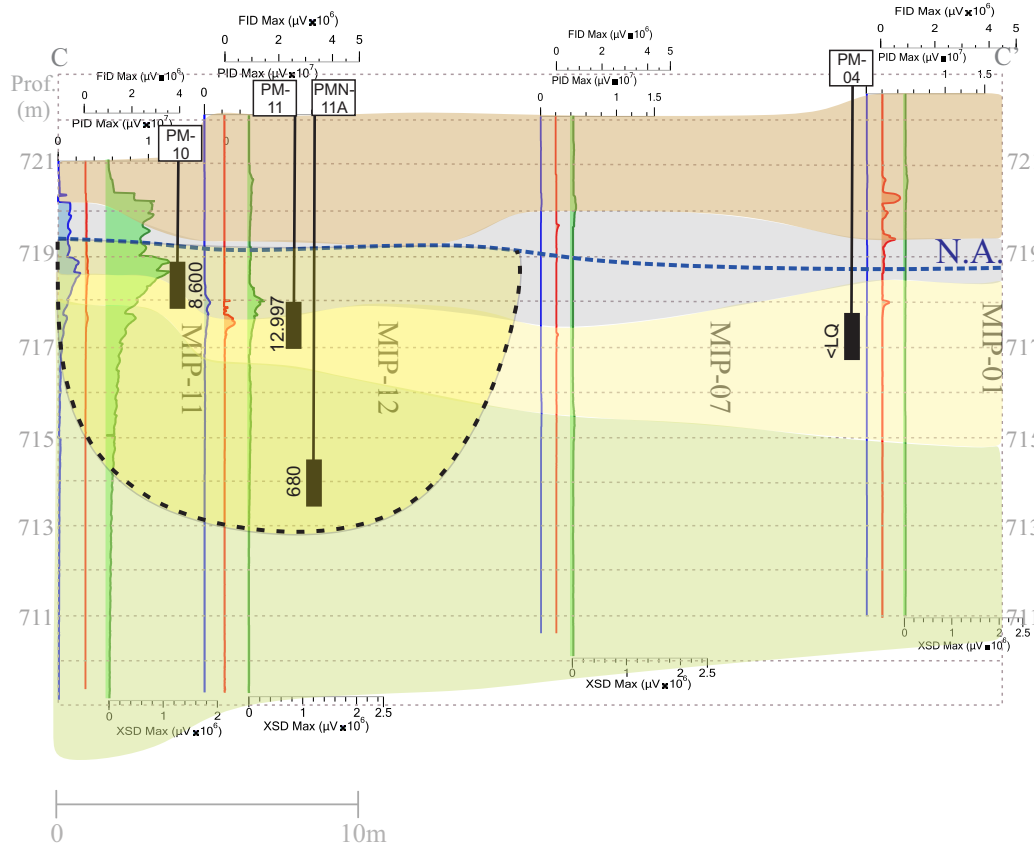
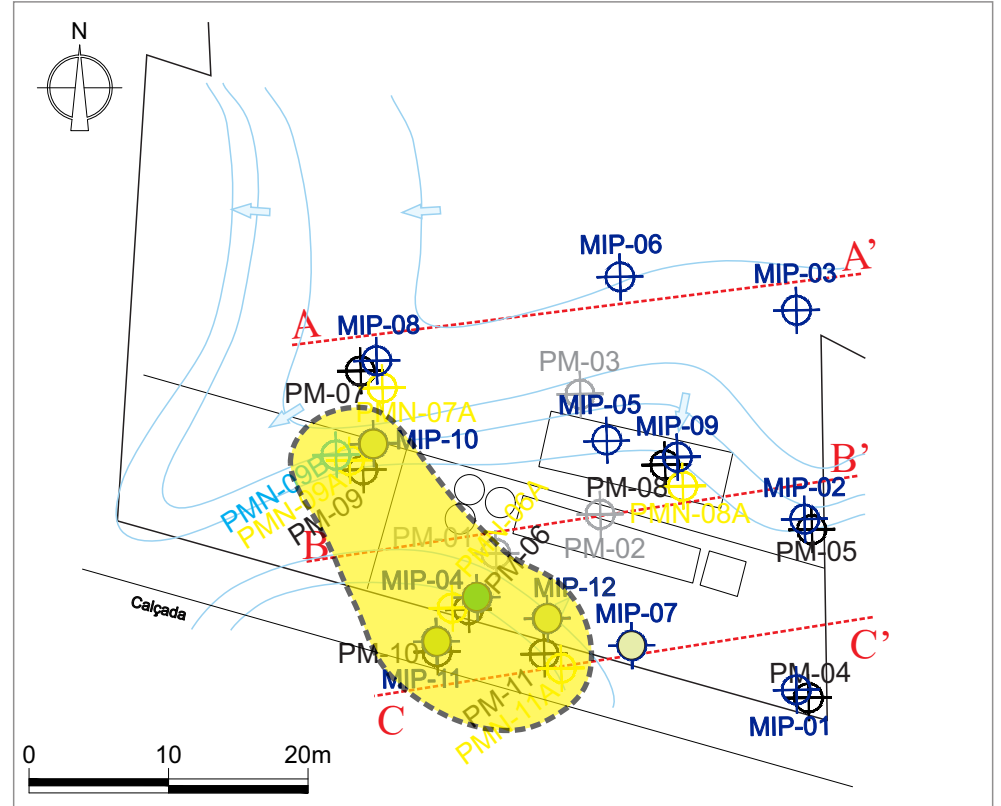
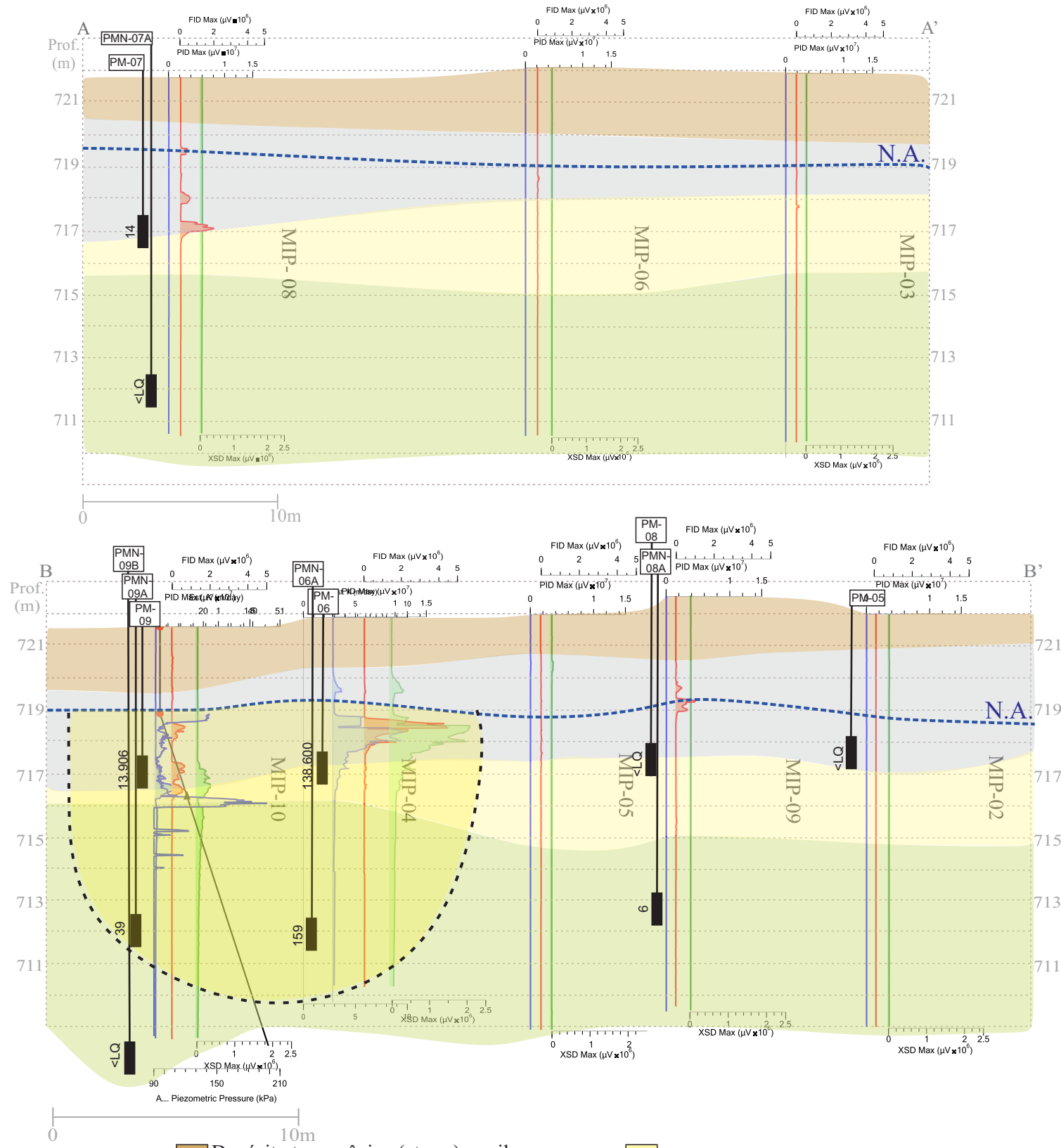
- Depósito tecnogênico (aterro): argila arenosa e areia fina, vermelhas, marrons, cinzas e pretas
- Depósitos aluviais quaternários: argila orgânica, cinza-escuro a preto, intercalada com argila siltosa a arenosa cinza-clara a cinza-escuro, por vezes orgânica

- Depósitos aluviais quaternários: areias finas a médias, com cascalhos basais, exibindo cores marrons a cinzas-escuras
- Formação Resende (Bacia de São Paulo): argilas cinza-esverdeadas

Valor de Intervenção para Tricloroeteno em Água Subterrânea (20 µg/L) (CETESB, 2016)

- PM → ID do poço
- Tubo Liso
- Tubo Filtro
- Poço de monitoramento de água subterrânea instalado na atual campanha
- Resultado análise química em µg/L
- < LQ = Abaixo do Limite Quantitativo do método

RESULTADO CIS-1,2-DICLOTOETENO - ÁGUA SUBTERRÂNEA



Depósito tecnogênico (aterro): argila arenosa e areia fina, vermelhas, marrons, cinzas e pretas

Depósitos aluviais quaternários: argila orgânica, cinza-escuro a preta, intercalada com argila siltosa a arenosa cinza-clara a cinza-escuro, por vezes orgânica

Depósitos aluviais quaternários: areias finas a médias, com cascalhos basais, exibindo cores marrons a cinzas-escuras

Formação Resende (Bacia de São Paulo): argilas cinza-esverdeadas

Valor de Intervenção para Cis-1,2-Dicloroeteno em Água Subterrânea (50 µg/L) (CETESB, 2016)

PM → ID do poço

→ Tubo Liso

→ Tubo Filtro

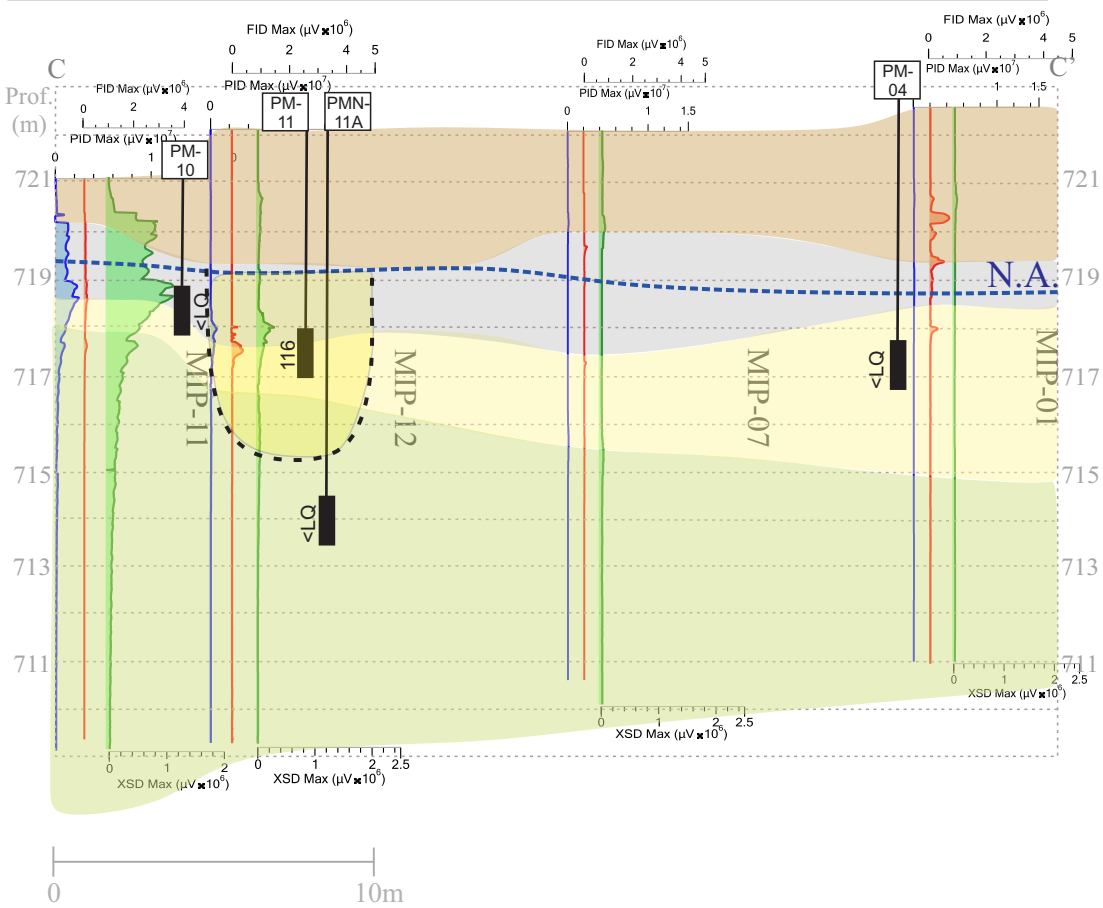
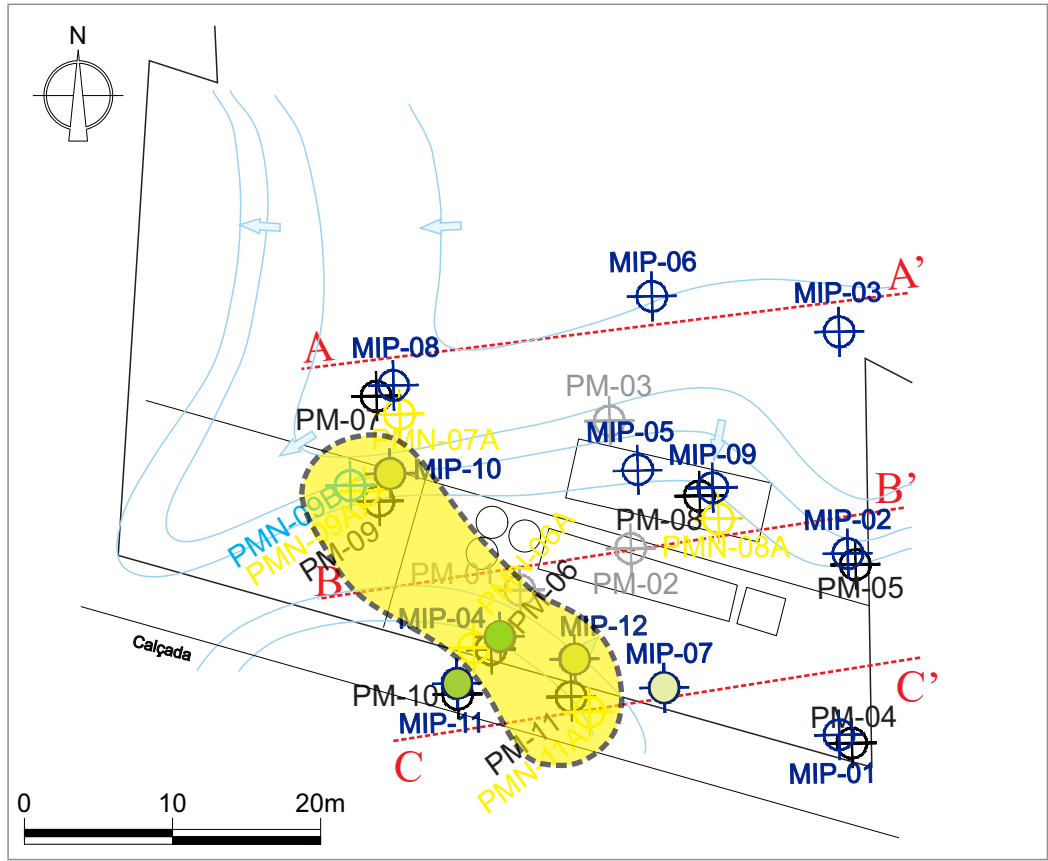
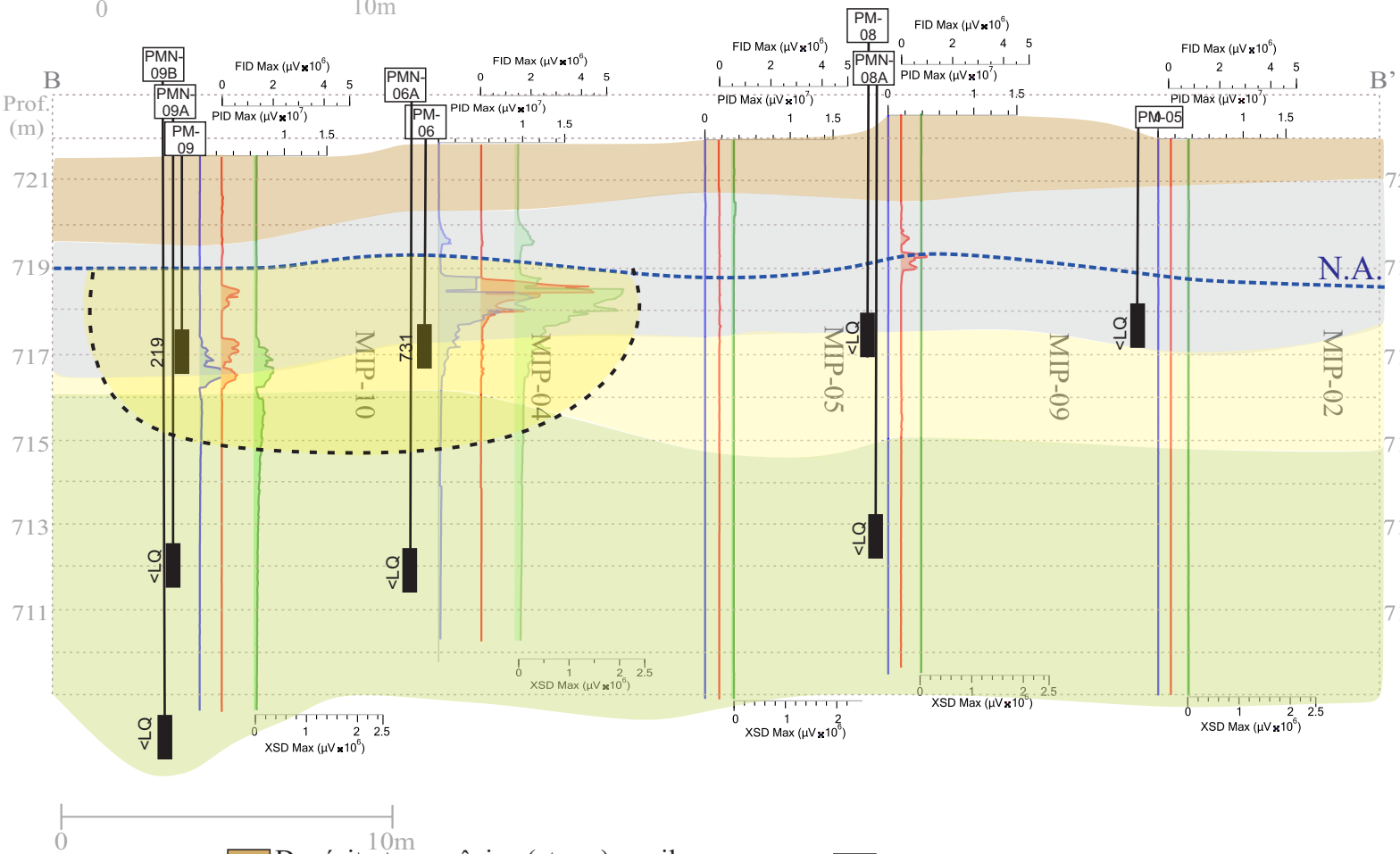
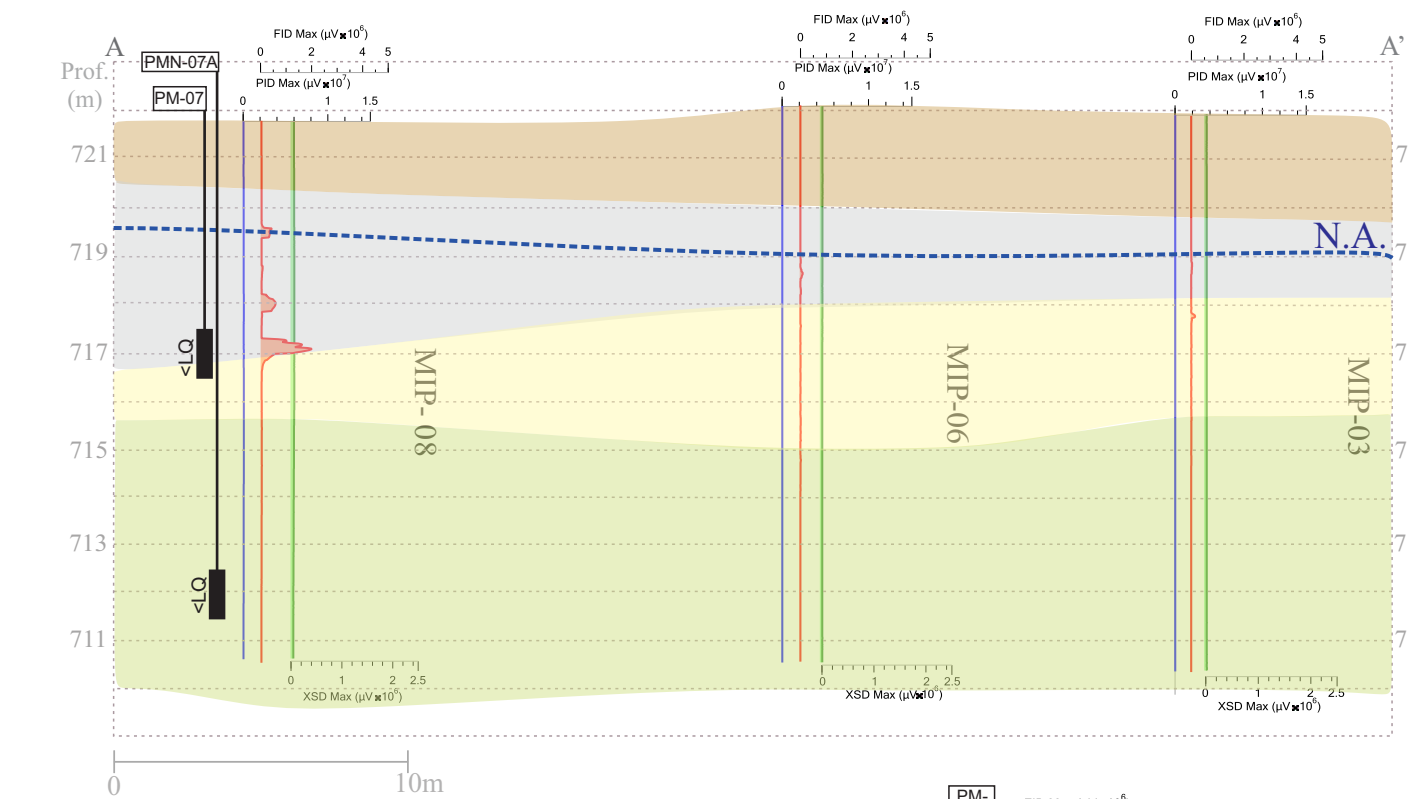
Resultado análise química em µg/L

< LQ = Abaixo do Limite Quantitativo do método

Poço de monitoramento de água subterrânea instalado na atual campanha

Fonte: Confeção própria

RESULTADO TRANS-1,2-DICLOTOETENO - ÁGUASUBTERRÂNEA



Depósito tecnogênico (aterro): argila arenosa e areia fina, vermelhas, marrons, cinzas e pretas

Depósitos aluviais quaternários: argila orgânica, cinza-escura a preta, intercalada com argila siltosa a arenosa cinza-clara a cinza-escura, por vezes orgânica

Depósitos aluviais quaternários: areias finas a médias, com cascalhos basais, exibindo cores marrons a cinzas-escuras

Formação Resende (Bacia de São Paulo): argilas cinza-esverdeadas

Valor de Intervenção para Trans-1,2-Dicloroeteno em Água Subterrânea (50 µg/L) (CETESB, 2016)

PM → ID do poço

→ Tubo Liso

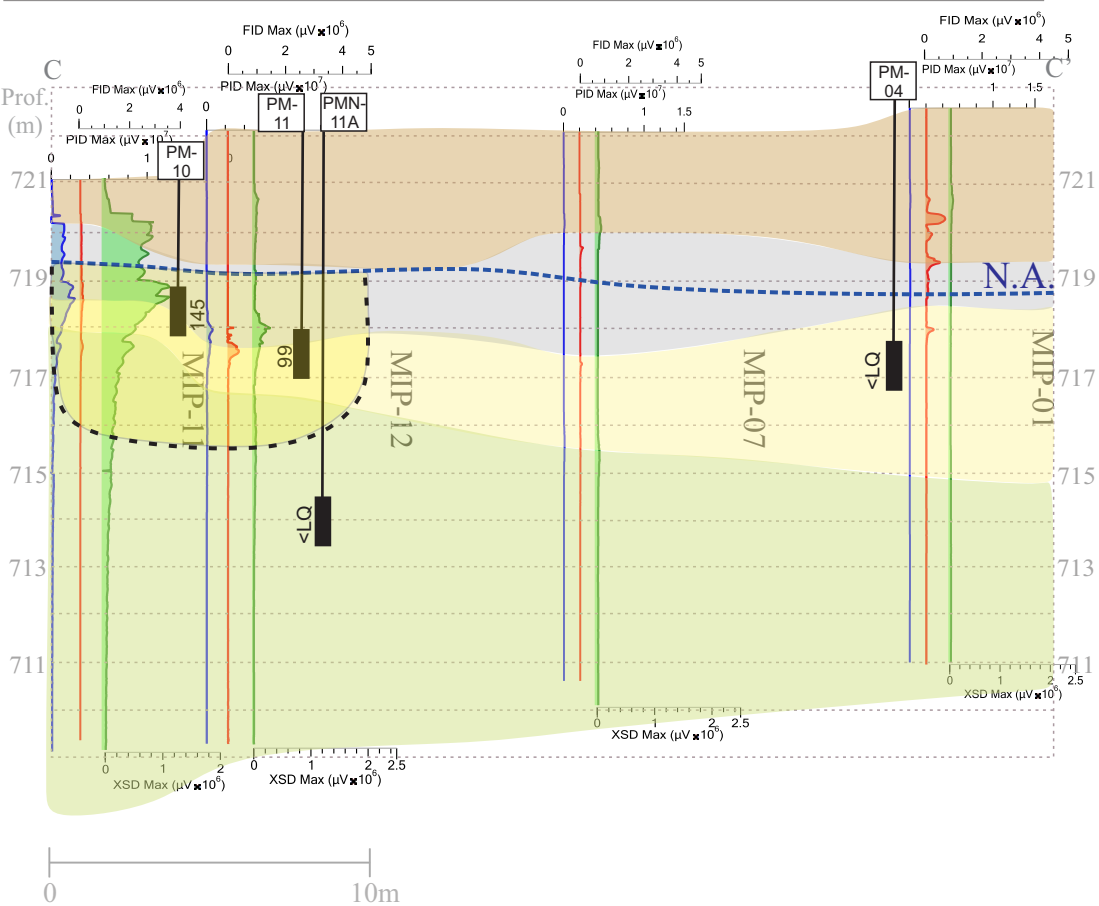
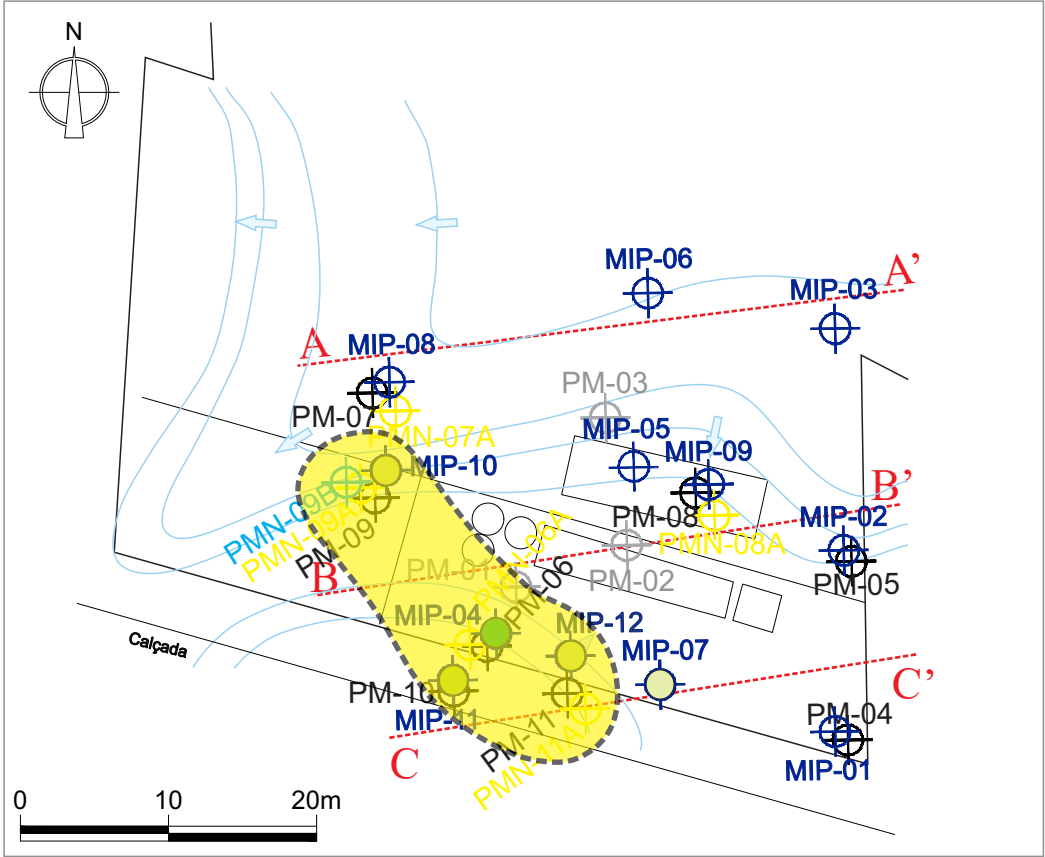
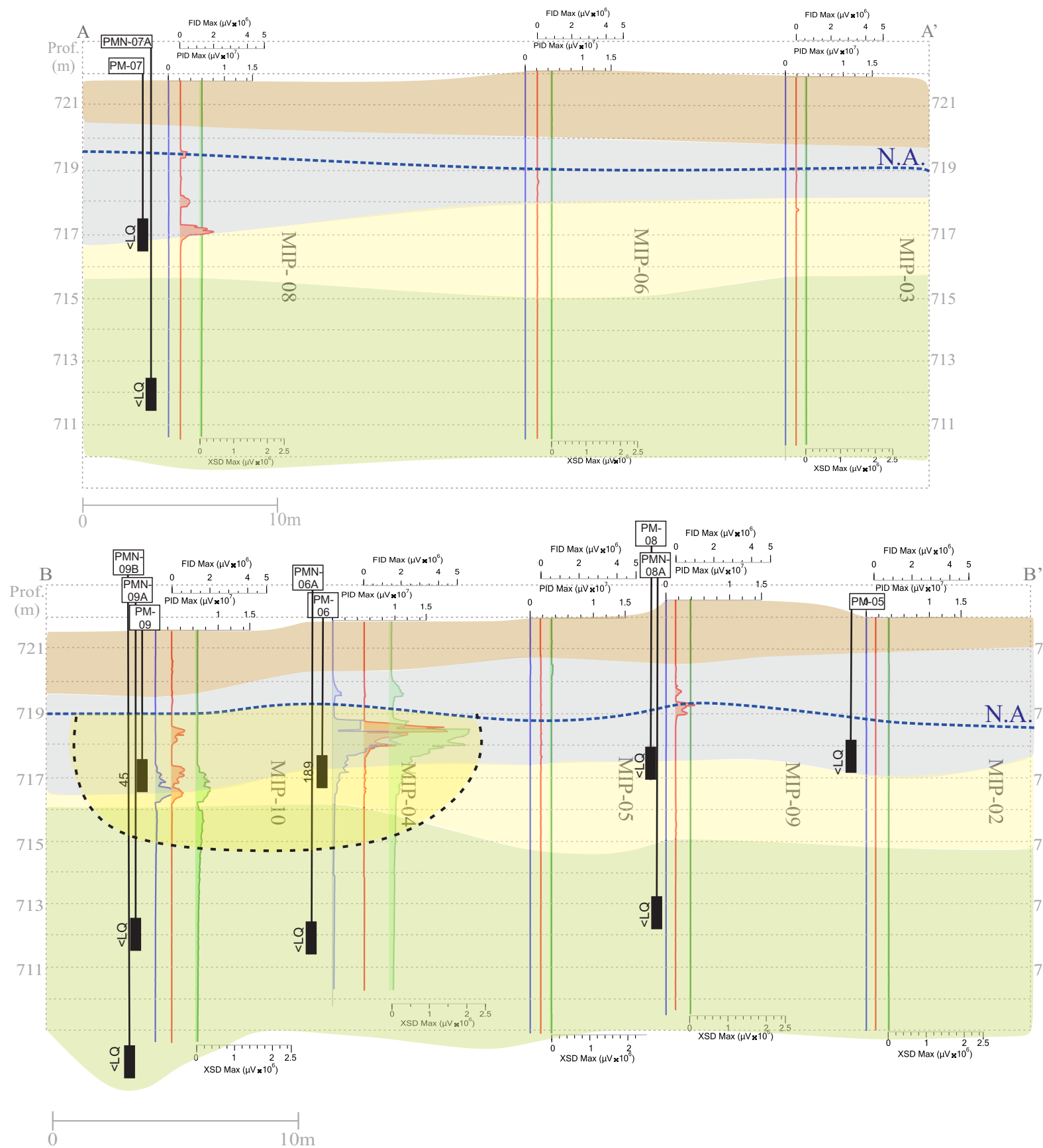
→ Tubo Filtro

Poço de monitoramento de água subterrânea instalado na atual campanha

Resultado análise química em µg/L

< LQ = Abaixo do Limite Quantitativo do método

RESULTADO 1,1-DICLOTOETENO- ÁGUA SUBTERRÂNEA



Depósito tecnogênico (aterro): argila arenosa e areia fina, vermelhas, marrons, cinzas e pretas

Depósitos aluviais quaternários: argila orgânica, cinza-escura a preta, intercalada com argila siltosa a arenosa cinza-clara a cinza-escura, por vezes orgânica

Depósitos aluviais quaternários: areias finas a médias, com cascalhos basais, exibindo cores marrons a cinzas-escuras

Formação Resende (Bacia de São Paulo): argilas cinza-esverdeadas

Valor de Intervenção para 1,1-Dicloroeteno em Água Subterrânea (30 µg/L) (CETESB, 2016)

PM → ID do poço

→ Tubo Liso

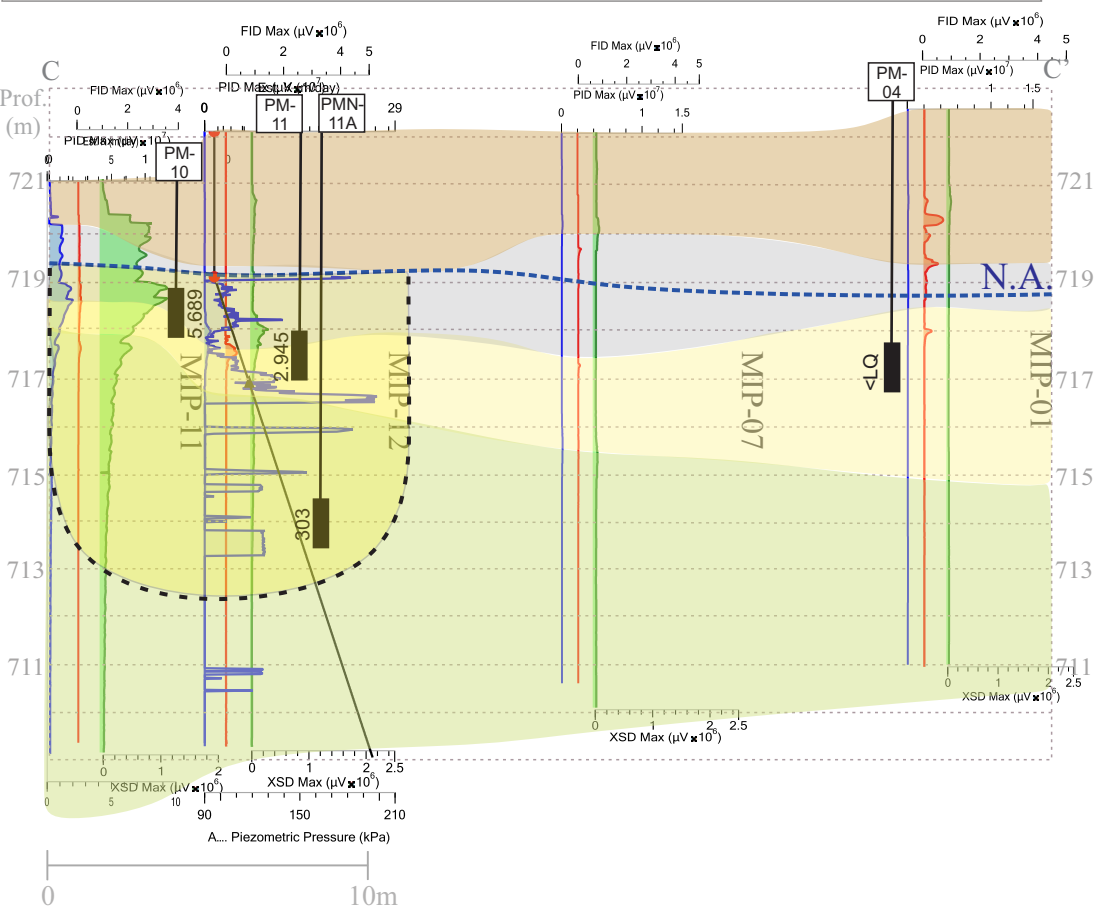
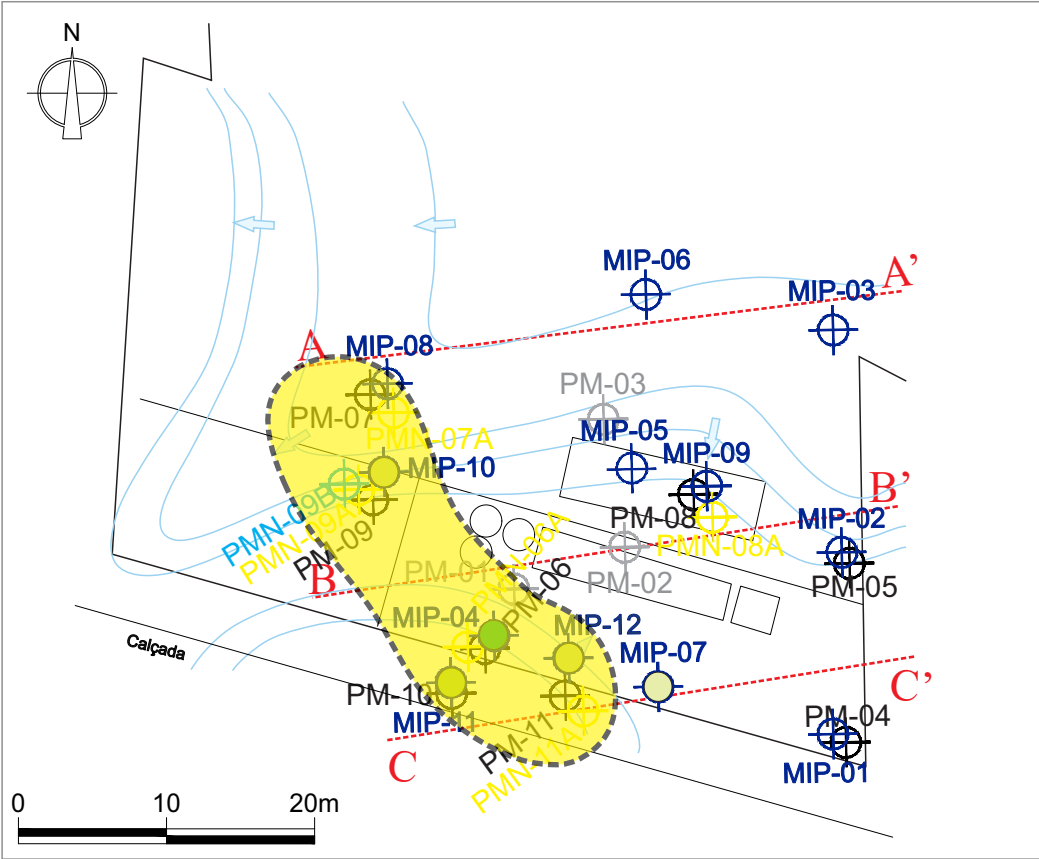
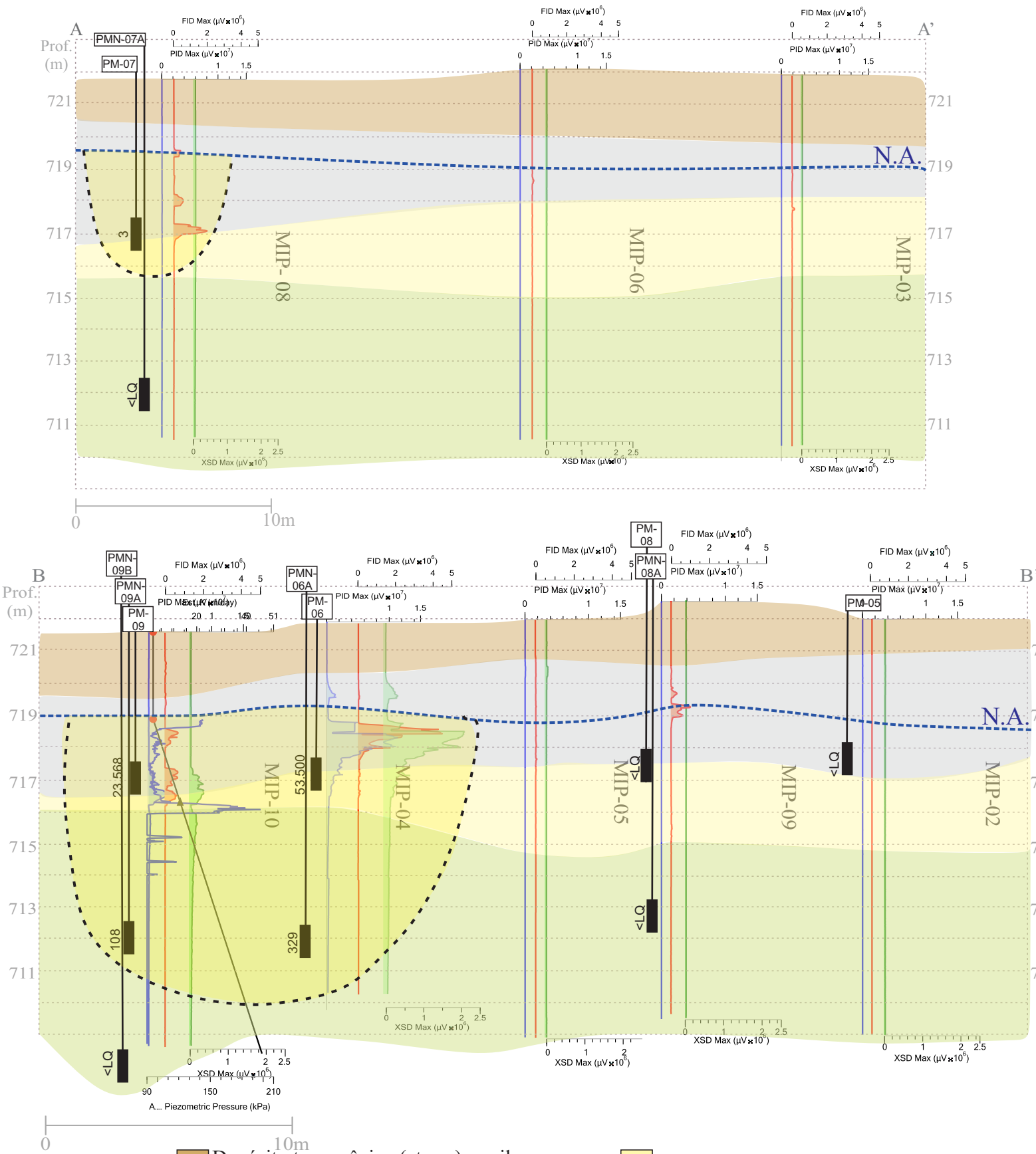
→ Tubo Filtro

Poço de monitoramento de água subterrânea instalado na atual campanha

Resultado análise química em µg/L

< LQ = Abaixo do Limite Quantitativo do método

RESULTADO CLORETO DE VINILA - ÁGUA SUBTERRÂNEA



Depósito tecnogênico (aterro): argila arenosa e areia fina, vermelhas, marrons, cinzas e pretas

Depósitos aluviais quaternários: argila orgânica, cinza-escura a preta, intercalada com argila siltosa a arenosa cinza-clara a cinza-escura, por vezes orgânica

Depósitos aluviais quaternários: areias finas a médias, com cascalhos basais, exibindo cores marrons a cinzas-escuras

Formação Resende (Bacia de São Paulo): argilas cinza-esverdeadas

Valor de Intervenção para Cloreto de Vinila em Água Subterrânea (2 µg/L) (CETESB, 2016)

PM → ID do poço

→ Tubo Liso

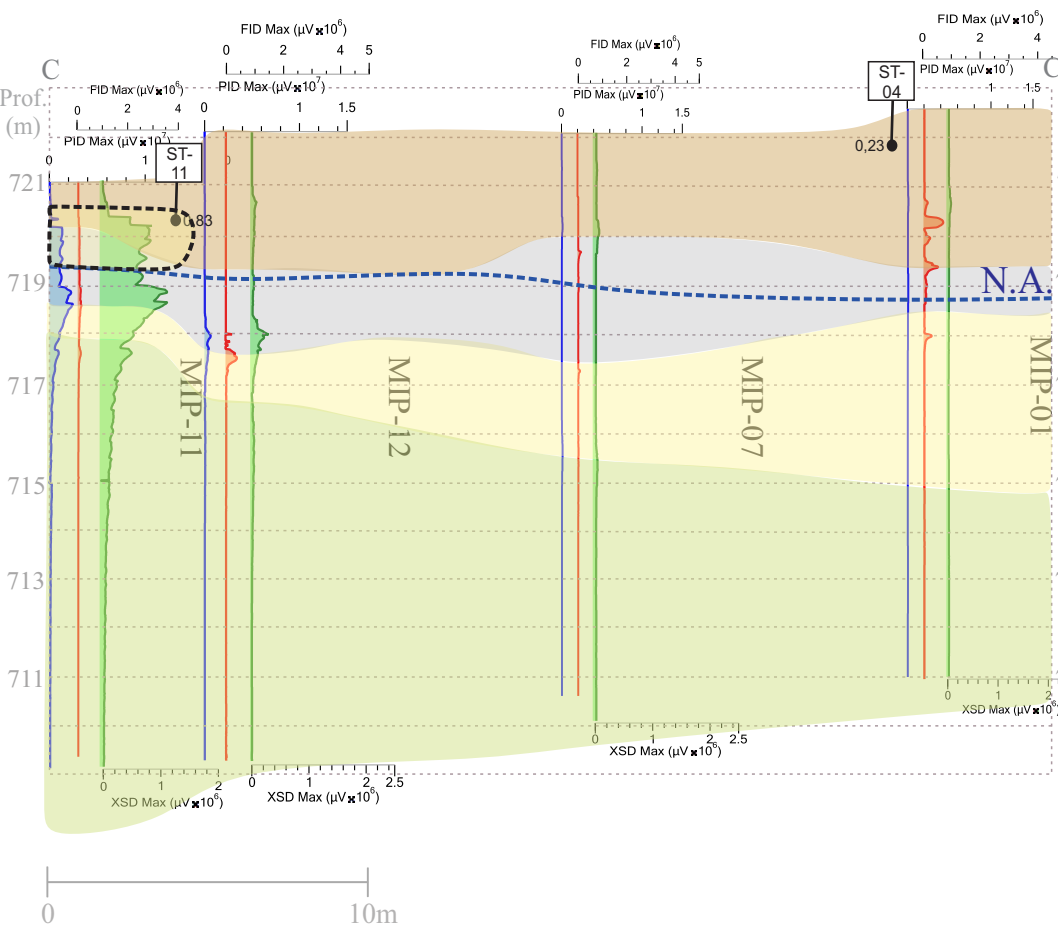
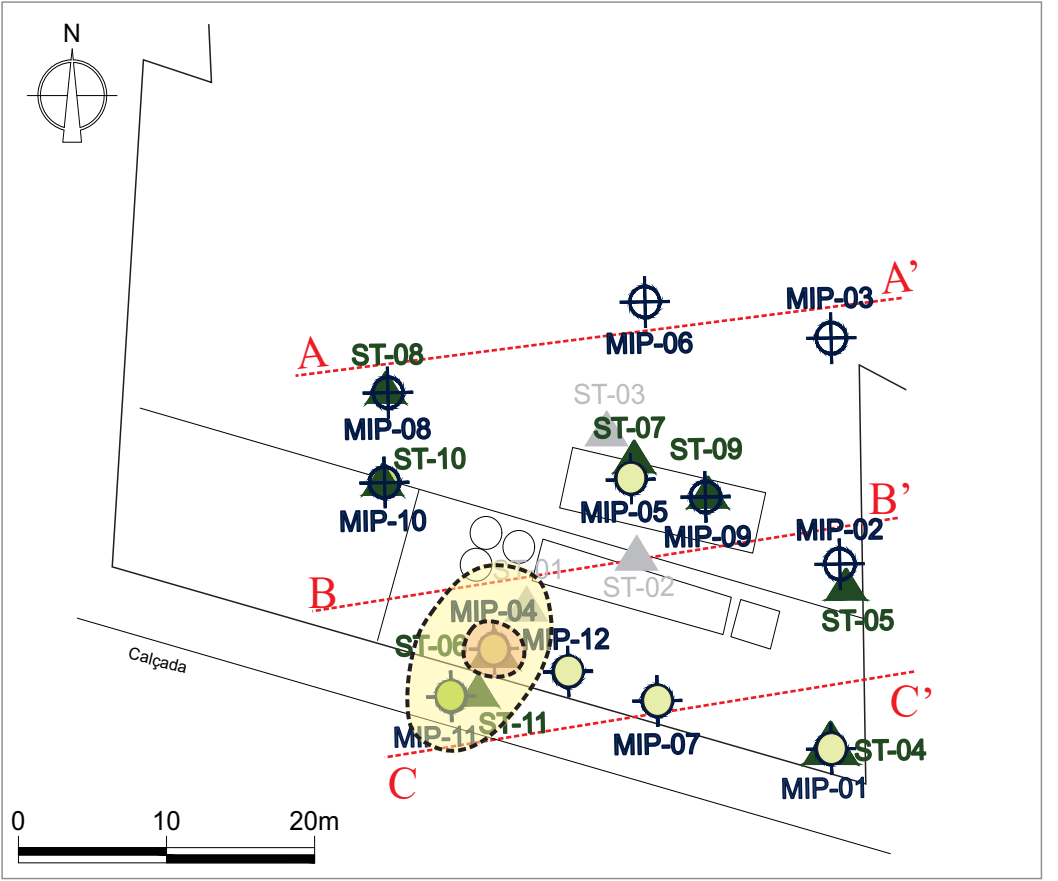
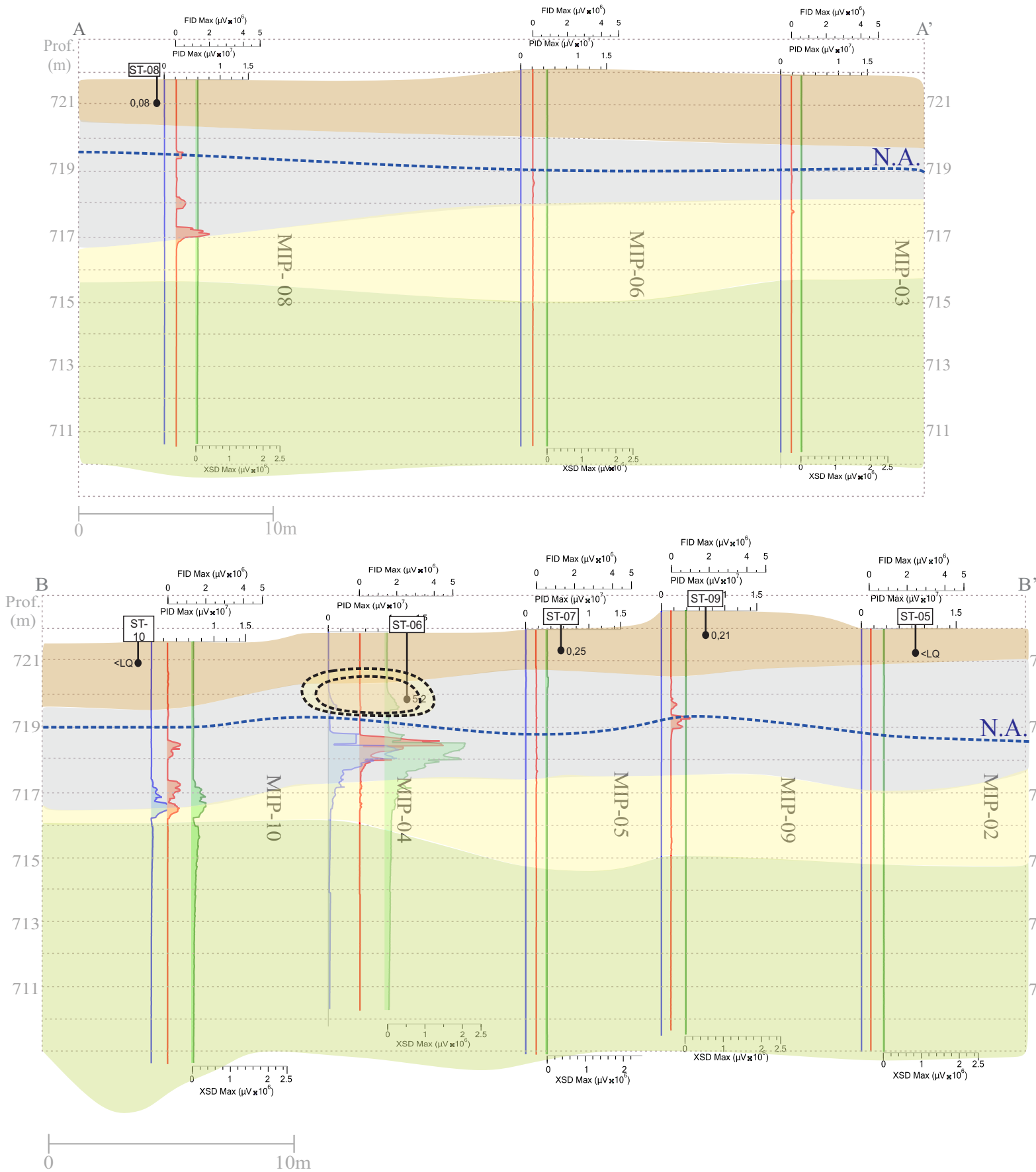
→ Tubo Filtro

Poço de monitoramento de água subterrânea instalado na atual campanha

Resultado análise química em µg/L

< LQ = Abaixo do Limite Quantitativo do método

RESULTADO TETRACLOROETENO - SOLO



Depósito tecnogênico (aterro): argila arenosa e areia fina, vermelhas, marrons, cinzas e pretas

Depósitos aluviais quaternários: argila orgânica, cinza-escura a preta, intercalada com argila siltosa a arenosa cinza-clara a cinza-escura, por vezes orgânica

Depósitos aluviais quaternários: areias finas a médias, com cascalhos basais, exibindo cores marrons a cinzas-escuras

Formação Resende (Bacia de São Paulo): argilas cinza-esverdeadas

Valor de Intervenção para Tetracloreto em Solos Industriais (4,6 mg/kg)

Valor de Intervenção para Tetracloreto em Solos Residenciais (0,8 mg/kg) (CETESB, 2016)

ST → ID sondagem

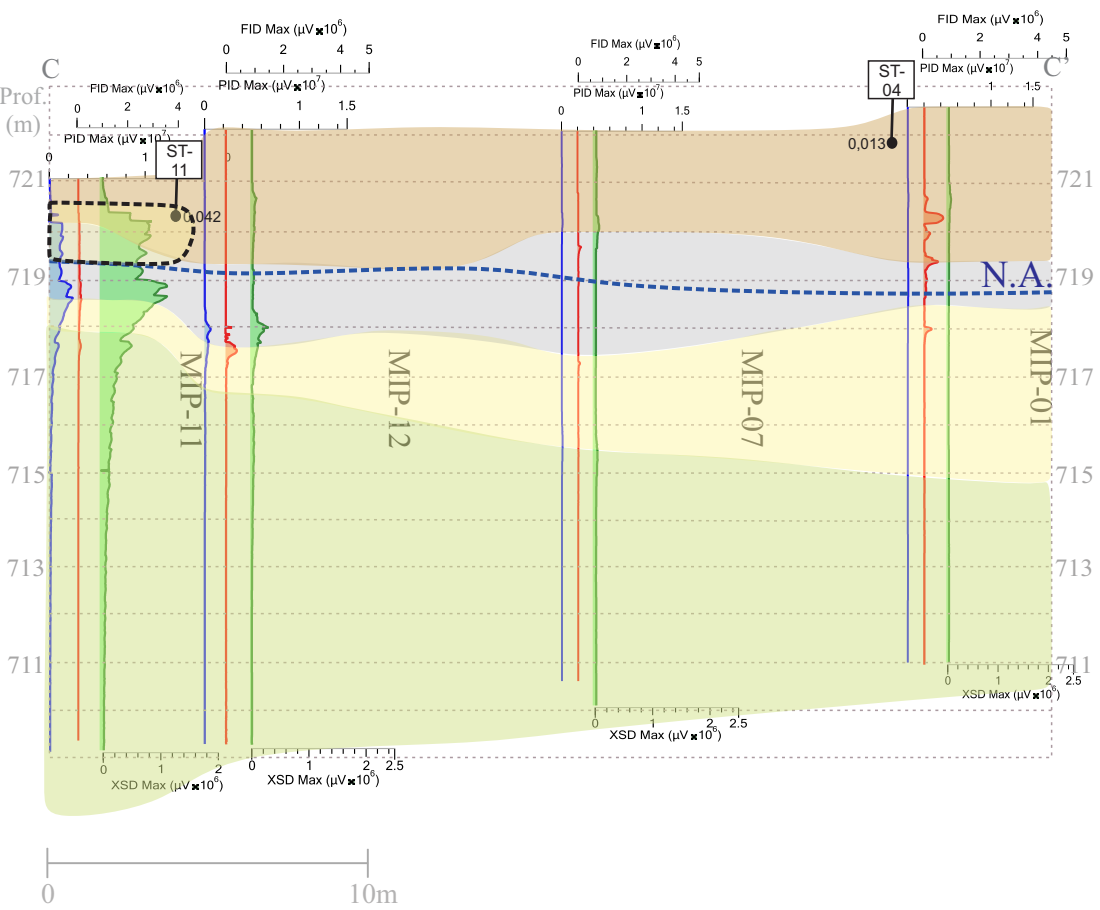
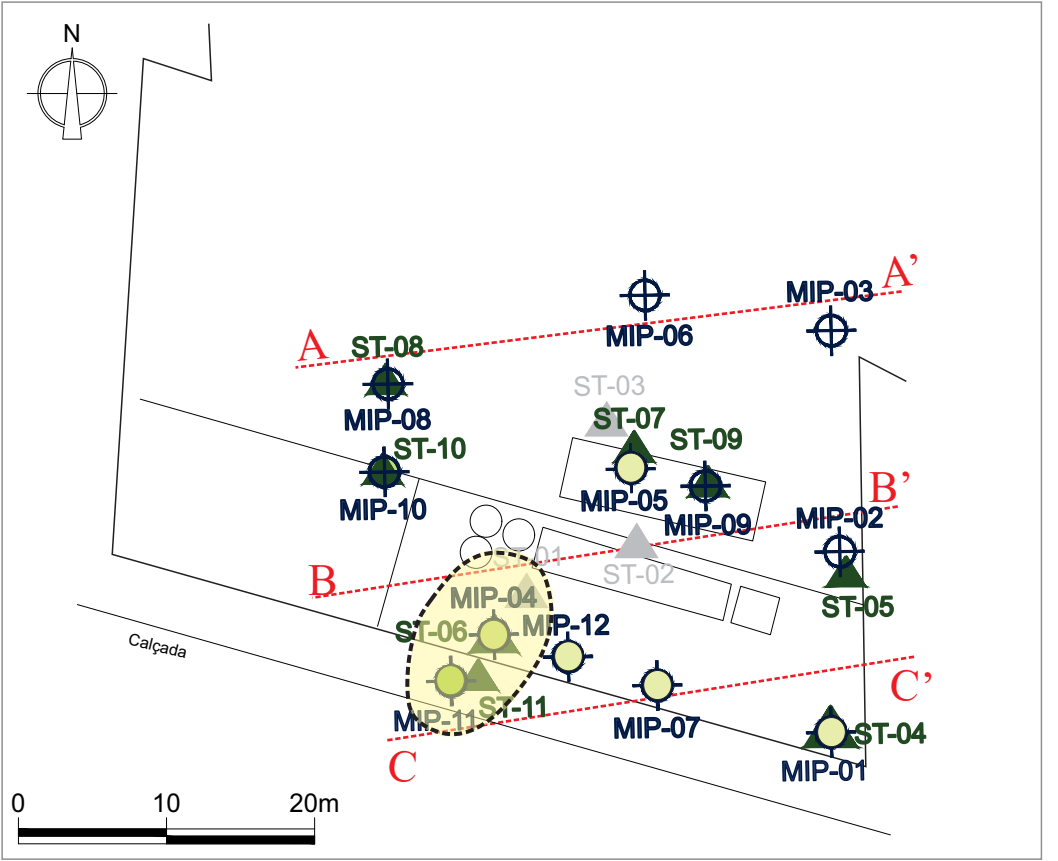
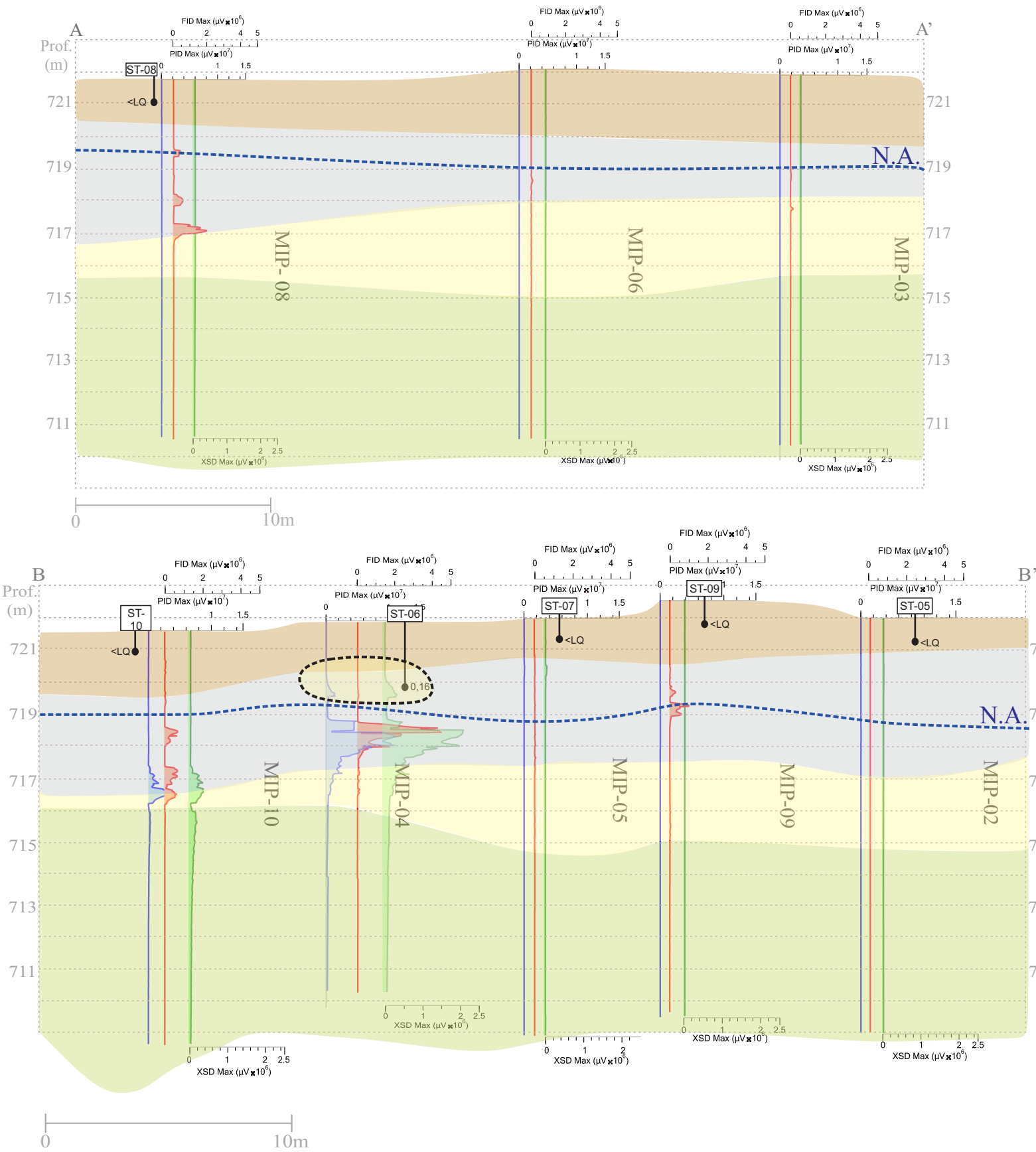
Coleta e amostragem de solo

Resultado análise química em mg/kg

< LQ = Abaixo do Limite Quantitativo do método

Sondagem e amostragem de solo - atual campanha

RESULTADO TRICLOROETENO - SOLO



Depósito tecnogênico (aterro): argila arenosa e areia fina, vermelhas, marrons, cinzas e pretas

Depósitos aluviais quaternários: argila orgânica, cinza-escura a preta, intercalada com argila siltosa a arenosa cinza-clara a cinza-escura, por vezes orgânica

Depósitos aluviais quaternários: areias finas a médias, com cascalhos basais, exibindo cores marrons a cinzas-escuras

Formação Resende (Bacia de São Paulo): argilas cinza-esverdeadas

Valor de Intervenção para Tricloroeteno em Solos Industriais (0,2 mg/kg)

Valor de Intervenção para Tricloroeteno em Solos Residenciais (0,04 mg/kg) (CETESB, 2016)

ST → ID sondagem

Coleta e amostragem de solo

Resultado análise química em mg/kg

< LQ = Abaixo do Limite Quantitativo do método

Sondagem e amostragem de solo - atual campanha