

Seção 14.1: Técnicas de Investigação de Áreas Contaminadas – Introdução

O **Capítulo 14** apresenta as técnicas de investigação utilizadas durante o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC).

Em praticamente todas as etapas do GAC, a depender do objetivo da etapa, existe a necessidade de se utilizar uma técnica de investigação. No entanto, essas técnicas são aplicadas principalmente nas etapas de Investigação Confirmatória e Investigação Detalhada. Eventualmente, investigações são previstas na etapa de Avaliação Preliminar e, de forma complementar, nas etapas de Avaliação de Risco e Elaboração do Plano de Intervenção (na subetapa de Investigação para Remediação). Fases avançadas do GAC, como o acompanhamento das etapas de Execução do Plano de Intervenção, Monitoramento para Encerramento e Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e Controle Institucional, também podem prever investigação quando alguma lacuna de informações precisa ser suprida.

As técnicas de investigação de áreas contaminadas podem ser subdivididas em técnicas para a caracterização do meio físico – no qual os contaminantes se acumulam ou são transportados –, com foco na investigação da geologia e hidrogeologia da área; e em técnicas para caracterização da própria contaminação, com foco na quantificação da massa e distribuição dos contaminantes no meio subterrâneo (zonas não saturada, saturada e franja capilar).

Nesse contexto, as seções do **Capítulo 14** estão divididas da seguinte maneira:

14.1 – Introdução

14.2 – Técnicas para a Caracterização Geológica e Hidrogeológica

14.3 – Técnicas para a Caracterização da Contaminação

Seção 14.2: Técnicas para a Caracterização Geológica e Hidrogeológica

Sumário

1. Sondagens de reconhecimento das unidades hidroestratigráficas	1
1.1. Métodos de sondagem e amostradores para recuperação de solo.....	1
1.2. Sondagem mecanizada.....	2
1.3. <i>Hollow Stem Auger</i> (HSA).....	2
1.4. <i>Direct-push</i> (DP).....	4
1.5. Sondagem sônica.....	8
1.6. Sondagem manual	10
1.7. Vantagens e desvantagens dos métodos de sondagem para reconhecimento das unidades hidroestratigráficas	12
1.8. Reconhecimento de unidades hidroestratigráficas	14
2. Sondagens para ensaios e caracterização	17
2.1. <i>Standard Penetration Test</i> (SPT).....	17
2.2. Ensaio de Piezocone de Resistividade (RCPTu).....	19
3. Ensaios para determinação da condutividade hidráulica.....	23
3.1. Ensaios de determinação pontual da Condutividade Hidráulica	25
3.1.1. Método Hvorslev.....	26
3.1.2. Método Bouwer & Rice	31
3.2. Ensaio de determinação em alta resolução da condutividade hidráulica	34
4. Ensaio de determinação da porosidade total e efetiva	39
5. Determinação da potenciometria ou fluxo de água nas zonas vadosa e saturada.....	42
5.1. Fluxo da água subterrânea na zona vadosa.....	42
5.2. Fluxo da água subterrânea na zona saturada	43
Referências	45

1. Sondagens de reconhecimento das unidades hidroestratigráficas

As sondagens de reconhecimento das unidades hidroestratigráficas (UHE) têm como principal objetivo fornecer o entendimento do meio físico do fluxo anisotrópico da água subterrânea e dos contaminantes. Segundo a CETESB (2017), as sondagens de reconhecimento devem ser executadas fora de áreas potenciais de “Fase Líquida não aquosa mais densa que a água” (*Dense Non-Aqueous Phase Liquid – DNAPL*).

Para a execução das sondagens de reconhecimento das UHEs é necessário realizar a perfuração do solo (sondagem), retirar o solo de subsuperfície (amostragem) e analisá-lo (descrição do solo).

1.1. Métodos de sondagem e amostradores para recuperação de solo

Para a caracterização ambiental, o método de perfuração a ser escolhido deve ser avaliado com cautela, considerando a representatividade das amostras que serão recuperadas. Amostras de caracterização ambiental não podem ser contaminadas por nenhum fluido de perfuração ou de outros procedimentos que alterem as condições químicas e/ou físicas do meio (Nielsen, 2006). O método de perfuração e amostragem (solo, sedimento, água subterrânea e ar do solo) a ser adotado em um projeto depende das condições específicas de cada área de estudo, tais como, a geologia do local, o tipo de contaminante e, principalmente, o objetivo a ser atendido.

Para as sondagens de reconhecimento de UHEs, os métodos de perfuração e de recuperação do solo devem ser escolhidos considerando as características do meio geológico e o nível de detalhamento necessário. A viabilidade econômica e operacional também deve ser considerada na escolha do método de perfuração e amostragem. A escolha de um método de maior resolução, representatividade e acurácia, consecutivamente, permitirá o melhor detalhamento do meio físico e das UHEs, enriquecendo o modelo conceitual da área de estudo.

Para a execução da sondagem em solo para fins ambientais (material inconsolidado) existem três métodos de perfuração principais: mecanizada, sônica e manual. A sondagem mais utilizada nos estudos de áreas contaminadas é a sondagem mecanizada e conduzida a seco (sem aplicação de fluidos de perfuração). A sondagem sônica é muito utilizada nos estudos de áreas contaminadas na Europa e na América do Norte, ainda não explorada nos estudos de áreas contaminadas no Brasil. O método manual, por sua vez, foi o primeiro a ser utilizado no Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC). Os três principais métodos de perfuração serão detalhados a seguir.

1.2. Sondagem mecanizada

O método de perfuração mecanizado é amplamente utilizado no mercado de áreas contaminadas. A perfuração mecanizada na caracterização ambiental geralmente utiliza os *Hollow Stem Auger* (HSA) (trados ocos helicoidais) e recuperam as amostras por meio do método *direct push* (cravação contínua). Esses são os principais métodos de perfuração e recuperação de solo, respectivamente, para materiais inconsolidados. Não é objetivo desse manual descrever sobre os métodos de perfuração em rocha, sendo explorados neste documento os métodos utilizados em solo (inconsolidado).

1.3. *Hollow Stem Auger* (HSA)

Os trados helicoidais são métodos de perfuração amplamente utilizados no mercado de geotecnia e construção civil. Existem basicamente 4 tipos de trado no mercado: *bucket auger*, *digger auger*, *soild-stem continuous flight auger* e *hollow stem auger*. Os três primeiros citados são basicamente trados sólidos que se diferenciam pelo comprimento dos helicoides, coroas de cravação, comprimento e diâmetro dos trados. Esses, embora raramente, são utilizados em sondagens ambientais para auxílio em alguma manobra. O mecanismo de funcionamento dos trados helicoidais se baseia na perfuração rotativa, que geralmente é realizada sem uso de fluidos de perfuração (ideal para sondagens ambientais). Nesse método, os helicoides (espirais) propiciam a saída do solo desagregado para a superfície durante o avanço da perfuração. Não é possível realizar a descrição assertiva do solo nesse tipo de perfuração, pois o material perfurado é misturado com o solo da parede dos furos. Não é possível determinar a profundidade de origem do solo. Portanto, essa metodologia é muito eficaz para o avanço da perfuração de solos, mas não é recomendada para a descrição do solo e definição das unidades hidroestratigráficas.

A perfuração com sondas mecanizadas utilizando o método *Hollow Stem Auger* – trados ocos helicoidais - (ASTM D5784/D5784M-18) (ASTM International, 2025) e ABNT NBR 15492 (ABNT, 2007a) emprega trados de diâmetro interno (D.I.) variáveis e comprimento de 1,5 m (conectados uns aos outros). Os D.I. variam entre 2,25” e 12,25” e podem apresentar diferenças conforme os fabricantes. A profundidade máxima atingida depende muito do solo local e da potência da sonda escolhida. O ferramental básico consiste em um trado oco, com uma coroa cortante na ponta, que possui hastes internas com protetores nas roscas, fixadas sobre uma broca guia interna que fica encaixada dentro da coroa cortante, evitando a entrada de solo nos trados. O trado oco é encaixado na ponta sobre uma coroa cortante e fixado acima, em um cabeçote guia, realizando o encaixe deste com a máquina. Para argilas mais duras, os sondadores

devem trazar com menores revoluções por minuto (30-50), diferente de solos mais arenosos (250). Os trados mais utilizados para aplicação em estudos ambientais são os de diâmetro interno de 4,25", usados para a instalação de poços de monitoramento de 2" de diâmetro. Já o trado de 6,25" é utilizado tanto para instalação de poços de 2" quanto de 4" de diâmetro. Diâmetros internos maiores, tais como 8,25" e 10,25", são geralmente aplicados em instalação de poços de captação e bombeamento, que necessitam de maiores diâmetros internos para rendimento hidráulico. Trados de maior D.I. também podem ser usados para a instalação de revestimentos permanentes da parede da sondagem (*double casing drilling*) – perfurações telescópicas – quando é necessário isolar horizontes do aquífero de interesse durante a perfuração, a fim de evitar a migração vertical ou a contaminação cruzada para zonas mais profundas do aquífero, por meio do arraste de contaminantes no decorrer da sondagem, da varredura vertical, da amostragem de solo, ou da instalação de poços.

A capacidade de retirar o conjunto da haste e da broca interna enquanto os trados helicoidais ficam cravados no solo é a principal vantagem de usar o método HSA, já que evita a contaminação cruzada. Isso fornece um furo aberto e revestido, no qual podem ser inseridos amostradores tubulares, instrumentação, poços de monitoramento/remediação ou outros itens. Como esse método possibilita o revestimento da sondagem no decorrer da perfuração, evitando o desmoronamento de materiais da parede do furo durante o avanço, é um dos métodos mais recomendados para a instalação de poços de monitoramento ou remediação (item sobre poços de monitoramento será mais bem aprofundado na sessão 14.3), embora o método sônico (ainda não disponível no Brasil), que gera menos resíduo devido ao menor diâmetro dos furos, também seja indicado. Um dos principais problemas com o método HSA é a quantidade de resíduo gerado (solo). A **Figura 14.2-1** mostra alguns esquemas e exemplos da metodologia HSA.

O uso bem-sucedido do método HSA depende muito da habilidade do sondador e da profundidade do nível d'água. Uma vez que o lençol freático é encontrado, a dinâmica de usar os trados helicoidais pode mudar drasticamente. Ao perfurar abaixo do lençol freático, a pressão dentro dos trados deve ser igual ou superior à pressão da água subterrânea, para evitar que a água subterrânea se mova para dentro dos trados, trazendo com ela os materiais inconsolidados da formação. Esse problema ocorre mais comumente em formações granulares não coesivas (areia) do que em formações coesas (silte e argila). Sempre que os materiais da formação fluem para a haste central da broca, as características da formação podem ser comprometidas. O influxo de materiais também pode complicar a instalação de poços de monitoramento e outros instrumentos. Outra dificuldade é perfurar solos com grande porcentagem de cascalho, seixos e matacões.

Figura 14.2-1 – Esquemas e exemplos da metodologia HSA



Fonte: Riyis *et al.* (2019).

Notas:

A - Sonda com o sistema *Hollow Stem Auger* – marca Geoprobe, modelo 7720DT (Diversified Drilling, 2020).

B - Esquema de perfuração HSA em solo arenoso (modificado do manual *Test holes and dewatering wells: requirements and best management practices*).

C - Componentes do sistema HSA (Modificado da AMS 2019a).

D - Trados Helicoidais ocos após perfuração em solo (AESAS, 2021).

E - Vista de perto da perfuração HSA, com a saída de solo pela lateral dos trados helicoidais (Diversified Drilling, 2020).

F - Haste interna e broca guia interna (*pilot assembly*) dentro e fora do trado oco helicoidal.

1.4. Direct-push (DP)

Essa tecnologia começou a se popularizar na década de 1990 em resposta à velocidade necessária para avaliar os impactos nos aquíferos de maneira mais rápida e com maior custo-benefício comparado aos métodos mais tradicionais. Sendo assim, o método *direct push* (cravação contínua) – (ASTM D6282/D682M-14) (ASTM International, 2023) consiste na perfuração com o avanço de um conjunto de ferramentas (amostrador e hastes prolongadas para cravação e retirada do solo) de pequeno diâmetro (não excedendo 4”) no solo por cravação, usando diferentes sistemas ou uma combinação de peso estático do equipamento, pressão hidráulica e o martelamento hidráulico rápido (Poole *et al.*, 2005). A amostragem pode ser contínua, para completa caracterização da sondagem, ou em algum intervalo discreto. Comumente, o equipamento é montado em uma sonda sob esteira (alguns exemplos de sondas na **Figura 14.2-2**) ou em um veículo ATV (*All-Terrain Vehicle*), o que facilita o deslocamento e o acesso em áreas pequenas; no entanto, também pode ser encontrado acoplado a traseira de caminhões, caminhonetes, tratores ou vans (Poole *et al.*, 2006). É o método mais indicado para caracterização ambiental e coleta de amostras de solo (ASTM D6282/D6282M-14)

(ASTM International, 2023). A **Figura 14.2-2** apresenta as típicas sondas utilizadas para este tipo de cravação.

Figura 14.2-2: Típicas sondas sob esteiras⁽¹⁾⁽²⁾ utilizadas para sondagens *Direct Push*



Fonte: A – Boart Longyear (2016); B – Holocene Drilling (2021); C – Geoprobe Systems (c2025); D – AMS (2025).

Notas:

¹ Todas essas sondas também possuem a capacidade de trabalhar com a modalidade *Hollow Stem Auger*.

² Existem outras sondas nacionais e importadas disponíveis no mercado com o desempenho semelhante as sondas da AMS Power Probe, Boart longyear e da Geoprobe.

A – DB 520 da Boart Longyear.

B – 7822DT da Geoprobe Systems.

C – 6712DT da Geoprobe Systems.

D – Power Probe 9410 VTR da AMS.

É uma metodologia muito versátil, pois, nesse sistema, podem ser acoplados diversos tipos de amostradores não apenas para coleta de solo, mas também para coleta de amostras discretas de água subterrânea (**Seção 14.3**), coleta de amostras de gás e avanço de sensores, como o MiHPT (*Membrane Interface Probe* combinado com *Hydraulic Profile Tool*), CPT (*Cone Penetration Test*), OiHPT (*Optical Image Profile* com *Hydraulic Profile Tool*), entre outros. Demais usos ainda incluem a coleta de amostras geotécnicas, instalação de poços pré-montados e remediação, utilizando principalmente a injeção de oxidantes/bioestimuladores. As principais vantagens desse método incluem: mínima geração de solo como resíduo, pois não há uso de sondagem rotativa, exceto quando se usa a sondagem combinada para coleta de amostras de solo (*HSA + direct push*); rápida cravação (em certos solos), podendo atingir uma produção de até 25 m por dia (na mesma sondagem); acarreta mínima perturbação nos aquíferos devido ao diâmetro pequeno do amostrador; as amostras são recuperadas relativamente íntegras, o que permite uma precisa descrição do solo; pouca perda de compostos orgânicos voláteis devido ao encapsulamento pelos *liners*; monitoramento em tempo

real usando ferramentas de detecção *in situ* que pode ajudar a identificar fontes ou delimitar impactos sem a necessidade de extensa análise externa de amostras, reduzindo potencialmente os custos gerais do projeto. É ideal para acessar espaços limitados e restritos como aqueles que ocorrem dentro de áreas urbanas e industriais, por exemplo, incluindo a realização de sondagens direcionais (para coleta de amostras abaixo de locais ou prédios inacessíveis, por exemplo). A capacidade de profundidade de um sistema de martelo de percussão depende da quantidade de força que o martelo pode aplicar e do peso estático do veículo no qual o sistema está acoplado. Dependendo da potência da sonda, profundidades maiores do que 30 m costumam ser difíceis de serem alcançadas.

A amostragem de solo por meio do método *direct-push* utiliza um amostrador metálico (comprimento de 1,40 a 1,50 m), que é penetrado em subsuperfície e a amostra de solo é recuperada dentro de um *liner* descartável de material plástico (PEAD ou PVC) com diâmetro de 44 mm a 52 mm. Esse *liner* é fechado nas extremidades com tampas de PEAD, comumente uma vermelha na ponta inferior e uma preta na ponta superior. A amostragem DP pode ser realizada por meio de quatro metodologias principais. A seguir, são descritas todas as modalidades dos amostradores *direct push*: (1) *single tube (single-rod, tubo simples, open tube)*; (2) *single tube* revestido com o *Hollow Stem Auger*; (3) *dual tube* (duplo revestimento); e (4) *piston sampler (sealed single tube, closed piston, amostrador fechado)*. A **Figura 4.2-3** apresenta um esquema com o resumo de cada tipo de amostrador de solo utilizando a tecnologia *direct push*.

O amostrador *single tube (A)* é adequado para a coleta de amostras em profundidades rasas na zona vadosa (máximo 2 m a 4 m), pois, a partir de maiores profundidades, principalmente abaixo do nível d'água, zonas com presença de NAPL e em solos mais arenosos, eleva-se o risco de colapsamento da parede do furo, aumentando a possibilidade de contaminação cruzada e mistura de solos de profundidades diferentes entre os avanços da ferramenta.

Para minimizar essa situação e diminuir as incertezas, pode-se utilizar o *Hollow Stem Auger (B)* para revestir o furo, enquanto se faz a cravação com o *single tube* por dentro dos trados. O problema dessa modalidade é que há uma maior geração de resíduos e a sondagem se torna mais demorada e com um custo-benefício mais elevado. Além disso, dependendo do solo e da profundidade do início da zona saturada, a água do aquífero pode entrar por pressão por dentro dos trados, inviabilizando a sondagem.

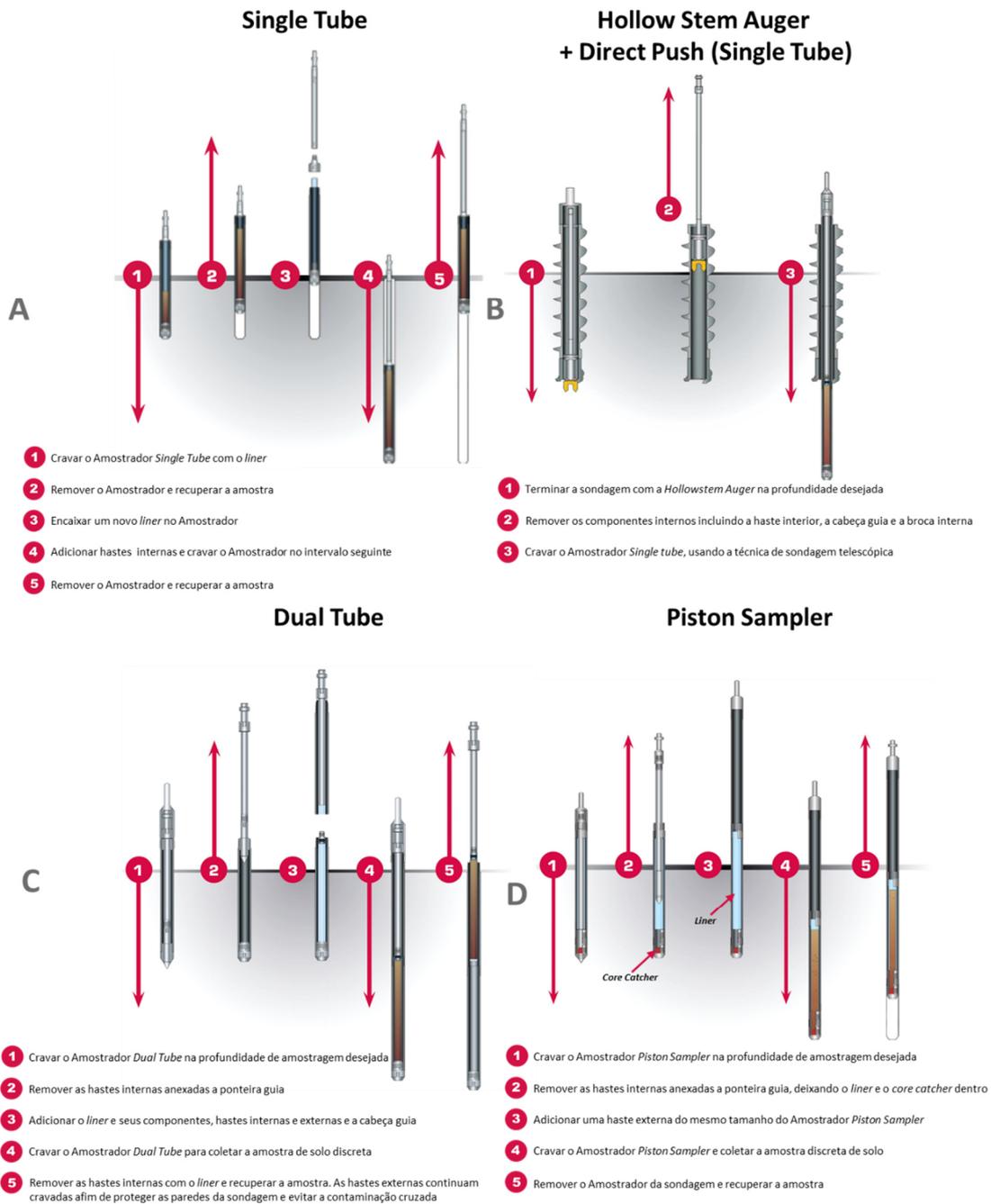
Outro modo de evitar os problemas do furo aberto é realizar o *direct push* com o amostrador *dual tube (C)*. Esse amostrador é bastante recomendado pois entre todos os outros é o que fornece amostras com maior integridade onde ela é coletada no tubo interno, enquanto o tubo externo reveste e protege o furo, evitando o colapsamento da parede e a possível contaminação cruzada entre amostras. Apesar de ser muito recomendado e usado no Estados Unidos da América, no Brasil esse amostrador é pouco disponível nas empresas de sondagem. No entanto, é extremamente útil para coletar amostras representativas e é a modalidade mais rápida para realizar uma amostragem contínua, especialmente quando existe a presença de NAPL. Algumas dificuldades são encontradas, principalmente devido ao maior atrito lateral (tubo externo) no momento da perfuração e sondagens em materiais muito inconsolidados na zona saturada (areia, por exemplo), pelo efeito de *pre-heave*, quando esse material, devido à alta pressão hidráulica ascendente, pode entrar por baixo do revestimento.

De acordo com Nielsen (2006), Riys *et al.* (2012) e Riyis (2015), o amostrador que permite a melhor coleta de uma amostra discreta é o *Piston Sampler (D)*. Com esse amostrador é possível coletar amostras representativas mesmo abaixo do nível d'água, pois ele desce fechado e somente é aberto no intervalo em que se pretende amostrar. Para que essa modalidade seja verdadeiramente eficiente, é extremamente aconselhável o uso de *core catchers* (“aranha”) acoplados nos *liners*, pois, assim, a

amostra de zonas mais arenosas será recuperada de forma mais íntegra. Nessa modalidade, é possível atingir profundidades consideráveis, mesmo em solos arenosos na zona saturada. Essa técnica ainda apresenta maior eficiência quando usada em conjunto com os trados ocos helicoidais (HSA), pois possibilita duplo revestimento. Uma desvantagem dessa modalidade é o tempo que cada sondagem demora para ser realizada e o fato de o furo ficar aberto após a realização da etapa de amostragem, a não ser que se utilizem os trados ocos helicoidais para proteger a parede do furo.

De modo geral, as limitações do método *direct push* incluem a dificuldade em perfurar camadas extremamente compactas, como alguns solos argilosos, alguns solos de alteração de rocha ou com presença de cascalho, e profundidades maiores do que 30 m. Todas as sondagens realizadas via *direct push* devem ser descomissionadas ao final com selo apropriado, para evitar percolação de fluidos para dentro do furo, impedindo uma via de exposição para o aquífero em estudo.

Figura 14.2-3: Diferentes modalidades dos amostradores^(1,2) *direct push*



Fonte: Adaptado de AMS samples Inc.(2019b)

Notas:

¹ Esses amostradores são exemplos da AMS, no entanto a *Geoprobe System*, bem como alguns fabricantes nacionais produzem equipamentos semelhantes.

² É possível realizar a modalidade *Piston sampler* também em conjunto com a *Hollow Stem Auger*, o que aumenta a eficiência da amostragem.

A – *Single Tube*.

B – *Hollow Stem Auger + Single Tube*.

C – *Dual Tube*.

D – *Piston Sampler*.

1.5. Sondagem sônica

A sondagem sônica funciona por meio de vibrações de alta frequência (energia de ressonância) geradas por um oscilador sônico. A perfuração é permitida pela variação de frequências enviada pelos barriletes de perfuração até a face da cabeça de

perfuração (Boart Longyear, 2016). A frequência de vibração da cabeça de perfuração sônica durante a perfuração varia entre 50 Hz e 150 Hz (Geoprobe, c2025). Máquinas de perfuração sônica compactas já estão disponíveis no mercado global, contudo, ainda não são realidade no Brasil. Na **Figura 14.2-4**, a imagem (A) apresenta um exemplo de máquina de perfuração sônica compacta.

A alta frequência a que o solo é submetido durante a perfuração sônica provoca efeitos que facilitam a perfuração, são eles: o efeito de liquefação, de inércia e de redução temporária da porosidade do solo (ROYAL Eijkelkamp, 2018). O efeito de liquefação faz com que o solo se comporte como um pó ou fluido, diminuindo o atrito entre a formação perfurada e o conjunto cabeça de perfuração/barrilete de perfuração. Já o efeito de inércia, com a movimentação do solo para cima e para baixo, dificulta que ele fique aderido ao barrilete. As altas vibrações da broca fazem com que o solo mude suas características para uma maior densidade e menor porosidade, diminuindo seu volume no furo e abrindo espaço para o avanço da perfuração. Durante a recuperação do testemunho, a sucção da amostra somada à vibração faz com que o solo recupere em boa parte sua antiga densidade inferior. Portanto, os efeitos de liquefação, inércia e redução temporária da porosidade diminuem a aderência do solo à parede do barrilete facilitando o avanço da perfuração, fazendo com que o furo fique perfeitamente vertical e permitindo a retirada de testemunhos contínuos de solo por unidades de metro.

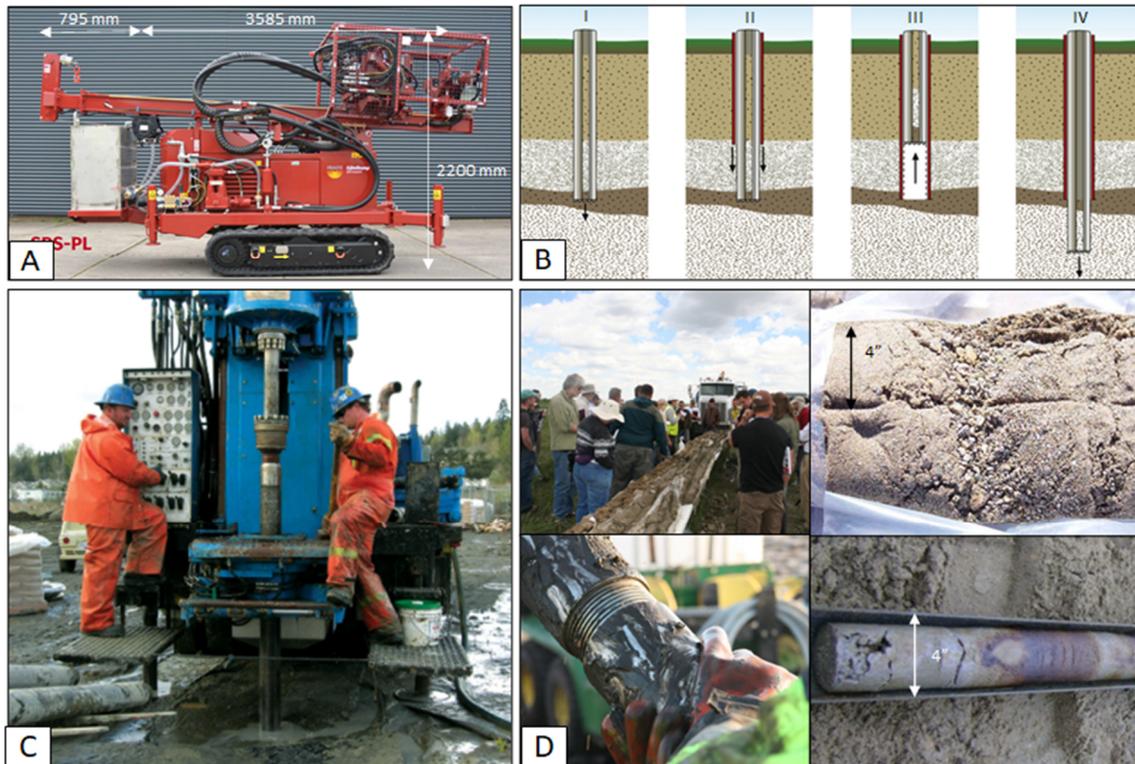
A rotina de perfuração e amostragem da sondagem sônica compreende quatro etapas principais. A perfuração é realizada por uma coroa conectada a barriletes, que, por sua vez, são acoplados à máquina de perfuração. A primeira etapa é a perfuração inicial para amostragem do solo pelo barrilete de amostragem (I). A segunda etapa é o avanço do barrilete de revestimento (II) (externo ao de amostragem e de maior diâmetro) até a profundidade do barrilete de amostragem. A terceira etapa é a recuperação do solo amostrado pelo barrilete de amostragem (III). A quarta e última etapa é o avanço da perfuração pelo barrilete de amostragem, ultrapassando a profundidade do barrilete de revestimento (IV). Posteriormente a essa etapa, o barrilete de amostragem avança a perfuração retomando a primeira etapa. Na **Figura 14.2-4**, as imagens (B) e (C) ilustram esse procedimento e a perfuração, respectivamente.

O método de recuperação de solo mais utilizado nesse tipo de perfuração é o de cravação contínua (*direct push*), assim como na perfuração mecânica, mas com a frequência entre 50 Hz e 150 Hz. O testemunho da formação geralmente é recuperado dentro de uma espécie de sacola plástica. O *liner* de PEAD não é comumente utilizado nesse tipo de amostragem, mas as amostras podem ser extrudadas para esse recipiente. Amostradores adaptados com procedimentos similares aos descritos para a sondagem mecânica, podem ser utilizados nesse método: revestimento simples (*single tube*), revestimento duplo (*dual tube*) e amostrador pistão (*piston sampler*). A agilidade e continuidade das amostras de solo são superiores na perfuração sônica em relação à perfuração mecânica com martelo hidráulico. A imagem (D), ilustrada na **Figura 14.2-4**, apresenta testemunhos de solo recuperados pela perfuração sônica (ROYAL Eijkelkamp, 2021; Geosonic, 2021).

A principal vantagem da sondagem sônica frente à sondagem/amostragem mecanizada com martelo ou à *Hollow Stem Auger* é a maior eficiência e rapidez (Boart Longyear, 2016; ROYAL Eijkelkamp, 2018, 2021; Geosonic, 2021). Considerando a caracterização hidroestratigráfica, os testemunhos são coletados com maior continuidade e menor perturbação do que na amostragem mecânica com martelo hidráulico, tanto em zona vadosa quanto em zona saturada, permitindo, assim, a descrição de heterogeneidades em maior detalhe. Vantagens adicionais da perfuração sônica frente à mecanizada com a *Hollow Stem Auger* são: menor espalhamento vertical e horizontal da contaminação durante a perfuração, volume 80% menor de resíduo gerado durante a perfuração, menor ruído durante a perfuração, melhor alinhamento do furo e possibilidade de utilização de bentonita e pré-filtro pré-moldados (ROYAL Eijkelkamp, 2018). A principal

desvantagem da sondagem sônica em relação à mecanizada é o custo e a menor acurácia na medição de gases voláteis durante atividades de investigação.

Figura 14.2-4: Funcionamento de máquina de perfuração sônica compacta



Fonte: ROYAL Eijkelkamp (2021) e Geosonic (2021).

Notas:

A – Máquina para perfuração sônica compacta (modificado de Eijkelkamp, 2018).

B – Rotina de perfuração da sondagem sônica (I – avanço do barrilete de amostragem; II – avanço do revestimento externo ao barrilete de amostragem para evitar colapsamento do furo; III – retirada do testemunho; IV – Avanço do barrilete de amostragem testemunho) (modificado de Geosonic, 2021).

C – Operação da máquina de perfuração sônica (Geosonic, 2021).

D – Amostragem de solo através da perfuração sônica.

1.6. Sondagem manual

No Brasil, o método de perfuração trado manual tem sido amplamente utilizado desde os primeiros casos de caracterização de áreas contaminadas, principalmente por se tratar de um método de baixo custo e acessível para aquisição de dados. Entretanto, esse método apresenta limitações relacionadas ao risco de contaminação cruzada, proveniente do desmoronamento e arraste da parede da sondagem, assim como limitações quanto à qualidade na recuperação de testemunhos.

O método de sondagem manual utiliza um trado, hastes e força humana para a perfuração e recuperação do solo. O trado mais amplamente utilizado nas áreas contaminadas é o trado do tipo concha (apresentado na **Figura 14.2-5**, na imagem A). A dimensão mais utilizada desse trado é 4" de diâmetro. Trados de diâmetros maiores (até 10") e menores (3") também são utilizados no mercado. O trado é conectado a hastes de 1,0 m de comprimento por meio de um conjunto de rosca macho-fêmea. O avanço da perfuração é realizado por dois ou três operadores, que utilizam grifos para rotacionar em 360° as hastes encaixadas no trado. Juntamente com as hastes, o bico do trado rotaciona adentrando no solo, fazendo com que o solo abaixo preencha seu compartimento e a perfuração avance em profundidade. À medida que a perfuração

avança, uma nova haste é adicionada ao conjunto, permitindo que o trado perfure e amostrasse solo em camadas mais profundas (ABGE, 2013).

A dificuldade para a execução da sondagem manual aumenta conforme o avanço da profundidade, devido a cinco fatores principais: o aumento do peso do conjunto de hastes-trado, a diminuição no torque gerado pelos operadores no trado em subsuperfície, o aumento da compactação e dureza do material a ser perfurado, o número de manobras necessárias para retirar o solo do trado e a presença do nível d'água.

Visando diminuir a dificuldade para execução da sondagem manual com o aumento da profundidade, três instrumentos são utilizados: tripé, peso e tubos metálicos (revestimento). O tripé é utilizado para suprir a dificuldade decorrente do aumento do peso do conjunto hastes-trado. O principal uso desse instrumento é auxiliar na remoção das hastes e subida do trado até a superfície, para a retirada de solo perfurado. O peso é utilizado quando o material a ser perfurado é compacto ou duro. Ele é acoplado à haste mais próxima da superfície por um adaptador e batido contra o conjunto hastes-trado, fraturando o material e facilitando a remoção do solo durante a rotação do trado. Esse peso é metálico, possui formato cilíndrico e pesa aproximadamente 50 kg. Já os tubos metálicos são utilizados para diminuir a dificuldade do avanço da perfuração em zona saturada. A sondagem manual em zona saturada, principalmente em materiais de alta condutividade hidráulica ou baixa dureza/compactação, é dificultada, pois a formação (saturada em água) e a água subterrânea adentram no furo, praticamente impossibilitando o avanço da perfuração. Os tubos metálicos (revestimento) são utilizados para revestir a parede do furo (com o mesmo diâmetro do furo) evitando o colapsamento de material para dentro do furo. Dessa forma, avança-se até onde é possível sem o revestimento, reveste-se o furo e continua-se a perfuração dentro do revestimento em menor diâmetro. O trado concha mais utilizado para a perfuração na zona saturada, quando revestimentos de 4" são utilizados, é o trado de 3". Ressalta-se que o revestimento diminui a dificuldade no avanço da perfuração apenas em unidades de metro, mas, dependendo do material a ser perfurado, ele pode não ser efetivo, por exemplo, em formações com condutividade hidráulica elevada (10^{-2} a 10^{-5} cm/s). Nesse caso, a grande quantidade de água subterrânea adentrando o furo impossibilita a recuperação do material e, consecutivamente, o avanço da perfuração. A **Figura 14.2-5** apresenta o tripé (B), o peso (C) e os tubos metálicos de revestimento (D).

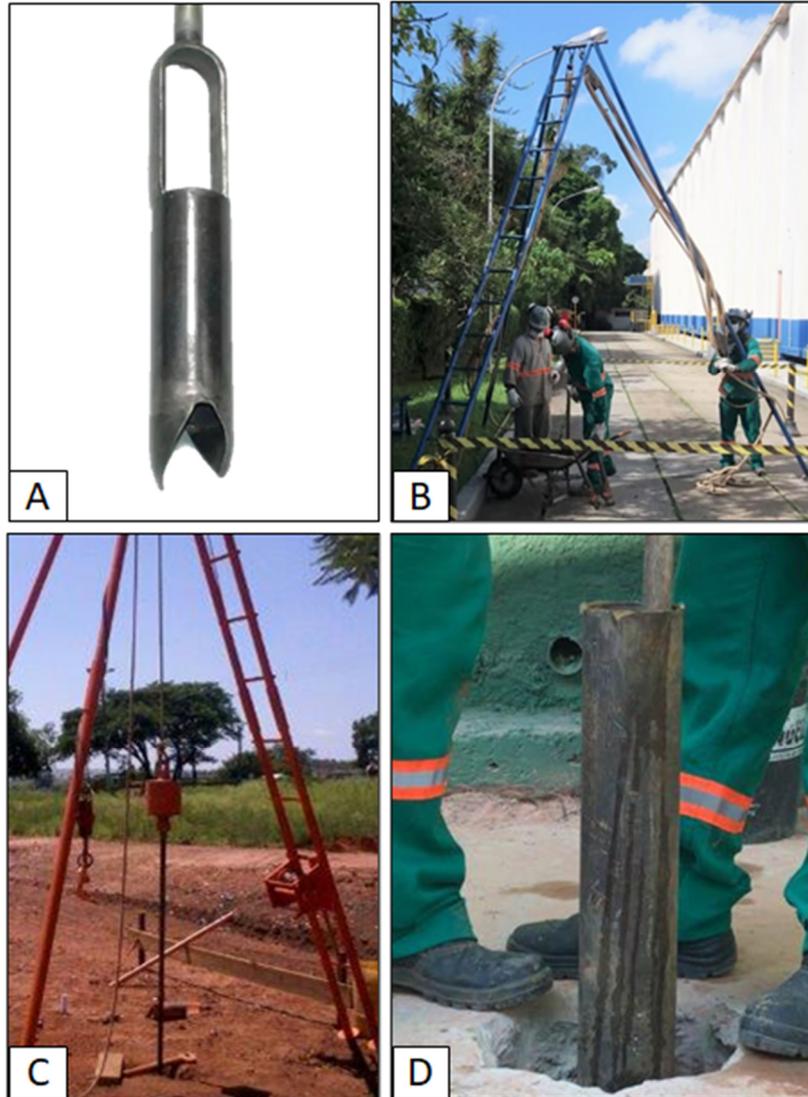
A amostragem com o trado manual é realizada no bico do trado, quando este é trazido à superfície. Os dados adquiridos nesse tipo de perfuração para o reconhecimento das UHEs, possuem baixa resolução, pois não se tem acurácia da profundidade do solo amostrado nem das espessuras das heterogeneidades do solo, além disso, algumas propriedades do solo podem ser alteradas durante esse tipo de perfuração. Adicionalmente, esse método de amostragem apresenta risco de contaminação cruzada, proveniente do desmoronamento das paredes do furo.

Atualmente, em estudos de áreas contaminadas de fácil acesso, o trado manual é utilizado para o avanço dos primeiros metros da perfuração (1,5 m a 3,0 m) como uma medida de segurança, pois ele fornece maior sensibilidade ao operador que os outros métodos. Além disso, em áreas de difícil acesso, onde outros métodos não podem ser utilizados, a sondagem manual também pode ser adotada para a investigação das UHEs.

As vantagens do trado manual frente às técnicas mecanizadas são a maior versatilidade e o menor custo. Por outro lado, conforme comentado, sondagens manuais possuem limitações, principalmente relacionadas ao aumento de profundidade da perfuração e a perfuração em zona saturada. Adicionalmente, a amostragem de solo com trado manual, no bico do trado, apresenta limitações para o reconhecimento das UHEs (baixa resolução de heterogeneidades, possível alteração das propriedades do solo e

contaminação cruzada). Essas limitações podem ser minimizadas com a utilização combinada de amostradores tubulares para a coleta de amostras pouco deformadas, como, por exemplo, amostrador tipo *Standard Penetration Test* (SPT) e amostradores de parede fina com ou sem *liner*.

Figura 14.2-5: Funcionamento do trado manual



Fonte: Fotos dos autores (2025).

Notas:

A – Trado concha.

B – Tripé para auxílio da perfuração manual.

C – Peso.

D – Revestimento

1.7. Vantagens e desvantagens dos métodos de sondagem para reconhecimento das unidades hidroestratigráficas

A **Quadro 14.2-1** sumariza as vantagens e desvantagens entre os métodos de perfuração e recuperação de solo para o reconhecimento das unidades hidroestratigráficas descritas neste item.

Quadro 14.2-1: Vantagens e desvantagens entre os métodos de perfuração e recuperação de solo

Método de perfuração	Método de amostragem	Vantagens	Desvantagens
Manual	Diretamente do bico do trado.	Maior versatilidade que os demais métodos de perfuração.	Limitações relacionadas à profundidade e ao meio saturado; possibilidade de perda de voláteis durante a recuperação do solo quando coletado diretamente no bico do trado; necessidade de combinar cravação de amostradores tubulares para amostragem representativa.
Mecanizado	<i>Direct push piston sampler</i> (amostrador fechado).	Maior rapidez que a perfuração manual; maior representatividade das amostras que o trado manual; possibilidade de medição de vapores do solo; método mais indicado para avançar com a amostragem abaixo do nível da água. Pode ser usado em conjunto com a <i>Hollow Steam Auger</i> para atingir profundidades ainda maiores.	Maior tempo de sondagem devido à manobra complexa das hastes e do amostrador; o furo fica aberto a cada recuperação das amostras; necessidade do uso dos <i>core catchers</i> para maior recuperação de solos arenosos. Limitações de acesso (espaços pequenos, baixos e irregulares).
	<i>Direct push (dual tube</i> revestimento duplo).	Permite a melhor recuperação e integridade da amostra de maneira rápida; excelente ferramenta para descrição das unidades hidroestratigráficas; impede o colapsamento de zonas superiores à zona amostrada evitando a contaminação cruzada durante o avanço da sondagem; método mais indicado para regiões com NAPL.	Dificuldade de perfurar abaixo do nível da água por possíveis problemas com a entrada de areia (material fino) dentro das hastes na zona saturada, por pressão. Dificuldade de avançar em profundidades elevadas (> 15m).
Sônico	Cravação contínua revestida.	Mais rápida que a sondagem mecanizada; maior representatividade dos testemunhos em zona vadosa e saturada que a sondagem mecanizada; otimização nos gastos com destinação de resíduos; menor ruído que a mecanizada.	Maior custo que as demais perfurações; menor acurácia na medição de voláteis; Limitações de acesso (espaços pequenos, baixos e irregulares).

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2012)

1.8. Reconhecimento de unidades hidroestratigráficas

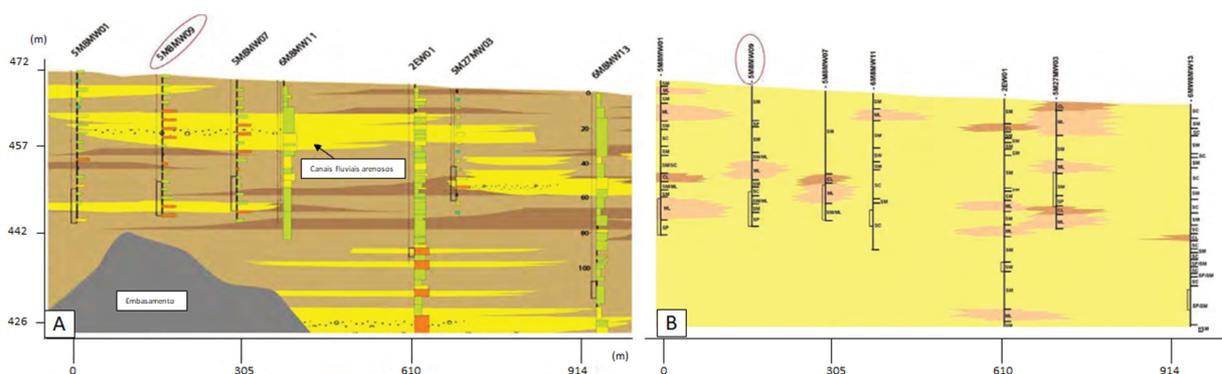
Posteriormente à perfuração e recuperação do solo, deve-se descrever o solo recuperado com o objetivo de reconhecer as UHEs. Para a descrição de solo deve-se partir de uma análise de maior detalhe, caracterizando, primeiramente, as heterogeneidades dos depósitos da área de estudo, definindo litologias e, por fim, o tipo de transporte dominante em cada zona, caracterizando as UHEs.

A caracterização das heterogeneidades deve ser realizada com base na textura (granulometria, seleção granulométrica, arredondamento etc.), estrutura (estratificações, grau de fraturamento etc.) e na geometria tridimensional (relacionada à gênese e processos geológicos posteriores).

As heterogeneidades analisadas no solo devem ser agrupadas conforme sua similaridade em litologias, criando um modelo litológico tridimensional para a área de estudo. Nos estudos de áreas contaminadas, a principal heterogeneidade considerada para a definição de litologias é a granulometria, devido à sua correlação com a permeabilidade (Fetter, 2018). Contudo, a definição das litologias não deve ser exclusivamente relacionada à granulometria, mas deve conter heterogeneidades texturais adicionais, estruturais ou relacionadas a geometria (Krause *et al.*, 1987). As mudanças de litologias são delineadas por contatos, ou seja, superfícies que delimitam o final de uma litologia e o início de outra. Segundo o ITRC (2015), os contatos são classificados basicamente em dois tipos: brusco (mudança pontual de litologia, por exemplo, um solo sedimentar para um solo de alteração de rocha ígnea) e gradacional (mudança gradual de litologia, por exemplo, de um solo sedimentar arenoso grosso para arenoso médio e, posteriormente, arenoso fino). Os contatos litológicos devem ser mapeados, pois limitam base e topo de litologias e podem influenciar ou servir como guias para o reconhecimento do fluxo vertical e horizontal da água subterrânea e dos contaminantes.

Um importante fator para a descrição de heterogeneidades e, consecutivamente, litologias é a tridimensionalidade (Shultz *et al.*, 2017). As sondagens de reconhecimento fornecem alta resolução de dados (testemunho de solo ou rocha) na direção vertical e nenhuma resolução lateral. Duas importantes linhas de estudo que auxiliam no entendimento da tridimensionalidade dos depósitos são: a gênese da formação do material (depósitos aluviais, fluviais, de alteração de rocha etc.) e os processos sofridos por ele ao longo do tempo (fraturamentos, diluições, cimentações etc.). Segundo Shultz *et al.* (2017), levar em consideração os processos geológicos melhora os modelos conceituais e esse entendimento é fundamental para a definição de programas de monitoramento ou remediações. Além de facilitar o agrupamento de heterogeneidades, a interpretação geológica da gênese do depósito permite diminuir a maior incerteza presente nos modelos geológicos e hidrogeológicos: a continuidade lateral. Os modelos que consideram os processos geológicos aumentam a assertividade da correlação lateral, pois as geometrias dos depósitos de gênese similar possuem padrões. A **Figura 14.2-6** (Shultz *et al.*, 2017) apresenta um comparativo, utilizando os mesmos dados de sondagens de reconhecimento para a definição de litologias, considerando e não considerando a gênese dos depósitos.

Figura 14.2-6: Importância da interpretação da gênese dos depósitos



Fonte: Adaptado de Shultz *et al.* (2017).

Notas:

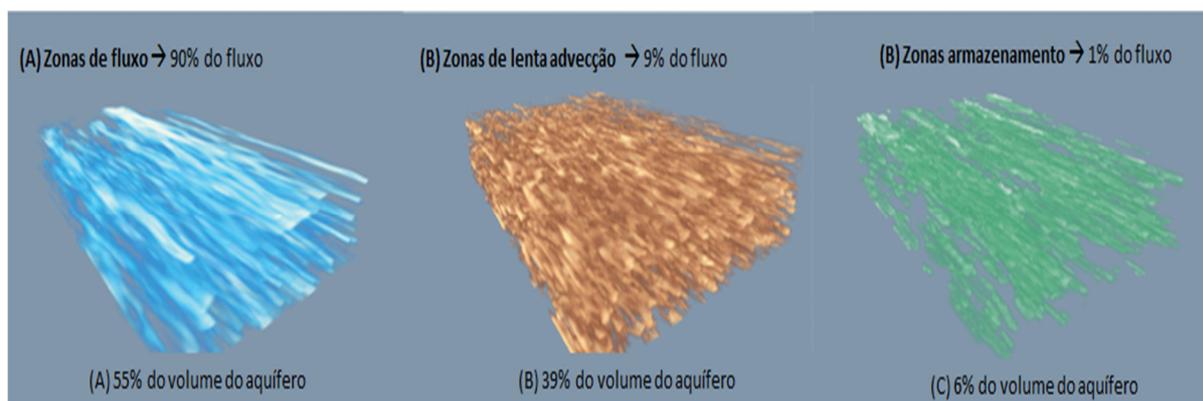
A – Modelo conceitual considerando a gênese do depósito.

B – não considerando (B)

Segundo a CETESB (2017), litologias com características hidrogeológicas e hidrodinâmicas semelhantes devem ser agrupadas em uma única UHE. O agrupamento em UHEs deve considerar a correlação espacial entre as litologias tridimensionais criadas no modelo litológico. A separação em UHEs tem o objetivo de facilitar a caracterização do meio físico e entendimento do fluxo da água subterrânea e contaminantes.

As UHEs devem ser caracterizadas conforme o mecanismo principal de transporte de fluidos no meio físico: zonas de fluxo, lenta advecção e armazenamento. Segundo Horst *et al.* (2017), as zonas de fluxo são os compartimentos onde ocorre a grande maioria do fluxo de água subterrânea do aquífero. As zonas de fluxo são meios geológicos onde predomina o transporte por advecção em relação a outros mecanismos de transporte. Já as zonas de armazenamento são meios onde a advecção é praticamente ausente e o transporte se dá, em sua grande maioria por difusão. As zonas de lenta advecção são zonas que apresentam transporte por difusão, mas também advecção lenta. Segundo o mesmo autor, praticamente a totalidade do fluxo da água subterrânea ocorre nas zonas de fluxo, as quais representam, nesse exemplo, aproximadamente a metade (55%) do volume do aquífero.

Figura 14.2-7: Fluxo da água subterrânea em diferentes zonas

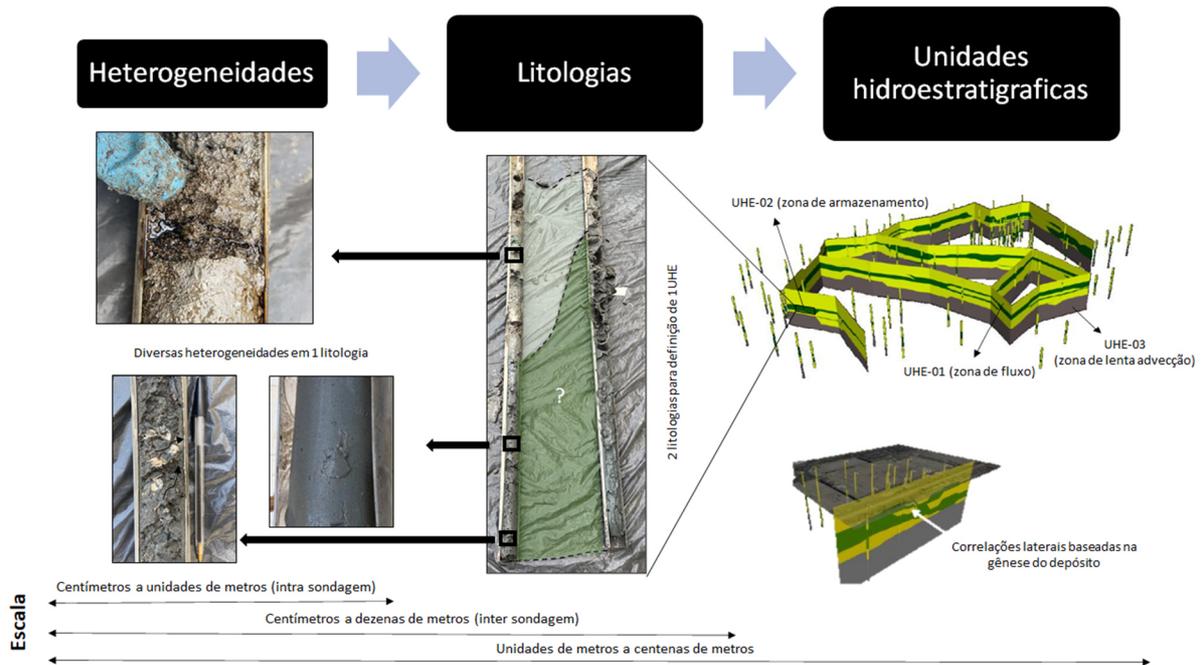


Fonte: Horst *et al.* (2017).

Por fim, uma UHE representa o agrupamento das litologias com transporte predominante semelhante (zonas de fluxo, advecção e armazenamento). Já as litologias são resultado do

agrupamento das heterogeneidades. Destaca-se que a tridimensionalidade do depósito é de suma importância para o agrupamento das heterogeneidades, litologias e UHEs, e a correlação lateral entre unidades é a maior incerteza desse modelo. Apenas uma seção geológica 2D não é suficiente para a compreensão das heterogeneidades, litologias e UHEs. A **Figura 14.2-8** apresenta a hierarquização das UHEs desde a caracterização das heterogeneidades.

Figura 14.2-8: Hierarquização da classificação do material, de heterogeneidades, litologias até a classificação em unidades hidroestratigráficas



Fotos: Elaboração própria.

2. Sondagens para ensaios e caracterização

As sondagens para ensaios e caracterização são muito utilizadas na engenharia civil. Contudo, duas técnicas desse meio estão presentes no estudo de áreas contaminadas: a sondagem SPT e o ensaio RCPTu (Ensaio de Piezcone de Resistividade).

Geralmente a sondagem SPT é realizada anteriormente à implantação do empreendimento por empresas de engenharia civil e podem fornecer informações relevantes para a elaboração do primeiro plano de investigação. O ensaio RCPTu, além de ser utilizado pela engenharia civil, também é utilizado pelas consultorias de meio ambiente em fase de caracterização do meio físico.

2.1. *Standard Penetration Test* (SPT)

A sondagem de solo pelo método SPT (*Standard Penetration Test*), também conhecida por sondagem de simples reconhecimento, é uma ferramenta de investigação direta do solo em subsuperfície. Essa metodologia fornece informações sobre a textura e resistência mecânica do solo.

O equipamento para sondagem de simples reconhecimento é composto, basicamente, por tripé de sondagem, peso batente, roldanas, cordas de sisal, hastes, trépano de lavagem, amostrador padrão bipartido, tubos de revestimento, bica de lavagem, recipiente para armazenamento do fluido de perfuração, motobomba, mangotes, entre outros acessórios.

A sondagem SPT é iniciada com a utilização de cavadeira do tipo “boca de lobo” ou ferramenta similar pelos primeiros 55 cm. Após essa etapa, é montado o equipamento de sondagem (tripé e acessórios). A cada metro do avanço da sondagem, a partir do primeiro metro de profundidade, é realizado um ensaio de cravação de um barrilete amostrador padronizado, denominado barrilete do tipo *Raymond*, constituído de um tubo metálico oco, bipartido, de 45 cm de comprimento.

Para a cravação do barrilete, é utilizada uma massa metálica de 65 kg, conhecida como martelo. Essa massa é içada e solta em queda livre de 75 cm de altura sobre um receptor próprio (cabeça de bater) conectado na parte superior da última haste que fora acoplada ao amostrador. Em um ensaio SPT, são anotadas as quantidades de golpes necessários para o avanço de cada trecho de 15 cm do barrilete amostrador, porém o resultado do ensaio (N-SPT) corresponde somente à quantidade de golpes para penetração dos últimos 30 cm. Após a cravação, o amostrador padrão é retirado do furo de sondagem e aberto para a descrição, em boletim de campo, da amostra de solo contida em seu interior, quanto à sua composição textural. Esse procedimento é repetido até o alcance do lençol freático.

Ao alcançar o nível freático, é iniciada a instalação do revestimento de sondagem e da bica de lavagem. Nesse momento, é montado um sistema fechado de circulação do fluido de lavagem. O processo de lavagem substitui, a partir desse momento, o avanço de 55 cm por ferramentas manuais, mantendo-se a intercalação com a cravação do amostrador padrão. A **Figura 14.2-9** apresenta um resumo dos principais componentes desse método.

Os critérios de paralisação e um descritivo detalhado do método e dos equipamentos necessários para a realização da sondagem SPT são normatizados pela NBR 6484 (ABNT, 2020).

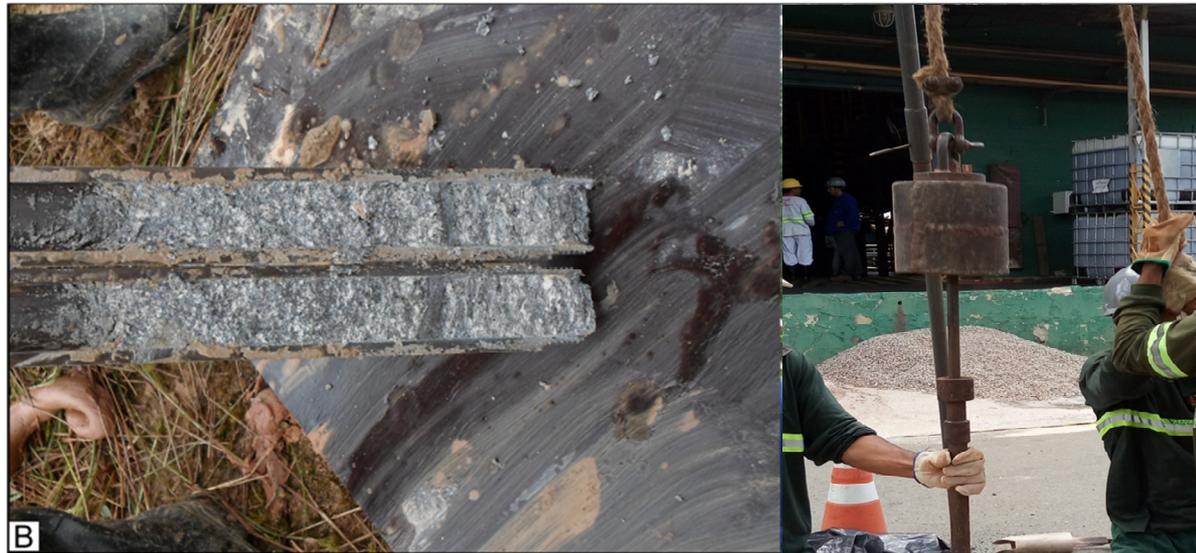
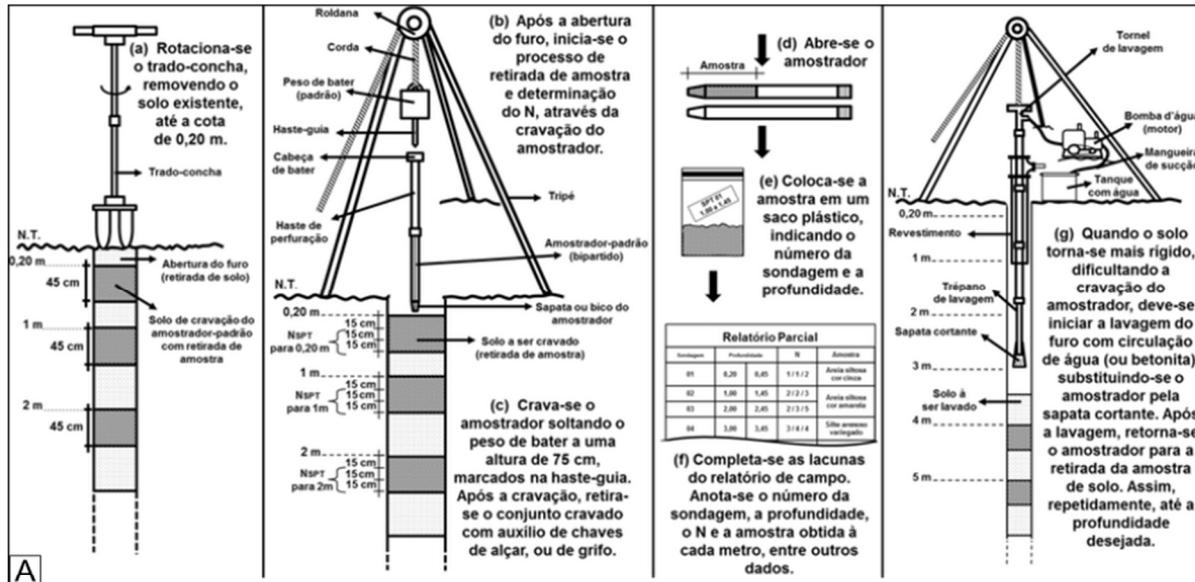
Em geral, o alcance desse tipo de sondagem é limitado pela ocorrência de material duro, como, por exemplo, uma camada rígida de transição solo/rocha, matacões, seixos ou cascalhos (Marrano; Iyomasa; Miyashiro, 2018).

Adicionalmente, esse tipo de sondagem fornece informações preliminares sobre a permeabilidade relativa das camadas ao longo da perfuração, ao se observar a perda súbita do fluido da circulação após a sondagem atingir essas camadas.

Por se tratar de uma metodologia de prospecção consagrada e amplamente utilizada pela engenharia, aliada ao baixo custo e à rápida execução, é comum que se encontrem resultados desse tipo de prospecção em indústrias e comércios em geral, pois tais sondagens dão suporte aos estudos iniciais para fundações de edificações.

Pode-se concluir que as sondagens SPT podem servir como uma importante ferramenta para a montagem preliminar do modelo conceitual geológico e hidrogeológico da área, trazendo aos profissionais envolvidos um entendimento prévio do meio subterrâneo.

Figura 14.2-9 – Sondagens SPT



Fonte: Elaboração própria.

Notas:

A – Resumo da Sondagem SPT (Soares *et al.*, 2014).

B – À esquerda, o barrilete bipartido após manobra de amostragem e à direita, o peso de bater e a cabeça de bater para cravação do barrilete.

2.2. Ensaio de Piezocone de Resistividade (RCPTu)

O ensaio de Piezocone de Resistividade (RCPTu), assim como o ensaio de Piezocone (CPTu), é derivado do ensaio de Cone Elétrico (CPT – ASTM D3441/1998) (ASTM International, 2016). A diferença fundamental entre os três tipos de ensaio está na inserção de sensores e conseqüente aumento no número de parâmetros obtidos. Enquanto o CPT fornece valores para resistência de ponta e atrito lateral, o CPTu, além dos parâmetros supracitados, adiciona valores de pressão neutra ou poropressão em seus resultados, ao passo que o RCPTu, ensaio mais completo, adiciona resultados de resistividade elétrica, que são convertidos para o parâmetro condutividade elétrica (**Figura 14.2-10**).

Essa metodologia se destaca por ser uma excelente ferramenta para caracterização hidroestratigráfica em alta resolução, provendo informações com precisão centimétrica sobre a localização e a distribuição de zonas de fluxo, caracterizadas por solos arenosos, e de armazenamento, caracterizadas por solos argilosos.

Em traços gerais, solos argilosos apresentam valores maiores de atrito lateral e poropressão, quando comparados a solos arenosos, sendo a poropressão, inversamente proporcional à condutividade hidráulica (K). Solos arenosos apresentam maiores valores de resistência de ponta em comparação a solos argilosos. Uma atenção especial deve ser dada aos parâmetros resistência de ponta e atrito lateral, que sofrem incremento ao avanço da profundidade do ensaio, devido à tensão de confinamento exercida em camadas mais profundas.

Quanto à resistividade, solos úmidos possuem valores menores do que solos secos, sendo esse parâmetro também sensível ao tipo de solo (porosidade, permeabilidade e quantidade de argilominerais), à presença de íons solúveis no fluido contido nos poros, e à presença de alguns minerais, como micas (Bolinelli Júnior, 2004).

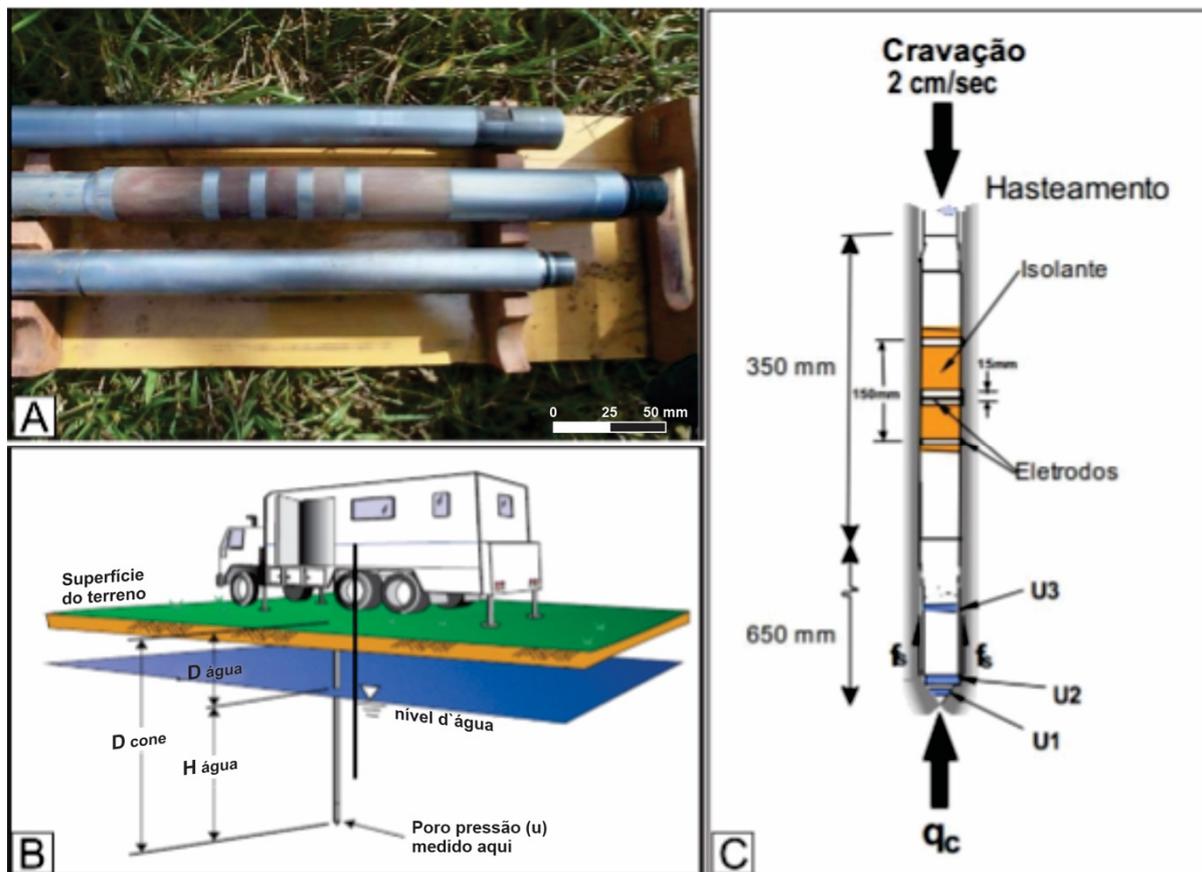
Tabela 14.2-2: Valores de resistividade elétrica de materiais conhecidos

Material	Resistividade (ohm.m)
Ar	∞
Águas doces superficiais	$10 - 10^3$
Água marinha	0,2
Argilas	$10 - 10^2$
Areias	$10^2 - 10^4$
Areia saturada com água mineral	$10^{-1} - 10$
Aluvião	$10 - 10^3$
Conglomerados	$10 - 10^4$
Arenitos	$10 - 10^8$
Margas arenosas	$10 - 10^2$
Calcários	$10^2 - 10^4$
Basaltos	$10^2 - 10^5$
Granitos	$10^2 - 10^5$
Xistos	$10 - 10^3$
Gnaisses	$10^2 - 10^4$

Fonte: Ellis (1993).

O equipamento para a execução do ensaio de Piezocone de Resistividade é composto, basicamente, por sonda hidráulica para cravação, ponteira cone, hastes internas, tubos externos e o sistema de medição de esforços, conforme ilustrado na **Figura 14.2-10**.

Figura 14.2-10 – Equipamento para execução do ensaio de Piezocone de Resistividade



Fonte: Davies e Campanella (1995).

Notas:

A – Detalhe do dispositivo para medida de resistividade acoplado ao piezocone (RCPTu) da Unesp Bauru (Bolinelli Júnior, 2004).

B – Desenho esquemático de um equipamento CPTu (Divulgação www.geotech.br).

C – Desenho esquemático de um RCPTu.

Antes do início do ensaio, é realizado o lastreamento e o alinhamento do eixo da composição (tubos externos e ponteira cone) ao instrumento de aplicação dos esforços. O ensaio é iniciado e se mantém até o seu encerramento, com uma taxa de cravação de 2 cm/s. Os dados de resistência de ponta, atrito lateral, poropressão e resistividade, são adquiridos, transmitidos e registrados em tempo real, seja por cabeamento ou por ondas de rádio, a depender do modelo do equipamento.

O término do ensaio é condicionado ao alcance da profundidade de interesse preestabelecida ou à resistência das camadas encontradas no subsolo.

A **Tabela 14.2-3** apresenta valores típicos do módulo de resistividade medidos com o RCPTu e os correspondentes valores da resistividade do fluido presente nos poros. A condutividade (C) é convertida em resistividade (R), de acordo com a seguinte expressão (**Equação 1**):

$$C=[\mu\text{S/cm}] = 10000/R[\text{Ohm-m}] \quad (1)$$

Tabela 14.2-3: valores típicos de resistividade (condutividade) com misturas de solo e fluidos

(Continua)

Tipo de material	Resistividade Ohm-m		Condutividade $\mu\text{S/cm}$	
	solo	Fluido	solo	Fluido
Água do mar	---	0,2	---	50000
Água potável	---	15	---	665
C. E. Fazenda McDonald – Argila (Richmond)	1,5	0,3	6700	33300
C. E. Laing Bridge – Argila (Richmond)	20	7	500	1430
C. E. Colebrook – Argila (Langley)	25	18,2	400	550
C. E. TC @ 232 – Argila (Langley)	8	---	1250	---
C. E. Strong Pit – Argila (Abbotsford)	35	---	285	---
C. E. Kidd 2 – Argila (Richmond)	14	12,5	715	800
C. E. Fazenda Mc Donald – Areia (Richmond)	5-20	1,5-6	2000-500	6700-1670
C. E. Laing Bridge – Areia (Richmond)	5-40	1,5-10	2000-250	6700-1000
C. E. Colebrook – Areia (Langley)	70		143	
C. E. Strong Pit site – Areia	115		89	
C. E. Kidd 2 (Richmond) – Areia	1,5-40	0,5-21	6700-225	20000-475
Chorume típico de aterro sanitário	1-30	0,5-10	10000-330	20000-1000
Área de barragem de rejeito (metais) com chorume de sulfeto oxidado	0,01-20	0,005-15	1000000-500	2000000-670
Área de barragem de rejeito (metal) sem chorume de sulfeto oxidado	20-100	15-50	145-100	665-200
Areia e pedregulho contaminados com arsênio	1-10	0,5-4	10000-1000	20000-2500
Área industrial – Contaminantes	0,5-1,5	0,3-0,5	20000-6500	33000-

Tipo de material	Resistividade Ohm-m		Condutividade $\mu\text{S/cm}$	
	solo	Fluido	solo	Fluido
inorgânicos em areias				20000
Área industrial – Areias e siltes contaminados por creosoto	200-1000	75-450	50-10	135-22
Área industrial – Contaminantes orgânicos em areia	125	---	80	---
Área do BC Place – Parte 2 – Vancouver (gasômetro)	200-300	---	50-33	---
Área do BC Place – Parte 2 (resíduos de madeira)	300-600	---	33-66	---

Fonte: Davies e Campanella (1995) e Bolinelli Júnior (2004).

(Conclusão)

Durante a sondagem RCPTu, os eletrodos responderão exclusivamente a uma única camada, caso ela tenha espessura igual ou maior que a de todo o arranjo de eletrodos. Um pequeno espaçamento de eletrodos possibilita detectar camadas finas com contraste de resistividade (Bolinelli Júnior, 2004).

Quanto a interpretações adicionais, este ensaio pode fornecer informações qualitativas sobre a possível presença de contaminantes orgânicos pouco solúveis, intrusão de cunha salina e vazamentos de chumbo em aterros sanitários, por meio da detecção de discrepâncias no parâmetro resistividade.

Ressalta-se que os resultados dos ensaios com RCPTu de maneira alguma podem substituir as investigações ambientais, servindo, porém, como ferramenta para utilização conjunta às coletas discretas de solo (quando o objetivo for a caracterização de zonas de fluxo e zonas de armazenamento) e/ou das coletas discretas de água subterrânea (quando o objetivo for a detecção de anomalias na qualidade da água).

3. Ensaios para determinação da condutividade hidráulica

Existem vários testes hidrogeológicos para determinação em campo da condutividade hidráulica de aquíferos, sendo muitos deles desenvolvidos para caracterização regional do aquífero e que podem, eventualmente, não representar fidedignamente variações em escalas de metro, as quais podem influenciar consideravelmente a dinâmica dos mecanismos de transporte da água subterrânea e a distribuição dos compostos químicos de interesse. Nesse contexto, a interpretação crítica quanto à natureza do dado obtido em campo, em termos da escala de observação e da interpolação para as demais porções do aquífero, deve ser conduzida de forma a permitir o mapeamento das unidades hidroestratigráficas que compõem a área de estudo.

A condução dos testes para a determinação de valores extremos de condutividade hidráulica possui limitações, conforme apresentado abaixo (Payne *et al.*, 2008):

- I. Sistemas de alta condutividade: aquíferos ou formações com valores de condutividade maiores do que 10^{-2} cm/s geralmente apresentam taxas rápidas de rebaixamento durante testes de bombeamento ou *slug tests*. A magnitude das respostas é limitada, o que exige arranjos especiais para gerar o *stress* desejado nos aquíferos estudados.
- II. Sistemas de baixa condutividade: para sistemas com condutividades hidráulicas muito baixas, inferiores a 10^{-6} cm/s, geralmente há necessidade de tempos de observação muito longos, que podem, eventualmente, resultar em coleta de dados insuficientes para uma caracterização satisfatória.

Nesse contexto, portanto, o objetivo da escolha do método e dos equipamentos mais apropriados para a realização do teste deve ser pautado pela possibilidade de se estabelecer a devida correlação com as unidades hidroestratigráficas do meio. A **Tabela 14.2-4** a seguir apresenta algumas das possibilidades de testes de campo a serem realizados sob essa perspectiva.

Tabela 14.2-4: Principais métodos de determinação de valores de condutividade hidráulica

Teste	Aplicabilidade	Observações
<i>Slug/Bail test</i>	Aplicável à todas as formações: (i) geologias altamente condutivas requerem arranjos especiais do teste e interpretação dos dados. (ii) geologias de baixa condutividade requerem análises especiais se a completa recuperação das condições iniciais não forem observadas.	Pode ser conduzido durante a perfilagem vertical do aquífero ou em poços de monitoramento
Teste de dissipação HPT	Aplicado a formações com 10^{-5} cm/s < K < 10^{-2} cm/s	Pode ser coletado durante ensaios de HPT, melhores respostas em areias
Teste de dissipação CPT	Aplicado a formações com K < 10^{-3} cm/s	Pode ser coletado durante ensaios de CPT, melhores respostas em siltes e argilas
Análise Granulométrica	Estimativa discreta da condutividade hidráulica horizontal. Não recomendada para solos de formações coesivas plásticas ou mais grossas, como seixos	Boa aplicação para a correlação com as unidades hidroestratigráficas com os valores de condutividades. Amostras podem ser coletadas em campo e analisadas para granulometria.

Fonte: Adaptado de Payne *et al.*, 2008.

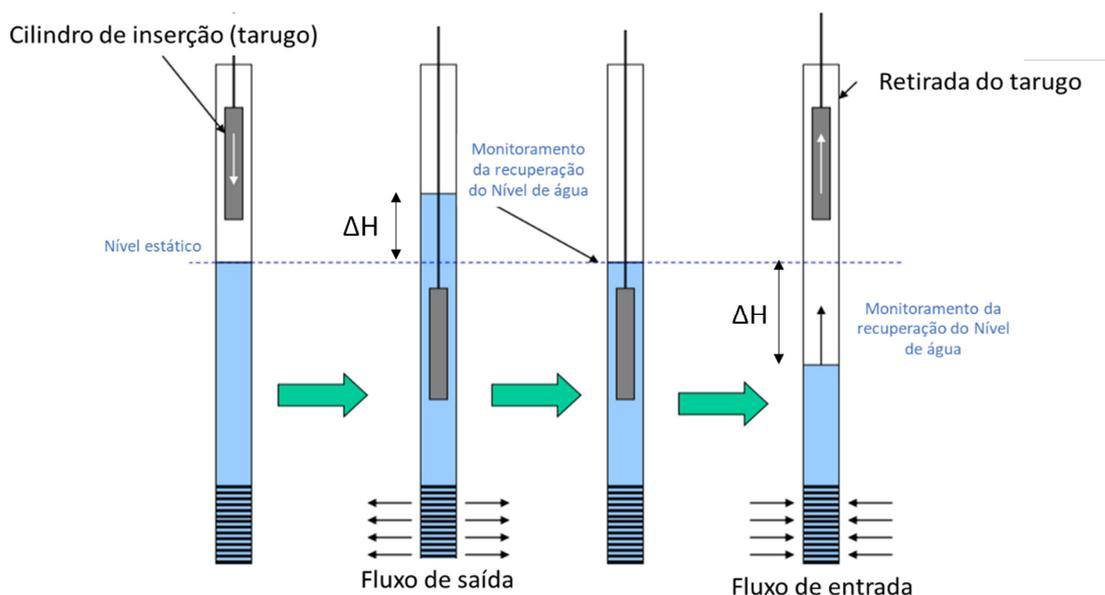
3.1. Ensaios de determinação pontual da Condutividade Hidráulica

Um dos métodos mais utilizados para a obtenção da condutividade hidráulica em poços de monitoramento é o ensaio de permeabilidade do tipo *slug test*. A razão pela ampla aplicação desse método em trabalhos de caracterização ambiental reside no fato de que ele possui grande versatilidade de aplicação em campo, baixo custo, curta duração, não há necessidade de extração de água subterrânea do aquífero, além de permitir a interpolação entre vários pontos e a eventual correlação com unidades hidroestratigráficas que compõem a área de estudo. Estimativas de parâmetros obtidos por meio de ensaios do tipo *slug test* são usualmente utilizadas para uma variedade de propósitos, incluindo a predição dos mecanismos de transporte de contaminantes e projetos de remediação (Butler, 1996a).

Outro ponto positivo para a aplicação de testes do tipo *slug* é que, em muitos projetos nos quais há ausência de poços de bombeamento ou quando a execução de testes de bombeamento é impraticável, os ensaios hidrogeológicos susceptíveis à utilização de um único poço de monitoramento ("*single well tests*") tornam-se bastante atrativos em termos de custo-benefício.

Em termos mais diretos, o ensaio do *slug test* é realizado com a introdução (*slug*) ou a retirada (*bail*) de um cilindro sólido de volume conhecido no interior do poço de monitoramento, provocando a variação instantânea de nível d'água no poço. A partir desta perturbação, avalia-se o tempo requerido para o restabelecimento das condições de equilíbrio de forma integral ou parcial (recuperação de 90% das condições iniciais). A **Figura 14.2-11** ilustra esse processo de perturbação das condições estáticas do aquífero, sendo observada a elevação do nível d'água (ΔH) na etapa da inserção do tarugo (*slug test*) e o rebaixamento durante a retirada (*bail test*). Vale ressaltar que existem diversas estratégias para criar essa perturbação, sendo que as técnicas mais usualmente empregadas se dão pela inserção de um cilindro de volume conhecido ou por meio de um sistema pneumático que pressuriza ou despressuriza o poço de monitoramento, rebaixando-se ou elevando-se o nível de água.

Figura 14.2-11: Processo de perturbação do nível estático do aquífero durante condução de ensaios do tipo *slug test*.



Modified after McCall, Geoprobe System, Inc.

Fonte: Modificado de McCall (2010).

Por consistirem em testes hidrogeológicos de grande difusão no mercado de gerenciamento de áreas contaminadas, esses ensaios foram alvos de muitas críticas em termos da qualidade e representatividade dos parâmetros obtidos. Neste contexto, Butler *et al.* (1996b) propôs

uma série de controles de qualidade e melhores práticas a serem obtidas em campo a fim de se garantir as melhores estimativas possíveis, sendo elas:

- Condução de três ou mais testes em um determinado poço, analisando-os em gráficos normalizados. Medições de rebaixamento normalizadas pela magnitude do deslocamento inicial (H_0) do nível estático;
- Dois ou mais níveis de perturbação inicial (H_0) são recomendados durante a execução do teste em determinado poço;
- Recomenda-se que o *slug* seja inserido ou retirado o mais instantaneamente possível, e que sejam feitas medidas com a maior precisão possível do deslocamento inicial;
- Utilização de método de aquisição de dados apropriado, que permita um número significativo de leituras segundo a taxa de variação do poço. Os métodos de aquisição de dados podem ser manuais (medidor de NA ou interface) ou eletrônicos (transdutores de pressão – *level logger*).
- Escolha de um método apropriado para o tratamento de dados (discutidos a seguir).
- Atenção aos aspectos construtivos dos poços de monitoramento para que o teste seja representativo de uma única unidade hidroestratigráfica.

Além dos pontos destacados por Butler *et al.* (1996b), também é recomendado que seja avaliada a integridade do poço e sua limpeza antes da execução do ensaio, uma vez que incrustação, sedimento acumulado no fundo do poço e biofilme na parede da seção filtrante podem interferir nos resultados do teste. A realização de ensaios hidrogeológicos em poços devidamente desenvolvidos e limpos minimiza a possibilidade de efeitos indesejados durante os ensaios, como o *skin effect* (acúmulo de material na parede da seção filtrante).

A análise e o tratamento de dados obtidos no ensaio foram alvos de diversos estudos e modelos matemáticos que consideram aspectos específicos quanto às características dos aquíferos, dos poços de monitoramento envolvidos nos ensaios e da geometria de fluxo da água decorrentes da perturbação imposta no aquífero. Dentre os principais métodos encontram-se o de Hvorslev (1951) e de Bouwer & Rice (1976). A **Tabela 14.2-5** apresenta uma comparação dos principais componentes de cada método de análises.

Tabela 14.2-5: Principais componentes/premissas dos métodos de análise e tratamento de dados do teste.

Principais componentes / premissas	Hvorslev	Bouwer & Rice
Aquíferos confinados	x*	x*
Aquíferos não confinados	x	x
Poços parcialmente penetrantes	x	x
Poços totalmente penetrantes	x	x

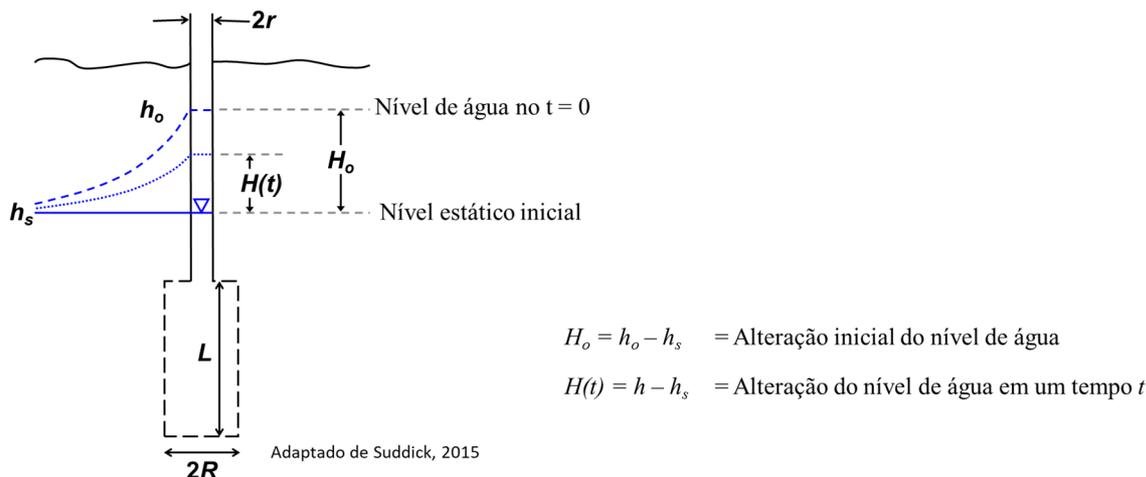
Fonte: Fetter (2001).

(*) pode ser aplicado em aquíferos confinados quando o topo da seção filtrante do poço estiver abaixo da base da camada confinante.

3.1.1. Método Hvorslev

Método de Hvorslev foi proposto em 1951 e considerado o método mais simples e prático para interpretação de ensaios hidrogeológicos do tipo *slug test*. A sua interpretação se baseia na perturbação do nível estático do aquífero medido dentro do poço em termos de H , conforme ilustrado na **Figura 14.2-12**. O método é aplicado para aquíferos livres e confinados, nos quais assume-se: (i) meio homogêneo e isotrópico; (ii) extensão infinita; e (iii) que água e solo são incompressíveis.

Figura 14.2-12: Parâmetros de análise método Hvorslev.



Fonte: Adaptado de Suddick (2015).

Com base nas variações do nível de água em função do tempo, os valores de condutividade hidráulica, podem ser obtidos a partir da seguinte **Equação 2**:

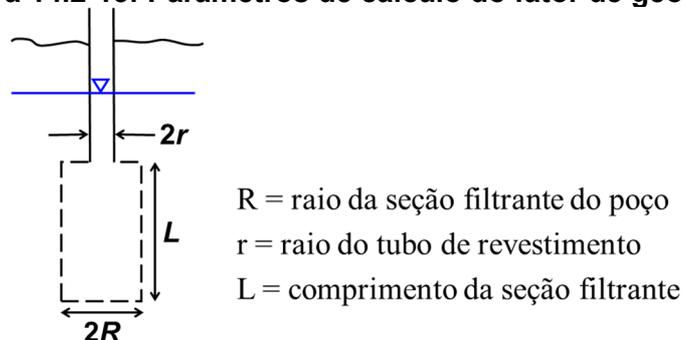
$$K = \frac{A}{F(t_2 - t_1)} \ln \left(\frac{H_1}{H_2} \right) \quad (2)$$

Onde:

- A é a seção transversal da área da seção filtrante
- F é o fator da geometria do poço
- H_1 a alteração do nível de água no tempo t_1
- H_2 a alteração do nível de água no tempo t_2

A **Equação 14.2-2** ignora os efeitos de armazenamento compressivo no caso de aquíferos confinados, e desconsidera o fator de espessura saturada em aquíferos livres. O fator F é obtido em função de uma variedade de geometrias dos poços, conforme compilado por Schwartz e Zhang (2003). O fator de geometria F mais usualmente aplicado é dado conforme ilustrado na **Figura 14.2-13** e na **Equação 3**.

Figura 14.2-13: Parâmetros de cálculo do fator de geometria F.



Fonte: Schwartz e Zhang (2003).

$$F = \frac{2\pi L}{\ln(L/R)} \text{ para } \frac{L}{R} > 8 \quad (3)$$

A condição $L/R > 8$ é um fator importante a ser avaliado, porque nesses cenários eventuais diferenças entre diversos fatores de geometria são negligenciáveis. Em situações em que essa condição não seja satisfeita, cálculos específicos para a obtenção do fator F se tornam recomendáveis (ver Schwartz e Zhang, 2003). Combinando-se as **Equações 2 e 3**, obtém-se a equação geral para cálculo dos valores de condutividade hidráulica a partir do ensaio de campo:

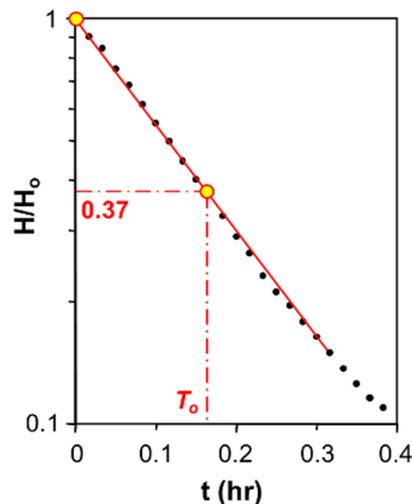
$$K = \frac{r^2 \ln(L/R)}{2L(t_2 - t_1)} \ln\left(\frac{H_1}{H_2}\right) \quad (4)$$

Onde:

- r = raio do poço
- R = raio da perfuração
- L = comprimento da seção filtrante
- H_1 = alteração do nível de água em relação ao nível estático no tempo T_1
- H_2 = alteração do nível de água em relação ao nível estático no tempo T_2

Com base na **Equação 4**, os dados obtidos em campo são plotados em um gráfico semilogarítmico para valores normalizados de (H/H_0) em função do tempo, como exemplificado na **Figura 14.2-14** a seguir:

Figura 14.2-14: Exemplo de plotagem dos dados de campo (eixo y em escala logarítmica)



Fonte: Schwartz e Zhang (2003).

Ao se tomar qualquer par de pontos na seção linear da curva e inseri-los na **Equação 4** obtêm-se os valores de condutividade hidráulica. Por conveniência de cálculo, ao se tomar como referência os seguintes pontos:

- $H/H_0 = 1$ e $t = 0$,
- $H/H_0 = 0.37$ e $t = T_0$.

Considerando que o termo da **Equação 4** [$\ln\left(\frac{H_1}{H_2}\right) \cong 1$], esta fica simplificada para a seguinte forma:

$$K = \frac{r^2 \ln(L/R)}{2L(T_0)} \quad (5)$$

Onde:

- r = raio do poço
- R = raio da perfuração
- T₀ = tempo em que H/H₀ = 0,37
- L = comprimento da seção filtrante

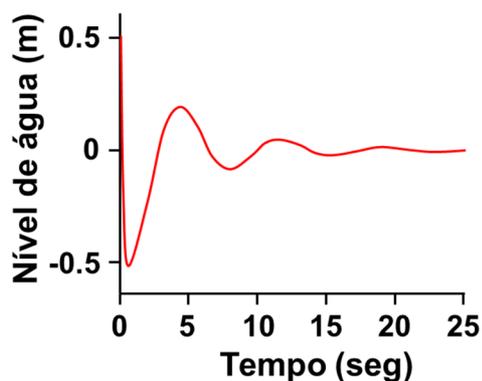
Em suma, portanto, a realização de ensaios hidrogeológicos em um único poço de monitoramento e tratamento dos dados segundo o método do Hvorslev, contempla as seguintes etapas:

- I. Obtenção dos dados construtivos dos poços de monitoramento.
- II. Avaliar as condições de limpeza e integridade dos poços (verificar a necessidade de desenvolvimento).
- III. Proceder, de maneira mais breve possível, com a elevação ou rebaixamento do nível de água estático do poço, o que pode ser conseguido por meio das seguintes estratégias:
 - a inserção (*slug test*) ou remoção (*bail test*) de um cilindro (tarugo) de volume conhecido;
 - a inserção (*slug test*) ou remoção (*bail test*) de um volume conhecido de água;
 - pressurização pela injeção de ar no poço.
- IV. Monitorar a variação do nível de água até a condição de equilíbrio.
- V. Idealmente, repetir os passos III e IV duas ou três vezes.
- VI. Escolher o método mais apropriado para a análise dos dados.
- VII. Plotar os dados de variação do nível estático (H/H₀) em função do tempo.
- VIII. Escolher a seção linear da reta e obter o valor de T₀ quando H/H₀ = 0,37.
- IX. Calcular os valores de condutividade hidráulica com base na **Equação 4**.

A interpretação dos dados em testes de poço de monitoramento único podem ser afetados por diversos fatores complicadores. De acordo com Suddick (2015), os seguintes fatores podem ser observados:

- **Resposta amortecida:** para aquíferos altamente permeáveis, o nível de água medido no poço pode apresentar um comportamento oscilatório devido a efeitos inerciais (**Figura 14.2-15**), contudo estimativas confiáveis dos parâmetros ainda podem ser obtidas (Suddick, 2015).

Figura 14.2-15: Exemplos de variação de nível de água em aquíferos altamente permeáveis

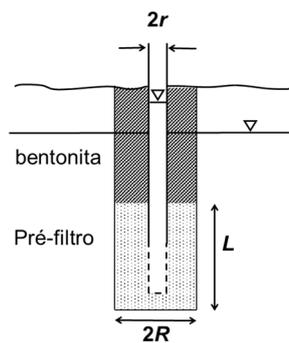


Adaptado de Suddick, 2015

Fonte: Adaptado de Suddick (2015).

- **Efeitos de parede (*skin effects*):** a zona de alteração ao redor do poço pode influenciar como o poço responde às perturbações de nível de água infligidas durante o teste e, conseqüentemente, afetar a interpretação dos dados obtidos (Suddick, 2015). Os efeitos de parede podem ser entendidos de duas formas:
 - Efeitos positivos: redução dos valores de K ao redor da parede do poço/sondagem, devido ao efeito de esfregaço da argila nas paredes de sondagem durante as atividades de perfuração ou aos efeitos de encrostamento da seção de filtro ou pré-filtro devido à presença de óxidos de ferro, biofilme etc.;
 - Efeitos negativos: quando se observa um aumento nos valores de K devido à criação de caminhos preferenciais de fluxo através da seção de filtrante do poço, como, por exemplo, efeitos de extração/bombeamento ou fraturamento durante as atividades de perfuração e injeção.
- **Seção de pré-filtro e comprimento do filtro:** em materiais de granulometria fina, poços de monitoramento são geralmente construídos e instalados com uma seção de pré-filtro de material granular ao redor da seção filtrante. Nessa configuração, tem-se que o material granular do pré-filtro irá responder de forma mais rápida à formação adjacente ao poço, geralmente com uma condutividade hidráulica caracteristicamente menor. Em situações como essas, as dimensões construtivas a serem consideradas nos cálculos devem ser tomadas em função do material pré-filtro e não do tubo ranhurado do poço (tubo filtro), conforme a **Figura 14.2-16**:

Figura 14.2-16: Parâmetros construtivos para os ensaios de condutividade hidráulica em formações de baixa granulometria.



Adaptado de Suddick, 2015

Fonte: Adaptado de Suddick (2015).

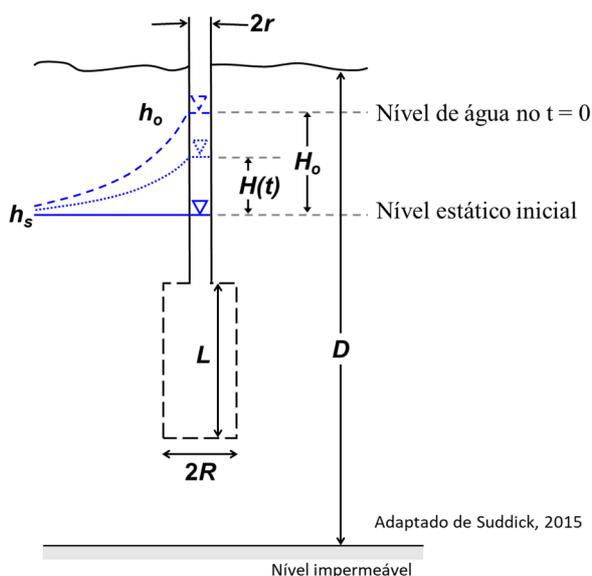
- Seções filtrantes parcialmente submersas: em aquíferos não confinados, o nível de água pode estar situado ou ser rebaixado para o meio da seção filtrante durante o teste. Esses efeitos devem ser evitados durante os testes, pois podem trazer fatores complicadores às formulações matemáticas apresentadas anteriormente. Nesse contexto, consultas aos trabalhos bibliográficos dedicados a essas análises devem ser feitas (p. ex. Binkhorst & Robbins, 1998). Os efeitos mais comuns observados nas análises gráficas são observados quando material da seção filtrante tende a drenar a elevação do nível de água de maneira mais rápida do que a formação adjacente ao poço, o que resulta em uma resposta de variação do nível de água em múltiplos estágios.

3.1.2. Método Bouwer & Rice

O método de Bouwer & Rice (1976) é aplicável tanto para aquíferos livres como para aquíferos confinados, desde que o topo do poço esteja a alguma distância abaixo da parte inferior da camada confinada. É aplicável também para poços total e parcialmente penetrantes.

Similarmente ao método Hvorslev, esse método assume: (i) meio homogêneo e isotrópico; (ii) de extensão praticamente infinita; e (iii) de espessura uniforme. A solução matemática proposta na **Equação 6** também ignora efeitos de compressibilidade. A **Figura 14.2-17** demonstra os principais aspectos para a avaliação utilizando esse método.

Figura 14.2-17: Aspectos construtivos para o método Bower & Rice



Fonte: Adaptado de Suddick (2015).

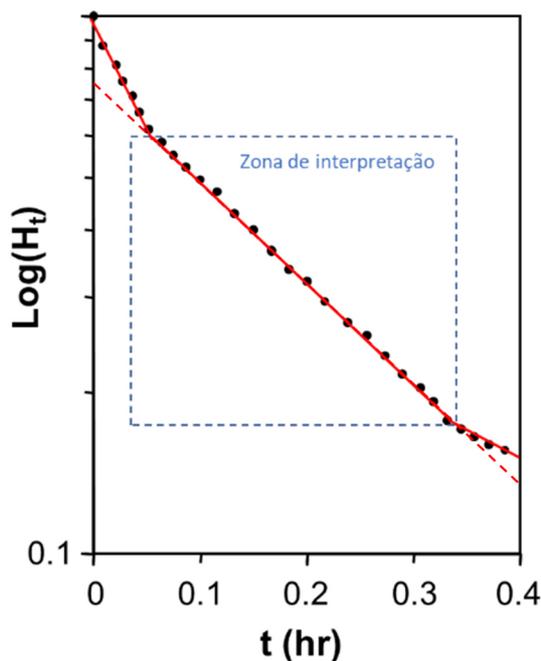
$$K = \frac{r_c^2 \ln(R_e/r_w)}{2L} \cdot \frac{1}{t} \ln \frac{H_0}{H_t} \quad (6)$$

Onde:

- r_c = raio do poço
- r_w = raio da perfuração
- R_e = raio efetivo do poço, corresponde à distância efetiva por meio da qual a perturbação do nível de água é dissipada (obtido por meio de equações complementares)
- H_0 = alteração inicial do nível de água estático
- H_t = alteração do nível de água no tempo t
- D = espessura saturada do aquífero

No caso do método do Bower & Rice, os dados de campo são plotados em um gráfico semi-logarítmico da alteração do nível de água ($H_t = h_0 - h_s$) em função do tempo conforme ilustrado na **Figura 14.2-18**.

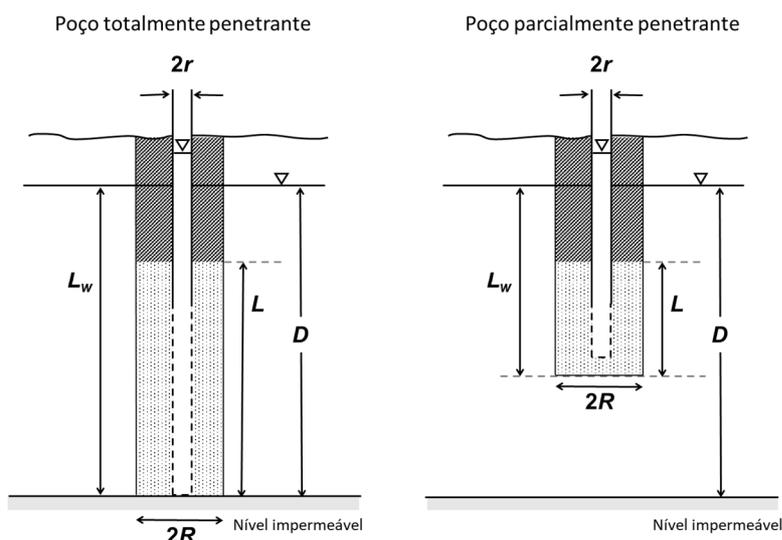
Figura 14.2-18: Exemplo de plotagem de dados de campo com base no modelo de Bower & Rice.



Fonte: Bower & Rice (1976).

Com base na formulação proposta pela **Equação 6**, faz-se necessário o cálculo do termo $\ln(R_e/R_w)$. Diante da impossibilidade da obtenção direta da distância R_e , Bouwer & Rice apresentaram equações complementares que permitem estimar R_e com base na razão adimensional $\ln(R_e/R)$, sendo estas obtidas em função das características construtivas dos poços em relação ao aquífero no qual se encontram instalados, ou seja, equações específicas para poços totalmente penetrantes ou parcialmente penetrantes. A **Figura 14.2-19** apresenta os parâmetros de cada tipo de poço.

Figura 14.2-19: Aspectos construtivos de poços totalmente ou parcialmente penetrantes



Fonte: Bower & Rice (1976).

- Poços parcialmente penetrantes **Equação 7**:

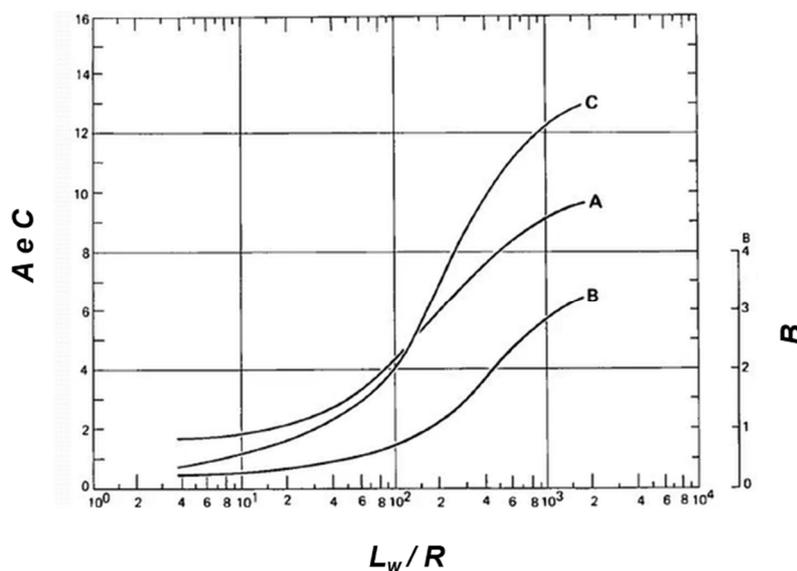
$$\ln \frac{R_e}{R_w} = \left[\frac{1.1}{\ln \frac{L_w}{R}} + \frac{A + B \cdot \ln \left[\left(\frac{D-H}{R} \right) \right]}{\frac{L}{R}} \right]^{-1} \quad (7)$$

- Poços totalmente penetrantes **Equação 8**:

$$\ln \frac{R_e}{R_w} = \left[\frac{1.1}{\ln \frac{L_w}{R}} + \frac{C}{\frac{L}{R}} \right]^{-1} \quad (8)$$

Os coeficientes A, B e C apresentados nas equações 14.2-6 e 14.2-7 podem ser obtidos por meio de curvas auxiliares apresentadas por Bower & Rice (1976) e ilustradas na **Figura 14.2-20** a seguir:

Figura 14.2-20: Curvas auxiliares obtidas por Bower & Rice (1976) correlacionando os parâmetros A, B e C com o fator adimensional L_w/R .



Fonte: Bower & Rice (1976).

3.2. Ensaio de determinação em alta resolução da condutividade hidráulica

A caracterização em alta resolução, traduzido do termo em inglês *High-Resolution Site Characterization* (HRSC), faz referência a estratégias e técnicas de aquisição de dados em escala apropriada para caracterização das heterogeneidades do meio físico. No meio físico as heterogeneidades que controlam o transporte de contaminantes ocorrem em escala centimétrica a métrica. A investigação em alta resolução proporciona a redução de incertezas associadas ao modelo conceitual da área, gerando confiança entre as partes interessadas e assertividade na definição das próximas etapas do gerenciamento (CLU-IN, [2021]).

É importante salientar que o ensaio de determinação pontual da condutividade hidráulica quando performado em múltiplos intervalos discretos de diferentes profundidades, de forma a caracterizar heterogeneidades individualmente, pode ser considerado como uma investigação de alta resolução. Contudo, este tipo de ensaio requer mais tempo e para a aquisição dos dados que a técnica de alta resolução descrita a seguir.

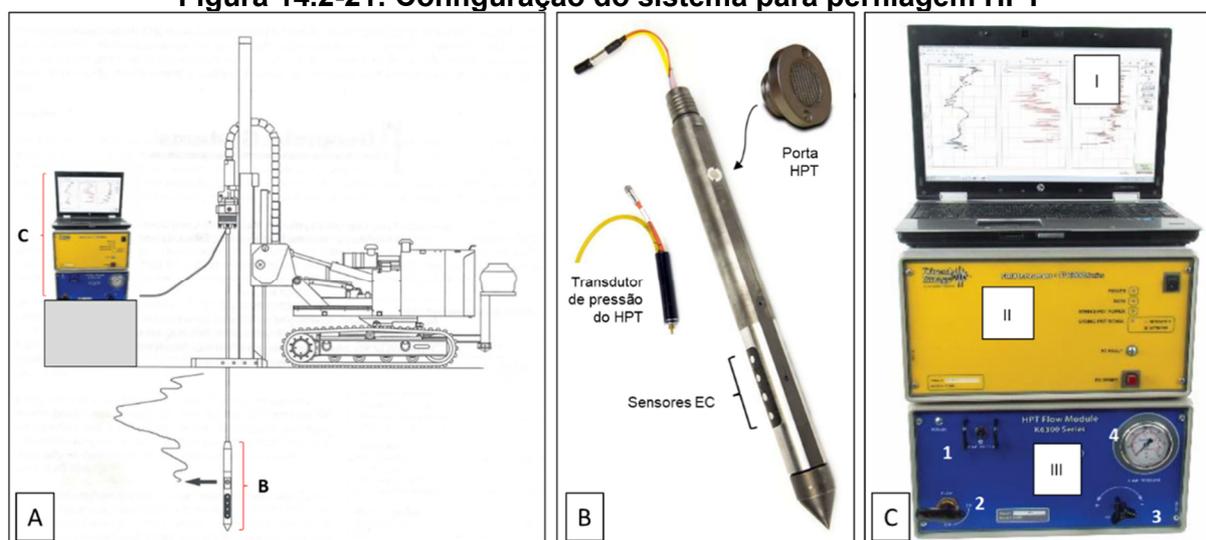
Ferramentas de perfilagem hidráulica (*Hydraulic Profiling Tools – HPT*) são capazes de caracterizar a permeabilidade ou a condutividade hidráulica qualitativamente de solos e sedimentos não consolidados em alta resolução (ITRC, 2019). Essas ferramentas são inseridas no subsolo com o uso de uma perfuratriz mecanizada equipada com sistema de cravação direta (*direct push*). Os métodos de sondagem e recuperação de solo foram

descritos no item 1. Durante a descida da sonda, dados são adquiridos em escala centimétrica, permitindo avaliar a permeabilidade do meio em escala adequada para caracterização das heterogeneidades.

A sonda HPT geralmente é acoplada ao sensor de condutividade elétrica (EC), mas pode ser acoplada a diferentes ferramentas, sensores ou módulos. Além do EC, alguns módulos atualmente disponíveis no mercado são: de amostragem discreta de água subterrânea (*Waterloo Advanced Profiling System – APS*; *Hydraulic Profiling Tool Groundwater Sampler/Profiler – HPT GWS/GWP*); e ferramentas para mapeamento dos contaminantes (*Membrane Interface Probe – MIP*; *Optical Image Profiler – OIP*; e *Laser Induced Fluorescence – LIF*). Os módulos de alta resolução para caracterização da contaminação serão abordados em maior detalhe no **Capítulo 14.3**.

A **Figura 14.2-21** apresenta os aspectos construtivos básicos da ferramenta HPT da Geoprobe Systems®.

Figura 14.2-21: Configuração do sistema para perfilagem HPT



Fonte: Adaptada de Geoprobe (c2025)

Notas:

A: Cravação da ferramenta por *direct push* e acompanhamento dos resultados em tempo real em superfície.

B: Detalhe para ferramenta HPT (versão com sensor EC acoplado), o transdutor de pressão é posicionado no interior da sonda.

C: Detalhe para módulo de superfície (I – Computador; II – Instrumento de campo: conversor de sinal analógico dos sensores para digital; e III – Módulo de fluxo: controle de vazão de injeção e leitura de pressão da linha).

Em linhas gerais, a ferramenta do tipo HPT é utilizada para o mapeamento das heterogeneidades relacionadas à permeabilidade do meio físico (McCall, 2011). Essa caracterização em alta resolução do meio físico possibilita/auxilia: a identificação de caminhos preferenciais de fluxo de contaminantes e níveis de armazenamento ou confinantes; a identificação de intervalos ideais para instalação de filtros de poços de monitoramento; a implementação e otimização de sistemas de remediação, entre outras atividades que podem auxiliar na interpretação e construção do modelo hidroestratigráfico da área de estudo.

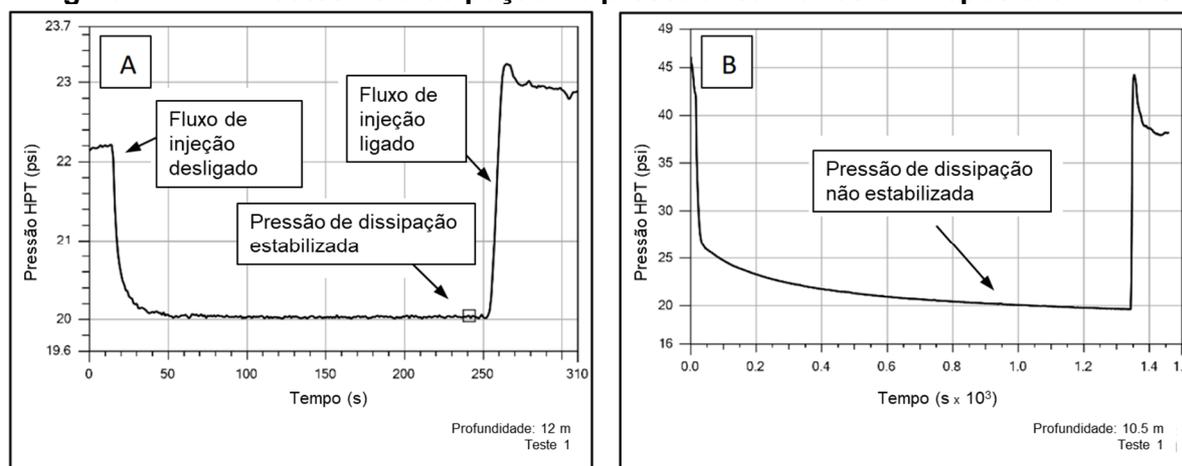
Antes do início de cada ensaio de HPT, aferições da acurácia do equipamento devem ser realizadas. Para isso, medidas de coluna d'água acima do sensor de pressão com e sem fluxo de injeção são comparadas com dados de referência (Geoprobe Systems, 2015). Nessa etapa, medidas de pressão atmosférica são registradas.

A perfilagem HPT é realizada mediante o avanço da sonda no solo à velocidade de 2 cm/s com injeção de água mineral, destilada ou deionizada (a ser definida de acordo com os objetivos do projeto) no interior da formação a uma vazão de 200 mL/min a 300 mL/min por meio da porta de injeção. Um transdutor de pressão posicionado no interior da sonda realiza

a medição da pressão total necessária para injetar a água na formação, enquanto um controlador de fluxo em superfície monitora a taxa de fluxo de injeção. Esses dados são armazenados em um computador. Como resultado das medições, são gerados dois gráficos em tempo real de profundidade (eixo y), por pressão e fluxo injetado (eixo x) (Geoprobe Systems, 2015).

Durante a perfilagem, um ou mais testes de dissipação devem ser realizados. Esses testes têm como objetivo avaliar a pressão hidrostática em intervalos discretos e determinar o nível de água estático, possibilitando também a estimativa da condutividade hidráulica (K) do perfil avaliado. Os testes de dissipação devem ser realizados abaixo do nível d'água e apresentam resultados melhores em zonas de alta permeabilidade (valores de K maiores que 10^{-5} cm/s), nas quais a pressão de injeção dissipa-se rapidamente quando o fluxo é interrompido. A **Figura 14.2-22** apresenta dois testes de dissipação realizados em zona arenosa (A) e argilosa (B) (McCall; Christy, 2020).

Figura 14.2-22: Testes de dissipação de pressão realizados em depósitos fluviais



Fonte: Adaptada de McCall e Christy (2020).

Notas:

- A** – Teste realizado camada arenosa - pressão de dissipação estabiliza rapidamente e produz dado confiável.
- B** – Teste realizado em camada argilosa - pressão de dissipação não se estabiliza mesmo após longo intervalo de tempo e não é capaz de gerar dados confiáveis para a avaliação da piezometria do perfil

A perfilagem HPT é encerrada em profundidade pré-definida pela equipe do projeto ou em superfície impenetrável. A profundidade máxima de penetração depende das características geológicas do meio, mas na grande maioria dos projetos, o limite de profundidade é atingido por volta de 20 m a 30 m (McCall; Christy, 2020).

Os dados gerados no perfil do HPT representam a pressão total (P_t) de injeção da água medida pelo teste em determinada profundidade. Esse valor representa a soma da pressão atmosférica ambiente (P_{atm}), da pressão hidrostática (P_{hydro}) e da pressão necessária de injeção da água na formação (P_c). Conforme mencionado anteriormente, a pressão atmosférica é determinada no momento da calibração do equipamento, anteriormente ao início do teste. Já a pressão hidrostática é definida por meio do(s) teste(s) de dissipação realizado(s) no decorrer do ensaio. A pressão real necessária para injetar a água na formação, também chamada de “pressão corrigida” (P_c), é calculada utilizando a **Equação 9**:

$$P_c = P_{total} - (P_{hydro} + P_{atm}) \quad (9)$$

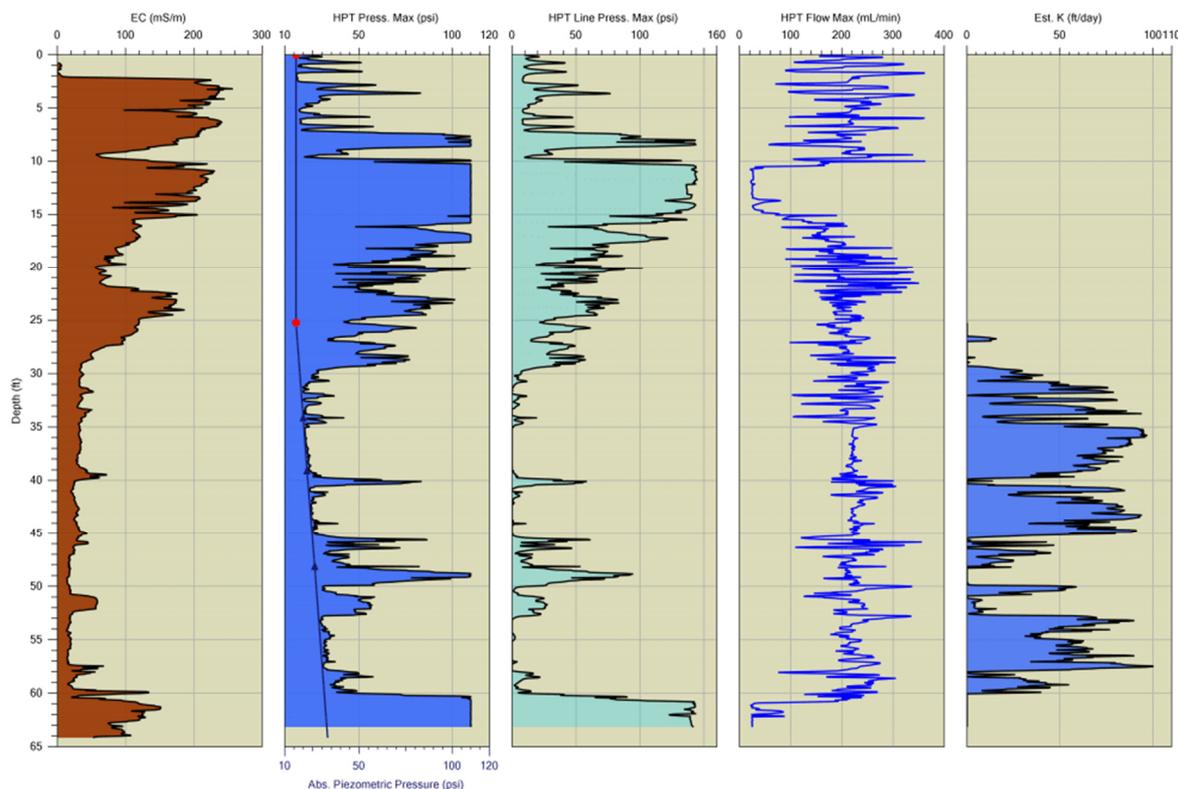
A partir dos dados da “pressão corrigida” (P_c) e da taxa de fluxo do HPT (Q), é possível gerar os valores de condutividade hidráulica (K) estimada, utilizando o *software DI Viewer*® da

Geoprobe System, que emprega um modelo empírico (**Equação 10**) desenvolvido pela própria *Geoprobe System* (McCall, 2010, 2011; McCall; Christy, 2010):

$$K_{\text{estimado}} = 21,14 \times \ln\left(\frac{Q}{P_c}\right) - 41,71 \quad (10)$$

A **Figura 14.2-23** apresenta um perfil típico obtido a partir da ferramenta HPT acoplada com EC.

Figura 14.2-23: Resultados típicos de HPT



Fonte: Geoprobe Systems (c2025).

Notas:

Gráficos de condutividade elétrica (EC), pressão de injeção HPT com o perfil de pressão piezométrica absoluta traçado, taxa de fluxo HPT e condutividade hidráulica (K) estimada. Os três triângulos inferiores na linha de pressão piezométrica absoluta no segundo gráfico representam pontos de medição de pressão hidrostática. O ponto de inflexão (ponto vermelho) na linha de pressão piezométrica absoluta é o nível d'água estimado.

É importante salientar que a condutividade quantitativa fornecida pelo HPT é um modelo empírico desenvolvido pela *Geoprobe System* (McCall, 2010, 2011; McCall; Christy, 2010) e não deve ser admitida como condutividade real da formação. Esses modelos possuem limitações quanto à aferição de condutividades hidráulicas menores que 3×10^{-5} cm/s e maiores 3×10^{-2} cm/s. Essas condutividades devem ser comparadas e correlacionadas a testes pontuais de condutividade hidráulica realizados em cada área de estudo.

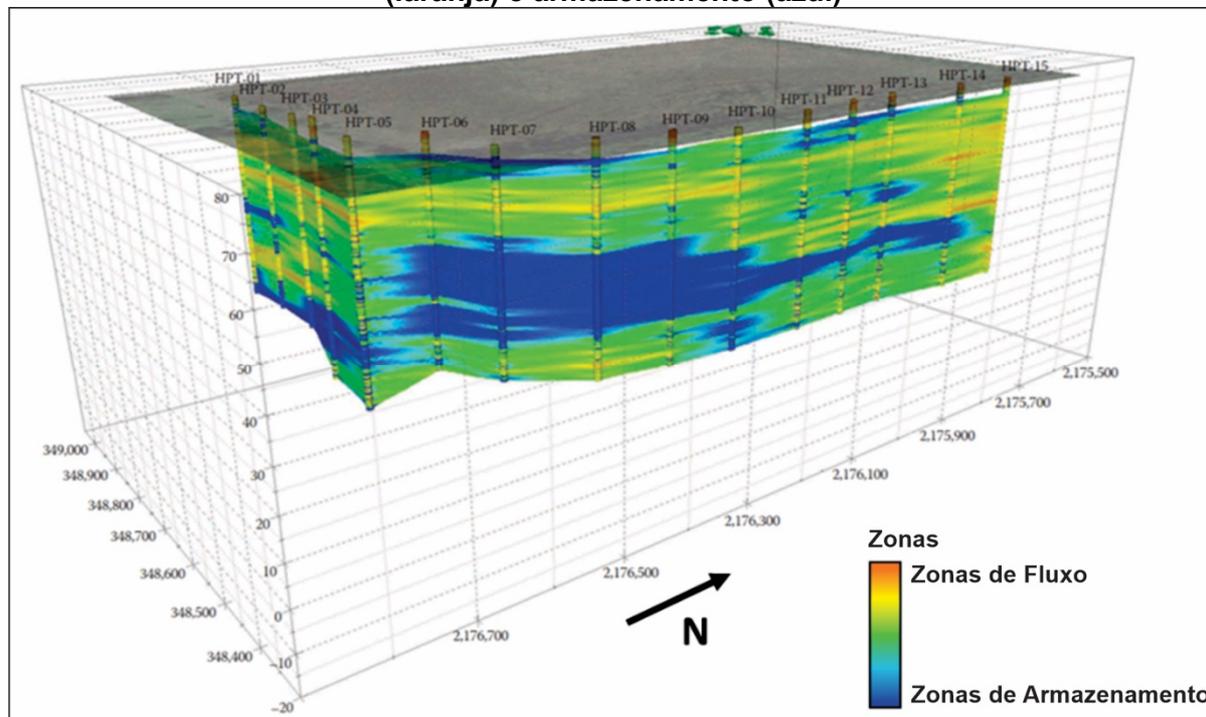
O modelo desenvolvido para o cálculo de condutividade deve ser utilizado como comparativo e possui níveis aceitáveis de assertividade. Isso se deve ao fato de que o modelo utilizou diversos logs de HPT e resultados de ensaios de condutividade hidráulica pontual (*slug tests*) de poços temporários de amostragem de água subterrânea e poços instalados utilizando *direct push* em intervalos discretos. De acordo com os autores (McCall, 2010, 2011; McCall; Christy, 2010), o modelo final apresentou r^2 próximo de 0,9 entre os logs HPT e os resultados dos ensaios pontuais entre o limite de 10^{-5} e 10^{-2} cm/s. Para formações com condutividades menores que 10^{-5} cm/s, o CPT (item 2) pode fornecer dados mais assertivos que o HPT.

Para compreensão do modelo conceitual da área, sugere-se que os ensaios de HPT sejam realizados lado a lado, em seções transversais (*transects*) ao fluxo da água subterrânea. Após

aquisição dos dados, é necessário avaliar os logs tridimensionalmente, para conceptualização das zonas de fluxo, armazenamento e lenta advecção.

A Figura 14.2-24 apresenta um modelo 3D obtido por meio de HPT.

Figura 14.2-24: Seção 2D posicionada em modelo 3D ilustrando zonas de fluxo (laranja) e armazenamento (azul)



Fonte: Adaptado de Suthersan *et al.* (2016).

Interpretações relacionadas à hidroestratigrafia do *site* a partir de dados de HPT são possíveis quando confrontadas com dados de perfis de sondagem e de EC. O principal método para confirmar a validação dos resultados e interpretações dos logs obtidos pela ferramenta HPT relacionadas à litologia, consiste na amostragem e descrição de solo (McCall *et. al.*, 2017).

De maneira complementar, o sensor EC auxilia no entendimento das características litológicas da formação ou mesmo na identificação de águas salobras ou cunhas salinas. Níveis mais argilosos tendem a apresentar valores de EC e P_c maiores que níveis arenosos (McCall, 2011). Contudo, areias cimentadas e argilas fraturadas podem apresentar valores anômalos negativamente e positivamente de P_c , respectivamente. Adicionalmente, areias com minerais com íons livres, podem apresentar EC maiores que o esperado para areias.

Conforme mencionado anteriormente, existem variações nas interpretações dos padrões de sinais de pressão e EC relacionados a litologias. Dessa forma, as interpretações desses logs devem ser validadas pela amostragem de solo. Uma vez que o padrão de HPT é reconhecido e associado à litologia, pode-se inferir a continuidade lateral das camadas geológicas pelos logs de HPT, sem necessidade da realização de amostragem de solo nesses pontos.

Em suma, o HPT apresenta como vantagens a capacidade de mapear contrastes de permeabilidade com resolução vertical de 2 cm a 3 cm com rapidez e praticidade. Esse fato permite a interpretação dos dados e tomada de decisão em tempo real, além da possibilidade de estimativa de valores de K (condutividade hidráulica) em múltiplos intervalos discretos. Contudo, a técnica não é capaz de estimar condutividades hidráulicas maiores que $2,7 \times 10^{-2}$ e menores que $3,5 \times 10^{-5}$. Outra limitação do método está relacionada ao avanço da ferramenta em materiais de alta compactação e dureza. Geralmente, as profundidades máximas atingidas pela ferramenta em solo não consolidado variam de 20 m a 30 m.

4. Ensaio de determinação da porosidade total e efetiva

A porosidade é fator chave para a avaliação de mecanismos de fluxo e transporte de fluidos em zonas saturada e não saturada.

De forma simplificada, a porosidade é a relação entre o volume de vazios e o volume total de uma amostra. A porosidade total, quando aplicada ao solo ou a um aquífero, portanto, é a relação entre o seu volume de poros (vazios) e o volume total (volume de grãos somado ao volume de poros). Já a porosidade efetiva é a relação entre o volume de poros interconectados, ou seja, o volume de poros que permitem a passagem de fluidos dentro da formação. As **Equações 11** (porosidade total) e **12** (porosidade efetiva) apresentam a definição da porosidade total (a) e efetiva (b).

$$n = (V - V_s) / V = V_p / V \quad (11)$$

$$n_e = V_{pe} / V \quad (12)$$

Onde:

n = porosidade total

n_e = porosidade efetiva

V = volume da amostra

V_s = volume de sólidos

V_p = volume poroso

V_{pe} = volume poroso interconectado

A porosidade está relacionada às características texturais e estruturais do meio geológico. Os fatores texturais e estruturais são influenciados pelo ambiente deposicional e pelos processos sofridos pela formação ao longo do tempo. Os fatores texturais e estruturais que influenciam na porosidade dos meios geológicos são: empacotamento, arredondamento, esfericidade, seleção granulométrica, compactação, cimentação, dissolução e fraturamento. Devido à sua correlação com o meio geológico e os processos sofridos por ele, pode-se inferir que a porosidade tenha menores variações dentro de uma mesma unidade hidroestratigráfica do que entre unidades hidroestratigráficas diferentes.

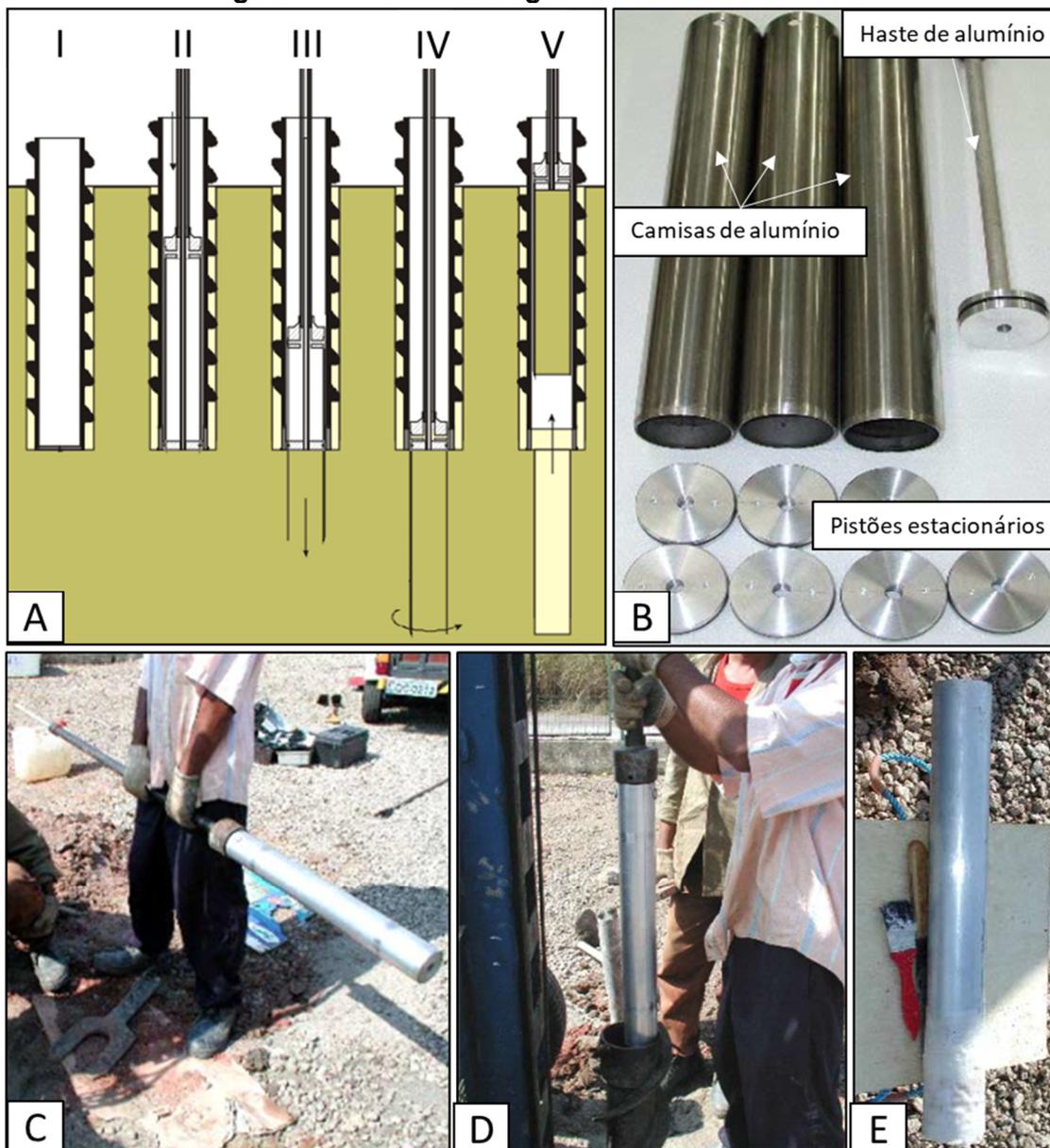
Os poros podem ser classificados conforme sua gênese, morfologia ou tamanho (Schmidt; McDonald, 1979; Teixeira *et al.*, 2017). A gênese classifica os poros entre primários e secundários. Os poros formados concomitantemente ao material geológico (sindeposicionais) são classificados como poros primários. Um exemplo de processo formador de poros primários é a deposição sedimentar. Os poros formados posteriormente ao material geológico (pós-deposicionais) são classificados como poros secundários. Exemplo de processos formadores de poros secundários são fraturamento, diluições etc. A morfologia classifica os poros em intergranular, intragranular, móldico, de fratura ou de encolhimento da matriz. A classificação por tamanho divide a porosidade entre micro e macroporos. Os microporos são os poros menores que 0,0050 mm (50 µm) e os macroporos são poros maiores que 0,050 mm (50 µm). A classificação por tamanho é a classificação utilizada nos ensaios de determinação da porosidade total e efetiva.

Os ensaios de determinação de porosidade devem ser realizados buscando a maior representatividade possível do meio a ser analisado. Para isso, a amostra a ser coletada deve ser indeformada, apresentando as condições mais próximas de empacotamento, compactação, trama e fábrica dos grãos da formação.

Para a coleta de amostras com estrutura indeformada, são utilizados comumente amostradores tubulares ou o método do bloco parafinado. Os amostradores tubulares são os mais utilizados, pois são ferramentas versáteis na amostragem de solo, que permitem coletar amostras superficiais e subsuperficiais. Dentre os amostradores

tubulares para coleta de amostras indeformadas destacam-se: o amostrador de Uhland e o amostrador tipo Shelby. A **Figura 14.2-25** ilustra a amostragem de solo indeformado.

Figura 14.2-25: Amostragem de solo indeformado



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

No laboratório, segundo a metodologia da (Teixeira *et al.*, 2017), a porosidade é calculada com base no peso da amostra em três diferentes condições (o peso *in natura* é utilizado para determinação da umidade da amostra):

- **Peso *in natura* (P1)** – a amostra é pesada assim que chega ao laboratório, com a umidade natural da amostra.
- **Peso saturado (P2)** – a segunda etapa do procedimento compreende a saturação da amostra por meio do seu contato com uma bandeja com água, preenchendo-se seus macroporos e microporos.
- **Peso na mesa de tensão (P3)** – a terceira etapa compreende a retirada de água dos macroporos da amostra pela mesa de tensão. Apenas os microporos permanecem preenchidos por água (etapa III).

- Peso seco (P4) – amostra é submetida à temperatura de 105 °C em uma estufa, fazendo com que a água restante nos microporos seja removida (etapa IV).

Com base na diferença do peso nas três condições, é calculada a porosidade da amostra de solo. Nessa metodologia, são reportados os volumes percentuais de porosidade total, de microporos (menores que 50 µm) e de macroporos (maiores que 50 µm). Estes últimos são interpretados, nesse método, como a porosidade efetiva da amostra. As fórmulas para obtenção da porosidade total, microporosidade e macroporosidade são apresentadas nas **Equações 13** (porosidade total), **14** (macroporosidade) e **15** (microporosidade).

$$(P2 - P4) \times 100 / \text{volume do cilindro} \quad (13)$$

$$(P2 - P3) \times 100 / \text{volume do cilindro} \quad (14)$$

$$(P3 - P4) \times 100 / \text{volume do cilindro} \quad (15)$$

*O P1 é utilizado para o cálculo de umidade da amostra.

Para efeitos de comparação com as análises realizadas nas diferentes granulometrias de solo, a **Tabela 14.2-6** (Johnson, 1967; Freeze; Cherry, 1979) apresenta valores estimados de porosidade total e efetiva, respectivamente. Destaca-se que esses valores são estimativas e devem ser utilizados apenas como valores comparativos.

Tabela 14.2-6: Valores estimados de porosidade total e efetiva para depósitos inconsolidados

Material	Porosidade total (%)	Porosidade efetiva (%)
Argila	40-70	0,00 a 0,005
Silte	35-50	0,03 a 0,19
Areia fina	25-50	0,10 a 0,28
Areia média		0,15 a 0,32
Areia grossa		0,20 a 0,35
Cascalho fino	25-40	0,21 a 0,35
Cascalho médio		0,13 a 0,26
Cascalho grosso		0,12 a 0,26

Fonte: Modificado de Freeze & Cherry, 1979; Johnson, 1967

5. Determinação da potenciometria ou fluxo de água nas zonas vadosa e saturada

O meio em subsuperfície divide-se em duas zonas horizontais, de acordo com a proporção relativa de água nos poros: zona não saturada ou vadosa (existência de ar nos poros e pequena ou ausente concentração de água nos poros) e zona saturada (poros preenchidos completamente por água).

5.1. Fluxo da água subterrânea na zona vadosa

A água subterrânea pode ser encontrada na zona vadosa, acima da superfície potenciométrica. Essa zona tem papel crítico ao regular a infiltração de água e/ou contaminantes a partir da superfície. Ela é a porção do solo mais comumente alterada pelas construções, pelo cultivo agrícola etc.

O solo da zona vadosa abriga um sistema trifásico formado por água, gases e partículas dos minerais do solo. Esse sistema ainda pode apresentar interação adicional, relacionada à tensão superficial entre a água e o gás (ar).

A capacidade de retenção ou transporte da água na zona vadosa é definida pela energia ou pela pressão da água em relação ao poro da matriz em que está inserida. O potencial de água no solo (Ψ) define a energia necessária para a água permanecer retida ou ser capaz de deslocar uma partícula infinitesimal de água e se movimentar. Esse potencial pode ser calculado pela seguinte equação (**Equação 16**):

$$\Psi = \Psi_g + \Psi_o + \Psi_m \quad (16)$$

Onde:

Ψ = potencial de água

Ψ_g = potencial gravitacional, relacionado ao potencial gravitacional da partícula de água

Ψ_o = potencial osmótico, relacionado à composição química da água

Ψ_m = potencial mátrico, relacionado à força de adesão da água às partículas do solo

Dentro da equação, a componente mátrica representa os efeitos de adesão e capilaridade nos poros do solo, bem como a tensão superficial. Esse é um efeito importante se os espaços intersticiais do solo forem considerados como um sistema infinito de diversos sistemas capilares, interligados ou não. A interação dos fluidos nesses capilares é governada pela relação entre a umidade (residual e de saturação) e a sucção, determinando a ocorrência dos fenômenos de adsorção e capilaridade, que, por sua vez, levam ao umedecimento ou secagem do solo, influenciando diretamente os principais processos de transporte. Quanto mais seco o solo, maior a energia necessária para que a água se mova dentro desse meio.

De modo geral, é possível afirmar que a zona vadosa apresenta valores de potencial de pressão de água no solo negativos; a franja capilar, pressão zero; e a zona saturada, valores positivos.

O fluxo em meios não saturados pode ocorrer em macroporos ou microporos, os quais podem ser arrançados em diferentes geometrias, contínuas ou descontínuas, regulares ou irregulares. Os macroporos, oriundos de bioturbações e fraturamentos, apresentam tamanho maior que 0,05 mm e podem determinar sistemas contínuos interconectados, uma vez que criam mais espaços vazios que o arcaçouço granular dos minerais no solo. Já os condutos irregulares ocorrem em camadas com elevada capacidade de umidificação que estejam em contato com camadas contrastantes. As camadas contrastantes determinam os desvios da água subterrânea e a concentração do fluxo

em relação à direção preferencial de transporte, causando variações na condutividade hidráulica.

O fluxo da água subterrânea na zona vadosa também pode ser resultado de fluxos instáveis de água, os quais, mesmo em um meio isotrópico, podem aumentar as taxas de fluxo de maneira significativa. Isso pode ocorrer por conta de contrastes texturais, pela hidrofobicidade (repelência à água) e por conta do aprisionamento de ar. Esses fluxos locais acabam determinando regiões com maior umidade, facilitando a criação de meios mais condutores dentro do próprio material.

Ao contrário da zona saturada, a qual tem sua condutividade regida pela Lei de Darcy, na zona não saturada o fluxo é governado por equações diferenciais de continuidade (Darcy-Buckingham).

Um dos transportes mais conhecidos da água na zona vadosa é o transporte vertical por meio da infiltração na superfície até a zona saturada, denominado recarga do aquífero. A taxa de recarga de um aquífero é um parâmetro que pode contribuir para a compreensão do transporte de solutos e dos processos hidrogeológicos. Para sua avaliação, é importante considerar também os fenômenos associados, como a evapotranspiração e a transpiração da vegetação, que pode ser considerada como um sistema de descarga, influenciando no balanço hídrico final.

5.2. Fluxo da água subterrânea na zona saturada

A zona saturada é limitada em seu topo pela superfície potenciométrica (ou piezométrica), que é a representação da extensão bidimensional, ou uma superfície imaginária, composta a partir dos diferentes níveis estáticos da água subterrânea em aquíferos, que normalmente constituem o nível d'água do aquífero.

Na maioria das situações, a superfície potenciométrica encontra-se abaixo da superfície do terreno. Contudo, quando a superfície potenciométrica se encontra acima da superfície do terreno, caracteriza-se o fenômeno conhecido como artesianismo.

Em aquíferos granulares, a movimentação da água subterrânea se dá em três dimensões. Os vetores de transporte da água subterrânea são resultado das variações no espaço da energia potencial do aquífero. Essa energia potencial é conhecida como carga hidráulica.

As cargas hidráulicas são elevações das superfícies potenciométricas medidas a partir de um Datum único. O Datum mais utilizado é o nível do mar. Apesar de existir uma teoria matemática para a definição da carga hidráulica, ela representa simplesmente a altura do nível d'água em referência ao Datum utilizado. No caso de um poço de monitoramento, ela representa a carga de pressão (H_p = coluna d'água do poço de monitoramento) e carga de elevação (H_e = distância da base do filtro até o Datum). A **Figura 14.2-26 A** apresenta esquematicamente a H_p e a H_e .

No gerenciamento de áreas contaminadas, as cargas hidráulicas são medidas por meio de poços de monitoramento, piezômetros e ferramentas de alta resolução. A carga de pressão é medida no poço de monitoramento (H_p) pela espessura da coluna d'água. A carga de elevação (H_e) é medida indiretamente por equipamentos de topografia, que medem a distância do topo do tubo até o Datum, utilizando estação total ou GPS diferencial. Ferramentas de alta resolução obtêm a carga hidráulica pela pressão da coluna d'água e atmosférica (detalhado no item 3.1.2). A **Figura 14.2-26 B** ilustra trabalhos de campo de levantamento topográfico.

As cargas hidráulicas semelhantes podem ser representadas por linhas equipotenciais ou linhas potenciométricas. O agrupamento dessas linhas constitui uma superfície, que, por sua vez, é utilizada para determinar o fluxo da água subterrânea. Isso é possível, pois o fluxo de água subterrânea é condicionado principalmente pela componente gravitacional, relacionada à carga hidráulica. O fluxo da água na zona saturada se dá

do ponto da maior para a menor carga hidráulica, portanto, perpendicularmente às linhas equipotenciais. Para a análise do fluxo da água subterrânea, deve ser considerada a variação da carga hidráulica no mesmo aquífero (fluxo horizontal), assim como entre aquíferos (fluxo vertical). A **Figura 14.2-26 C** ilustra as linhas potenciométricas em um mapa potenciométrico e a superfície potenciométrica.

É importante considerar que, dentro de uma determinada área pode haver diversos sistemas de fluxos de água subterrânea e fatores que influenciam na potenciometria. Podem ocorrer variações locais, intermediárias ou regionais no mesmo nível ou entre diversos níveis dos aquíferos. Alguns condicionantes externos que podem influenciar na potenciometria são: litologia, rios, lagos, mares ou até mesmo efeitos antrópicos, via bombeamento ou recarga.

Para o melhor entendimento do fluxo da água subterrânea, atualmente são utilizados modelos numéricos. A **Figura 14.2-26 B** ilustra um modelo numérico para modelagem da carga hidráulica e fluxo da água subterrânea. Contudo, a Lei de Darcy ainda é muito utilizada e pode descrever, aproximadamente, o fluxo e velocidade da água subterrânea na maioria das geologias encontradas nos aquíferos, com exceção de argilas muito compactas e meios fraturados. A Lei de Darcy e a velocidade da água subterrânea para uma dimensão é descrita nas **Equações 17 e 18**, respectivamente.

$$Q = - KiA \quad (17)$$

$$V = - (K/nef) i \quad (18)$$

Onde:

Q = taxa volumétrica de fluxo

K = condutividade hidráulica

i = gradiente hidráulico

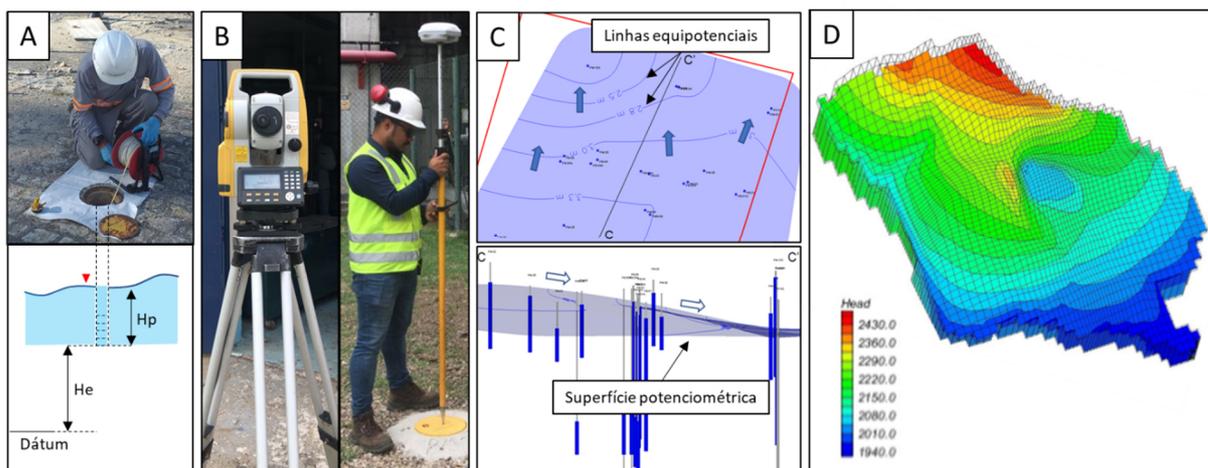
A = área total da seção transversal perpendicular à direção do fluxo

V = velocidade da água subterrânea

Nef = porosidade efetiva

A Lei de Darcy é uma aproximação para o cálculo do fluxo da água subterrânea, considerando fluxos laminares isotrópicos em meios homogêneos, por meio da advecção. Contudo, os meios geológicos são heterogêneos, e variações de condutividades hidráulicas ocorrem centimetricamente, tornando o fluxo anisotrópico e contribuindo para variações centimétricas da velocidade da água subterrânea. Dessa forma, ressalta-se a importância da caracterização do meio físico em alta resolução atrelado ao uso de modelos numéricos para o melhor entendimento do fluxo da água subterrânea.

Figura 14.2-26: Potenciometria e fluxo da água subterrânea



Fonte: Foto dos autores (2019)

Notas:

A Medição de nível d'água.

B Levantamento topográfico (estação total e DGPS).

C Mapa potenciométrico e superfície potenciométrica.

D Modelo numérico de fluxo de água subterrânea.

Referências

ABGE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL. **Manual de sondagens: reconhecimento do subsolo por trado, percussão e rotativa**. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 132 p.

ABNT. **NBR 6484**: solo: sondagem de simples reconhecimento com SPT: método de ensaio. 2.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2020.

ABNT. **NBR 9820**: coleta de amostras indeformadas de solos de baixa consistência em furos de sondagem – procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ABNT. **NBR15492**: sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental: procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 2007a.

ABNT. **NBR15496-1**: Poços de monitoramento em aquíferos granulares – Parte 1: projeto e construção. Rio de Janeiro: ABNT, 2007.

AMS. **9410 VTR**. American Falls, USA: AMS, c2025. Disponível em: https://www.ams-samplers.com/powerprobes/9400-series/9410-vtr/?srsltid=AfmBOorAflEfsLeS35SywQvBpJ3F_6dj2QbCuzGqmR0TkCI9E4jpBFAo. Acesso em: maio 2025.

AMS. **Environmental Sampling Products Catalog**. Idaho Falls, ID: AMS, Inc., 2019b. Acesso em: maio 2025.

AMS. **Hollow Stem Auger Systems – Technical Specifications**. Idaho Falls, ID: AMS, Inc., 2019a. Acesso em: maio 2025.

ASTM International. **ASTM D3441-16**: standard test method for mechanical cone penetration testing of soils. West Conshohocken, PA: ASTM, 2025.

ASTM International. **ASTM D6282/6282M-14**: standard guide for direct push soil sampling for environmental site characterizations. West Conshohocken, PA: ASTM, 2023. Designation: DOI: 10.1520/D6282_D6282M-14.

ASTM International. **ASTM D5784/D5784M-18**: standard guide for use of hollow-stem augers for geoenvironmental exploration and the installation of subsurface water quality monitoring devices. West Conshohocken, PA: ASTM, 2025. DOI: 10.1520/D5784_D5784M-18.

BINKHORST, G. K.; ROBBINS, G. A. **Conducting and interpreting slug tests in monitoring wells with partially submerged screens**. Groundwater, Ohio, 1998. v. 36, n. 2, p. 225-229.

BOART LONGYEAR. **Drilling services**: sonic drilling. Utah, US: BOART LONGYEAR, c2025. Image gallery. Disponível em: <https://www.boartlongyear.com/drillingservice/sonic-drilling/>. Acesso em: maio 2025.

BOLINELLI JUNIOR, Hermes Luiz. **Piezocone de resistividade**: primeiros resultados de investigação geoambiental em solos tropicais. 2004. 167 p. Dissertação (Mestrado em engenharia industrial) – Faculdade de Engenharia, UNESP, Bauru, 2004. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/entities/publication/b8cd3d41-699a-440a-b627-1ab09c309a35>. Acesso em: maio 2025.

BOUWER, H.; Rice, R. C. **A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells**. Water Resource. 1976. Res. 12(3): 423–428.

BUTLER, J. J. Jr. **Slug tests in site characterization: Some practical considerations**. Environ. Geosci. 1996a. 3(3): 154–163

BUTLER, J. J. Jr. **The Design, Performance, and Analysis of Slug Tests**. Boca Raton: CRC Press, 1996b, 256 p.

BUTLER, J. J.; JEWELL, K. **Expedited site assessment tools for underground storage tank sites**: a guide for regulators Washington, DC: EPA, c2025. (EPA 510-B-97-001, March 1997 and EPA 510-B-16-004, October 2016). Disponível em: <https://www.epa.gov/ust/expedited-site-assessment-tools-underground-storage-tank-sites-guide-regulators>. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Decisão de Diretoria nº 38/2017/C, de 7 de fevereiro 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 [...]. Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, n. 127, n. 28, p. 47-52, 10 fev. 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-038-2017-C.pdf>. Acesso em: maio 2025.

CLU-IN. **High-Resolution Site Characterization (HRSC)**. Washington, DC: CLU-IN, [2021]. Disponível em: <https://clu-in.org/characterization/technologies/hrsc/>. Acesso em: maio 2025.

DAVIES, M. P.; CAMPANELLA, R. G. **Piezocone Technology: Downhole Geophysics for the Geoenvironmental Characterization of Soil**. In: SYMPOSIUM ON THE APPLICATION OF GEOPHYSICS TO ENGINEERING AND

ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1995, Orlando, Florida. **Proceedings** [...]. Denver, CO: Environmental and Engineering Geophysical Society, 1995. p. 171-180.

EIJKELKAMP. 2018. **Sonic drilling, how does it work**. Informativo operacional. <https://www.royaleijkelkamp.com/knowledge-hub/articles/understanding-sonic-drilling/>
<https://www.royaleijkelkamp.com/knowledge-hub/articles/?page=1>
<https://www.royaleijkelkamp.com/projects/>

ELLIS, R. G. **Electromagnetic Methods in Applied Geophysics: Volume 1, Theory**. Tulsa, OK: SEG – Society of Exploration Geophysicists, 1993.

FETTER, C. W. **Contaminant Hydrogeology**. 2nd ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2001.

FETTER, Charles Willard. **Applied hydrogeology**. Long Grove: Waveland Press, 2018.

FREEZE, R; A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. New Jersey: Prentice Hall, 1979. Disponível em: <https://archive.org/details/groundwater-freeze-and-cherry-1979/mode/2up>. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **Geoprobe® Hydraulic Profiling Tool (HPT) System: standard operating procedure**. Salina, KS: Geoprobe Systems, 2015. 22 p. (Technical Bulletin No. MK3137). Disponível em: https://geoprobe.com/sites/default/files/pdfs/HPT_SOP_mk3010_0115_0.pdf. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **HTP overview**. Salina, Kansas: Geoprobe Systems, c2025. Disponível em: <https://geoprobe.com/direct-image/hpt-hydraulic-profiling-tool>. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **HTP overview**. Salina, KS: Geoprobe Systems, c2025. Disponível em: <https://geoprobe.com/direct-image/hpt-hydraulic-profiling-tool>. Acesso em: maio 2025.

GEOSONIC. **Sonic drilling: technique advantages**. Alcoa, UK: Geosonic Drilling, c2025. Disponível em: <http://www.geosonicdrilling.co.uk/sonic-drilling/>. Acesso em: maio 2025.

HOLOCENE DRILLING. **Sonic drilling: geoprobe**. Puyallup, WA: HOLOCENE DRILLING, c2025. Equipment. Disponível em: <https://holocenedrillinginc.com/equipment/sonic-drilling/>. Acesso em: maio 2025.

HORST, M. M.; CASTRO, P. T. A.; CÉSAR, M. L. **Avaliação de unidades hidroestratigráficas com base no transporte de solutos**. *Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental*, v. 7, n. 2, p. 94–112, 2017.

HVORSLEV, H.J. **Time Lag and Soil Permeability in Groundwater Observations**. U.S. Army. Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Bulletin n. 36. 1951.

ITRC. **Integrated DNAPL site characterization and tools selection**. DNAPL Site Characterization Team. Washington, DC: ITRC, 2015. 381 p. (Guidance Document. ISC-1). Disponível em: https://projects.itrcweb.org/DNAPL-ISC_tools-selection/Content/Resources/DNAPLPDF.pdf. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Implementing advanced site characterization tools**. Washington, D.C.: ITRC, 2019. 328 p. (Technical/Regulatory Guidance). Disponível em: https://asct-1.itrcweb.org/asct_full_pdf_12_15_19.pdf. Acesso em: maio 2025.

JOHNSON, A. J. **Specific yield**: compilation of specific yields for various materials: hydrologic properties of earth materials. Denver, CO: U.S. Geological Survey, 1967. 80 p. (Geological Survey Water Supply Paper 1662-D). Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/publication/wsp1662D>. Acesso em: maio 2025.

KRAUSE, F. F., COLLINS, H. N., NELSON, D. A.; MACHEMER, D. S.; FRENCH, P. R. **Multiscale anatomy of a reservoir: Geological characterization of Pembina-Cardium pool, west-central Alberta, Canada**. AAPG Bulletin, McLean, VA, v. 71, n. 10, p. 1233-1260, 1987.

LANDA, E. R.; NIMMO, J. R. **The life and scientific contributions of Lyman J. Briggs**. Soil Science Society of America Journal, [Madison, Wis.], v. 67, n. 3, p. 681-693, May 2003. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.0681>.

MACIEL FILHO, C. L.; NUMMER, A. V. **Introdução à geologia de engenharia**. 5. ed. rev. ampl. Santa Maria: Editora UFSM, 2014.

MARRANO, A.; IYOMASA, W.; MIYASHIRO, N. J. **Investigações geotécnicas e geoambientais**. In: OLIVEIRA, Antonio Manoel dos Santos; MONTICELI, João Jerônimo (ed.). Geologia de engenharia e ambiental. São Paulo: ABGE, 2018. v. 2, cap. 14, p. 273-312.

MCCALL, W *et al.* 2006. **Use of Direct-Push Technologies in Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring**. In: Nielsen, David M. Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2006. p. 345-471.

MCCALL, W. **Application of the Geoprobe® HPT logging system for geo-environmental investigations**. Salina, Kansas: Geoprobe Systems, 2011. 36 p. (Technical Bulletin No. MK3184). Disponível em: https://geoprobe.com/sites/default/files/storage/pdfs/mk3184_application_of_hpt_for_geo-environmental_investigations_0_0.pdf. Acesso em: maio 2025.

MCCALL, W. **Tech guide for calculation of estimated hydraulic conductivity (Est. K) log from HPT data**. Salina, Kansas: Geoprobe Systems, 2010. 20 p. Disponível em: https://geoprobe.com/sites/default/files/pdfs/tech_guide_estk_v5_0_0.pdf. Acesso em: maio 2025.

MCCALL, W., CHRISTY, T. M; EVALD, M. K. **Applying the HPT-GWS for hydrostratigraphy, water quality and aquifer recharge investigations**. Groundwater Monitoring & Remediation 37, no.1: 78–90. 2017. <https://doi.org/10.1111/gwmmr.12193>

MCCALL, W.; CHRISTY, T. M. **Development of a hydraulic conductivity estimate for the hydraulic profiling tool**. In: NORTH AMERICAN ENVIRONMENTAL FIELD CONFERENCE & EXPOSITION, 2010, Tampa, Florida. **Conference** [...]. Las Cruces, New Mexico: The Nielsen Environmental Field School, 2010.

MCCALL, W.; CHRISTY, T. M. **The hydraulic profiling tool for hydrogeologic investigation of unconsolidated formations**. Groundwater Monitoring & Remediation, Westerville, OH, v. 40, n. 3, p. 89-103, Summer 2020. Disponível em:

<https://ngwa.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gwmr.12399>. Acesso em: maio 2025.

NIELSEN, D. M. **Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring**. 2nd ed. CRC Press, 2006.

NIMMO, J. R. **Vadose water**. In: LIKENS, G. E. (ed.). *Encyclopedia of inland waters*. Oxford, UK: Elsevier, 2009. v. 1, p. 766-777.

NIMMO, J.R. **Aggregation: physical aspects**. In: HILLEL, D. (ed.). *Encyclopedia of soils in the environment*. Amsterdam: Elsevier; London: Academic Press, 2005.

NIMMO, J.R. **Porosity and pore size distribution**. In: HILLEL, D. (ed.). *Encyclopedia of soils in the environment*. Amsterdam: Elsevier; London: Academic Press, 2004.

PAYNE, C. F.; QUINNAN, A. J.; POTTER, T. S. **Remediation Hydraulics**. Boca Raton: CRC Press, 2008. 432 p.

POOLE, J., BROWN, C., & FINLEY, M. **Direct Push Technology for Environmental Investigation and Remediation**. In: Nielsen, D. M. (Ed.), *Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring* (2nd ed., pp. 725–763). CRC Press, 2005.

POOLE, J.; BROWN, C.; FINLEY, M. **Direct Push Technology for Environmental Investigation and Remediation**. In: NIELSEN, D. M. (Ed.). *Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring*. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2006. p. 725–763.

RIYIS, M. T. **Contribuição para investigação de áreas contaminadas com abordagem de alta resolução**. 2019. 162 p. Tese de doutoramento, Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2019.

RIYIS, M. T. **Investigação geoambiental com tomada de decisão em campo utilizando o piezocone de resistividade como ferramenta de alta resolução**. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, 2012. 175 p.

RIYIS, M. T.; DERRITE, R. M.; **Estimativa de massa retida de contaminantes utilizando ferramentas de alta resolução (HRSC)**. *Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental (RBGEA)*. v 5, n° 2, 2015. pp. 38-49.

ROYAL EIJKELKAMP. **Sonic drilling**. The Netherlands: Royal Eijkelkamp, c2025. Disponível em: https://www.royaleijkelkamp.com/products/drilling/sonic-drilling/?gad_source=1&gad_campaignid=17306441752&gbraid=0AAAAADN8bY7XQcOXq_Xz2YQhkw_uOXLXU&gclid=EAlalQobChMljbmOjpfYjQMV4q5aBR3vNzacEAAYASAAEgKg3vD_BwE#content. Acesso em: maio 2025.

SCHMIDT, V.; MCDONALD, D. A. **The role of secondary porosity in the course of sandstone diagenesis**. In: SCHOLLE, P. A.; SCHLUGER, P. R. (ed.). **Aspects of diagenesis: based on symposium [...]**. Tulsa, OK: Society for Economic Paleontologists and Mineralogists, 1979. p. 175-207. (SEPM Special Publication, n. 26). DOI: <https://doi.org/10.2110/pec.79.26.0175>.

SCHWARTZ, F. W.; ZHANG, H. **Fundamentals of Ground Water**. New York: John Wiley & Sons, 2003. 583 p.

SHULTZ, Michael R. *et al.* **Best practices for environmental site management**: a practical guide for applying environmental sequence stratigraphy to improve conceptual site models. Fairfax, Virginia: EPA, 2017. 62 p. (Groundwater Issue. EPA/600/R-17/293). Disponível em: <https://semsub.epa.gov/work/HQ/100001009.pdf>. Acesso em: maio 2025.

SOARES, B.; AGUIAR, M. F. P.; MATOS, Y. M. P.; MARQUES, I. R. **Aplicação do método de Aoki (2013) para determinação da capacidade de carga em estacas considerando o embuchamento no amostrador SPT**. In: ENCONTRO DE INICIAÇÃO À PESQUISA, 20., 2014, Fortaleza. **Encontro** [...]. Fortaleza: UNIFOR, 2014. Disponível em: <https://uol.unifor.br/oul/conteudosite/?uuid=2217EE3CAE5AD6CDEC3667E2AD0D4D58958C061F>. Acesso em: maio 2025.

SUDDICK, E. **Notas de aula**. Departamento de Ciências da Terra. Universidade de Waterloo, Canadá. 2015.

SUTHERSAN, S. S.; HORST, J.; SCHNOBRICH, M.; WELTY, N.; MCDONOUGH, J. **Remediation engineering**: design concepts. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1201/9781315367088>.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. Ampl. Brasília, DF: EMBRAPA, 2017. 577 p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo>. Acesso em: maio 2025.

WINTER, T. C.; HARVEY, J. W.; FRANKE, O. L.; ALLEY, W. M. **Ground water and surface water**: a single resource. Denver, CO: U.S. Geological Survey, 1999. 88 p. (Circular 1139). DOI: <https://doi.org/10.3133/cir1139>. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/publication/cir1139>. Acesso em: maio 2025.

Seção 14.3: Técnicas para a Caracterização da Contaminação

Sumário

1. Métodos Qualitativos de Investigação	3
1.1. Amostradores passivos de vapores do solo	3
1.1.1. Terminologias e definições	4
1.1.2. Espaçamento e profundidade dos pontos de amostragem	6
1.1.3. Período de amostragem	6
1.1.4. Procedimento de instalação	7
1.1.5. Armazenamento	11
1.1.6. Métodos analíticos	11
1.1.7. Branco de viagem	11
1.1.8. Branco de campo	11
1.1.9. Duplicatas	11
1.1.10. Interferentes	12
1.1.11. Alta umidade e áreas alagadas	12
1.1.12. Estruturas enterradas	12
1.1.13. Sistemas de remediação	13
1.1.14. Resultados	13
1.2. Detectores portáteis de campo	14
1.2.1. Analisadores de vapores orgânicos	14
1.2.2. Analisador de vapor de mercúrio	17
1.2.3. Testes de agitação (<i>shake tests</i>)	17
1.2.4. Kits de imunoensaios (<i>Immunoassay</i>)	17
1.2.5. Sistemas de sensores químicos	18
1.2.6. Comparação entre as técnicas e detectores citados	20
1.3. Métodos geofísicos	22
1.3.1. Perfilagem geofísica	22
1.3.2. Geofísica de superfície	30
1.3.3. Comparação entre os métodos geofísicos	37
1.4. Técnicas de alta resolução por cravação contínua	40
1.4.1. Perfilagem óptica (UVOST/ TARGOST/ Dye-LIF; OIP/ OIP-Green) ...	40
1.4.2. <i>Membrane Interface Probe</i> (MIP)	50
1.4.3. Comparação entre as técnicas e detectores citados	55
2. Métodos quantitativos de investigação	57
2.1. Fase livre	57
2.1.1. Visão geral do problema e definição de fase livre (NAPL)	57
2.1.2. Técnicas quantitativas de caracterização de contaminantes em fase livre	58
2.1.3. Comparação entre os métodos quantitativos de caracterização de fase livre	59
2.2. Fase retida	61
2.2.1. Visão geral do problema e definição de fase retida	61
2.2.2. Metodologias de amostragem de solo	61
2.3. Fase dissolvida	78
2.3.1. Visão geral do problema e definição de fase dissolvida	78
2.3.2. Técnicas diretas de caracterização de contaminantes em fase dissolvida	78
2.3.3. Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento	90

2.3.4.	Comparação entre as técnicas quantitativas de caracterização de fase dissolvida	94
2.3.5.	Cromatografia a gás (CG)	96
2.3.6.	Cromatografia a gás/espectrometria de massa (GCMS)	97
Referências	98

As técnicas de investigação apresentadas nesta seção foram divididas em métodos qualitativos e quantitativos. Para efeitos de praticidade, propõe-se que a distinção entre essas técnicas seja feita com base no fato de que a primeira resulta de amostragens passivas ou indiretas dos compartimentos do meio, resultando em dados qualitativos ou semiquantitativos utilizados como métodos de *screening*. Já a segunda, é resultado de uma amostragem ativa dos compartimentos do meio, empregada como uma linha de evidência adicional testada analiticamente fornecendo resultados quantitativos.

1. Métodos Qualitativos de Investigação

Os métodos qualitativos de investigação contemplam tecnologias que permitem investigar o meio físico e/ou a contaminação por meio de uma análise passiva, ou correlação da contaminação com outra propriedade medida. Esses métodos podem ser utilizados em todas as etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC).

O principal objetivo da utilização das técnicas qualitativas de caracterização da contaminação é realizar uma varredura (*screening*) da área de estudo visando a coleta de dados iniciais que possibilitem um melhor direcionamento do escopo para as etapas subsequentes.

Além de direcionar as análises da matriz, as técnicas qualitativas, quando comparadas às técnicas quantitativas de investigação, usualmente permitem otimizar a coleta de informações, investigando maiores porções da área de estudo em menos tempo, refinando o modelo conceitual e diminuindo os custos finais do projeto.

Os principais métodos qualitativos de investigação utilizados no Brasil são: os amostradores passivos de vapores do solo, os detectores portáteis de campo, métodos geofísicos e técnicas de alta resolução por cravação contínua.

1.1. Amostradores passivos de vapores do solo

Há décadas, os amostradores passivos têm sido utilizados para avaliações qualitativas e quantitativas de vapores. Nas décadas anteriores a 2010, eram utilizados para varredura/*screening* em investigações ambientais. Existem diversos tipos de amostradores passivos disponíveis, incluindo de fornecedores nacionais, possibilitando a utilização de tal técnica para complementar as linhas de evidências necessárias para a investigação de uma área.

Na higiene ocupacional, os amostradores passivos de vapores são largamente utilizados. Entretanto, neste documento, abordaremos apenas seu uso para investigações ambientais do tipo varredura/*screening* e mapeamento de pluma de compostos orgânicos voláteis (VOC) e semivoláteis (SVOC) no meio subterrâneo.

Por meio da detecção dos vapores gerados pelos contaminantes VOC ou SVOC, os amostradores passivos e sua análise em laboratório têm suas principais utilizações no mapeamento das plumas de vapores para identificar fontes secundárias e *hot spots* (ASTM D7558) (ASTM International, 2017), além de atuar como linha de evidência para identificar pontos de vazamento, vias preferenciais para intrusão de vapores.

Por se tratar de uma ferramenta de amostragem de vapores, sua representatividade e sensibilidade estão ligadas às concentrações de contaminantes voláteis e alguns semivoláteis presentes na água subterrânea e no solo, bem como a outros fatores discutidos adiante neste documento que possam influenciar na presença de vapores. Assim como qualquer outra técnica de investigação, essa não deve ser utilizada como única linha de evidência. São recomendadas investigações posteriores e/ou a combinação com outras técnicas para as tomadas de decisão.

A amostragem passiva baseia-se na utilização de amostradores compostos por materiais adsorventes, geralmente encapsulados em uma membrana microporosa

hidrofóbica ou malha metálica quimicamente inerte (ASTM D7558, 2017) (ASTM International, 2017). Essa membrana/malha permite a difusão de vapores presentes no meio, mas não permite a passagem de partículas de solo e/ou água (somente para membranas hidrofóbicas). Os amostradores são posicionados em subsuperfície para adsorção de VOC e SVOC presentes na zona não saturada em fase vapor.

Uma das vantagens da amostragem passiva é a não aplicação de pressão negativa (amostragem ativa), que induz o movimento de fluxo de ar. Assim, é uma coleta com menor perturbação no meio e, portanto, mais representativa de uma situação pontual. Além disso, quando se utiliza a amostragem passiva, os fatores de variação temporal das concentrações são minimizados, pois esse tipo de amostragem pode durar de dias a semanas e, assim, a amostra se torna mais representativa do que uma amostra temporalmente pontual (amostragem ativa), e por acumular massa, permite a detecção de massas menores (<LQ). Outra diferença entre a amostragem passiva e ativa é a possibilidade da utilização de amostradores passivos em solo pouco permeável ou que não permita o fluxo de ar, pois não é necessária a remoção ou deslocamento de volumes de ar do solo (advecção) devido ao mecanismo de coleta ser por difusão.

Os resultados das análises laboratoriais dos amostradores fornecem valores de massa dos compostos adsorvidos, que representam de forma quantitativa a presença de contaminação em subsuperfície, mas não permitem a detecção precisa de concentrações dos contaminantes presentes no ar do solo. Os resultados em unidade de massa permitem a avaliação de comparação da presença ou ausência de compostos e do grau ou intensidade de contaminação entre os diferentes pontos de amostragem.

A contaminação detectada pelos amostradores pode estar presente em solo e/ou água subterrânea, e os resultados não refletem necessariamente a posição exata da fase residual e/ou da fase adsorvida, nem da distribuição da contaminação em fase dissolvida, visto que a dinâmica de migração dos voláteis na zona não saturada (vadosa) possui diversas variáveis de influência.

Alguns fornecedores de amostradores procuram demonstrar cálculos de conversão dos resultados em massa para concentração, porém, ainda existem poucos dados que comprovem a eficiência dessa conversão para diversos compostos analisados, que podem ter impactos relevantes nesses cálculos devido à heterogeneidade do meio avaliado e não somente ao tipo de solo.

1.1.1. Terminologias e definições

Para fins deste documento, aplicam-se as seguintes terminologias e definições:

Amostragem ativa: é a amostragem na qual a coleta de ar do solo é realizada utilizando-se bombas de vácuo ou recipientes evacuados. A movimentação do ar ocorre pelo deslocamento ativo (advecção).

Amostragem passiva: neste tipo de amostragem, as substâncias presentes no ar do solo são coletadas em um elemento adsorvente. A movimentação da amostra é dependente apenas da difusão gasosa, gravidade ou qualquer tipo de deslocamento não assistido.

Adsorvente: um sólido ou líquido onde substâncias e outros materiais podem ser coletados pelo fenômeno da adsorção, absorção ou quimissorção.

Adsorção: aderência de átomos, íons ou moléculas no estado gasoso ou líquido em uma superfície de outra substância ou composto.

Ar de solo: atmosfera presente na zona vadosa. Esse ar pode conter gases e/ou vapores presentes no espaço poroso do solo e das rochas não preenchidos pela água.

Ar ambiente: qualquer atmosfera confinada ou não. Pode ser classificado como ar interno ou ar externo ambiente.

Intrusão de vapores: a migração de vapores de substância(s) química(s) volátil(eis) do solo subsuperficial ou água subterrânea particionada para a fase vapor, para um edifício sobreposto ou próximo (ASTM D7663) (ASTM International, 2024).

Vapores: é a fase gasosa de uma substância particionada no estado líquido e gasoso.

Compostos orgânicos voláteis (VOCs): compostos orgânicos com pontos de ebulição tipicamente variando de um limite inferior entre 50 °C e 100 °C, e um limite superior entre 240 °C e 260 °C, em que os limites superiores representam principalmente compostos polares (ASTM D7663) (ASTM International, 2024).

Compostos orgânicos semivoláteis (SVOCs): compostos orgânicos com pontos de ebulição tipicamente na faixa de 240-260 °C a 380-400 °C com compostos polares na faixa mais alta (ASTM D7663) (ASTM International, 2024).

Fraturas: quebra na continuidade mecânica de um corpo de rocha ou solo causada por tensões que excedem a resistência. Inclui juntas e falhas (ASTM D7663) (ASTM International, 2024).

Descontinuidades: interrupção da estrutura típica, no que se refere à homogeneidade de características físicas, mecânicas ou metalúrgicas.

Trincas e rachaduras: Aberturas alongadas que se estendem pelos pisos, paredes ou partes estruturais da construção, como vigas, pilares e lajes, entre 1 mm e 3 mm.

Caminhos preferenciais: uma rota de migração para substâncias químicas de interesse que tem menos restrições ao transporte de ar do solo circundante. Vias preferenciais podem ser naturais (por exemplo, rocha fraturada verticalmente onde as fraturas estão interconectadas) ou artificiais (por exemplo, condutites utilitários, esgotos e poços secos) (ASTM D7663) (ASTM International, 2024).

Substância Química de Interesse (SQI): elementos, substâncias ou produtos químicos considerados de interesse nas etapas do GAC.

Limite de quantificação: é calculado a partir do limite de detecção utilizando a tabela de distribuição *t student*. O limite de quantificação de reporte será sempre o menor ponto da curva de calibração de um processo analítico e deve ser sempre maior que o limite calculado.

Limite de detecção: é a menor quantidade ou concentração de substância ou composto que pode apresentar um sinal em um método de análise. Sua determinação é feita por cálculo estatístico baseado na variação relativa de medições consecutivas de uma determinada concentração.

Hidrocarbonetos Totais de Petróleo (TPH): o TPH é um parâmetro analítico utilizado para representar compostos ou faixas de compostos derivados de hidrocarbonetos de petróleo.

Validade da amostra ou *holding time*: é o período em que uma amostra pode ser armazenada após sua coleta sem que ocorram perdas significativas dos compostos de interesse.

Falso positivo: conclusão falsa da presença de uma condição quando ela de fato não está presente.

Falso negativo: falha em reconhecer a presença de uma condição quando ela está presente.

Zona vadosa: é a região que se estende da superfície até o topo da zona saturada.

Fontes primárias de contaminação: local onde foi gerada a contaminação.

Nível d'água: o topo da zona saturada em um aquífero não confinado (ASTM D7663) (ASTM International, 2024).

1.1.2. Espaçamento e profundidade dos pontos de amostragem

O espaçamento entre amostradores passivos deve ser definido de acordo com os objetivos de investigação de cada área. Nos casos em que as informações da área investigada são escassas, o espaçamento não deve ultrapassar 15 m. O espaçamento da malha de amostragem deve considerar o modelo conceitual desenvolvido para as fontes primárias de contaminação. O espaçamento deve ser compatível com a precisão necessária para a identificação do centro de massa da contaminação (fonte secundária no solo ou *hot spot* na água subterrânea). As evidências indicam que espaçamentos maiores que 5 m não permitem a identificação de forma precisa dos centros de massa da contaminação e, conseqüentemente, o direcionamento de amostragem para a coleta de amostras de solo na zona saturada ou não saturada. Com base em dados e evidências obtidos em etapas anteriores da investigação, essa malha pode ter espaçamentos diferenciados em função dos objetivos e conhecimento de situações específicas. Fontes potenciais lineares, como tubulações subterrâneas e utilidades associadas, devem contar com malhas de amostragem lineares distribuídas ao longo da sua extensão, por exemplo.

De forma geral, a recomendação da profundidade de perfuração dos pontos de amostragem é de pelo menos 1 m (ASTM D7558) (ASTM International, 2017). Apesar disso, a profundidade deve ser definida de acordo com os objetivos da investigação e com as características das fontes primárias e dos mecanismos de liberação das SQIs. Por se tratar de um método comparativo, é imprescindível que todos os pontos de coleta e medição sejam posicionados em profundidades iguais. Por outro lado, quando for possível identificar interferentes que possam bloquear a migração de vapores – como pisos enterrados –, estes devem ser considerados para a determinação da profundidade, e as perfurações deverão ultrapassar essas barreiras, realizando-se as devidas observações na alteração da profundidade de amostragem, com o objetivo de interpretação dos resultados.

As malhas e profundidades definidas, para serem eficientes no mapeamento, devem levar em consideração a origem da contaminação, os mecanismos de liberação e as propriedades do contaminante investigado, pois a capacidade de migração lateral e vertical de cada um deles é distinta.

O tipo de solo também deve ser considerado, pois a porosidade pode influenciar a capacidade de migração lateral e a velocidade da migração tanto vertical como lateral. Quanto menos poroso é o solo, menor é a migração lateral, sendo necessário o adensamento da malha. Além disso, espera-se que a velocidade da migração vertical seja diminuída e, portanto, um período maior de amostragem é necessário. Sendo assim, a descrição do solo por áreas de representação é importante para a interpretação dos resultados, pois uma malha de investigação, em que os resultados serão comparados, pode possuir pontos em materiais com diferentes características que podem interferir na distribuição dos vapores do solo.

1.1.3. Período de amostragem

Usualmente, a duração das amostragens passivas varia em períodos de 7 a 14 dias. Quando houver a informação, os tempos de amostragem podem ser ajustados de acordo com diversas características do meio amostrado e do tipo de contaminante. As principais características são: a heterogeneidade da matriz, o tipo de solo, a umidade do solo, a profundidade da contaminação e a volatilidade dos contaminantes. Combinações desfavoráveis à migração e à presença de contaminantes na fase vapor necessitam de um período maior de amostragem. Além disso, características específicas de cada amostrador e orientações do fabricante/laboratório deverão ser consideradas.

Solos argilosos com pouca permeabilidade exigem um período maior de amostragem. Quando se deseja identificar vapores de uma contaminação na água subterrânea que se encontre muito profunda, também deve ser estabelecido um período de amostragem maior. Períodos maiores de amostragem permitem a detecção de massas menores (LQ).

Os amostradores passivos são constituídos por adsorventes hidrofóbicos e/ou membranas semipermeáveis que bloqueiam a água e não têm sua capacidade de amostragem prejudicada pela presença de água ou umidade. Apesar disso, a umidade e saturação dos poros do solo diminui a difusão de vapores, influenciando o resultado da amostragem. Nessa situação, quanto maior o período de amostragem, melhor será a sensibilidade e a representatividade da amostragem.

Normalmente essas informações não estão disponíveis tão detalhadamente, apesar disso, períodos de sete dias de amostragem têm se mostrado eficientes para a detecção de VOC, compostos clorados e BTEX, e períodos de 14 dias são recomendados para situações em que se deseja identificar compostos menos voláteis como naftaleno e outros PAH ou TPH mais pesados.

1.1.4. Procedimento de instalação

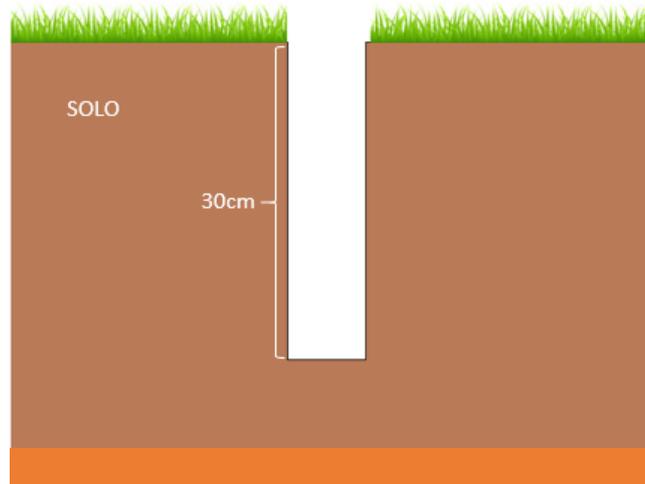
Cada fornecedor pode ter detalhes específicos do uso de seu amostrador passivo. Dessa forma, é necessária a consulta dos manuais de instalação de cada fornecedor anteriormente à instalação dos amostradores. Usualmente, a lista de materiais necessários para a realização da amostragem passiva é:

- ✓ amostradores passivos;
- ✓ sacos zip individuais para acondicionamento de cada amostrador;
- ✓ sacos zip para acondicionamento de batelada de amostradores;
- ✓ tampas de amostragem (quando aplicável);
- ✓ cadeia de custódia;
- ✓ tubo de revestimento do furo, de alumínio ou PVC;
- ✓ papel alumínio ou tampões para vedação superficial;
- ✓ furadeira martetele e brocas de perfuração.

O procedimento de instalação descrito a seguir é um procedimento genérico. Dessa forma, é recomendável que a profundidade e o tempo de amostragem sejam definidos de acordo com as considerações técnicas disponíveis neste documento e nos manuais dos fornecedores.

Etapa 1: Perfuração de até 30 cm de profundidade com a broca larga, normalmente com diâmetro superior ou igual a 25,4 mm (**Figura 14.3-1**).

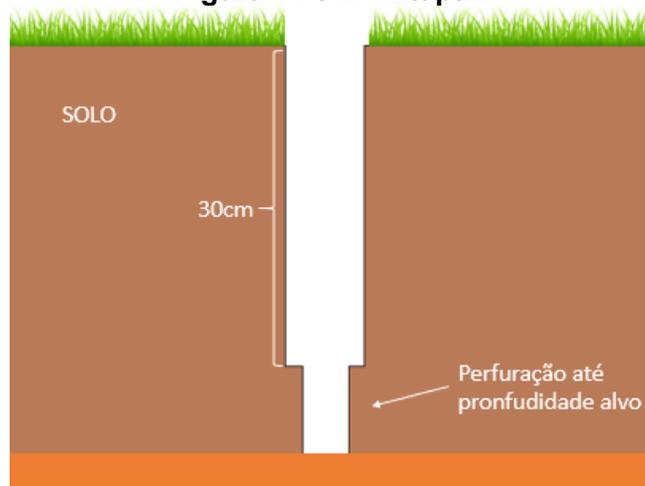
Figura 14.3-1 – Etapa 1



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

Etapa 2: Perfuração até a profundidade alvo com broca de pelo menos 12 mm (**Figura 14.3-2**).

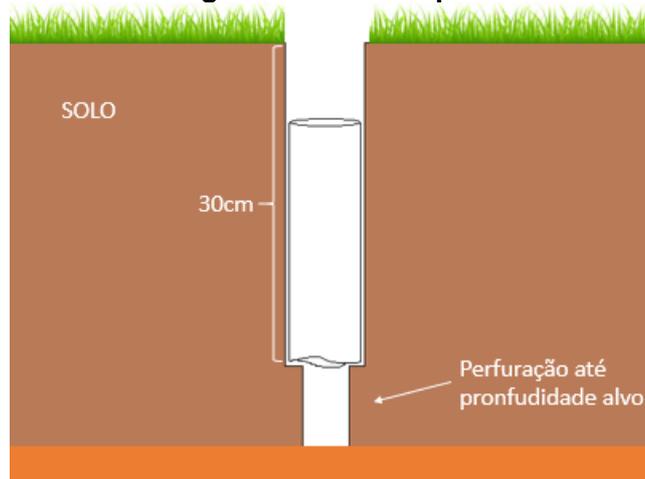
Figura 14.3-2 – Etapa 2



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

Etapa 3: Colocação do tubo de alumínio ou PVC na perfuração de 30 cm (**Figura 14.3-3**).

Figura 14.3-3 – Etapa 3

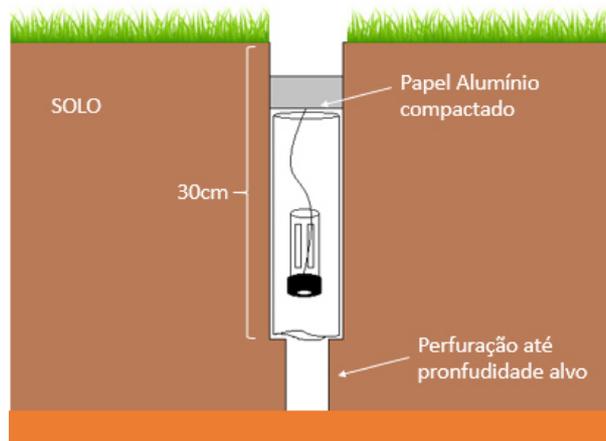


Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

Etapa 4: Troca da tampa de transporte para a tampa de amostragem do amostrador quando for aplicável.

Etapa 5: Posicionamento do amostrador dentro do tubo e vedação superior (**Figura 14.3-4**).

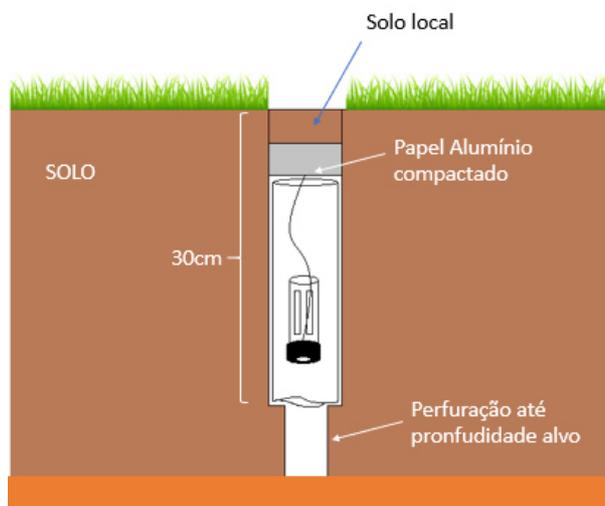
Figura 14.3-4 – Etapa 5



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

Etapa 6A: Recolocação do solo superficial (**Figura 14.3-5**).

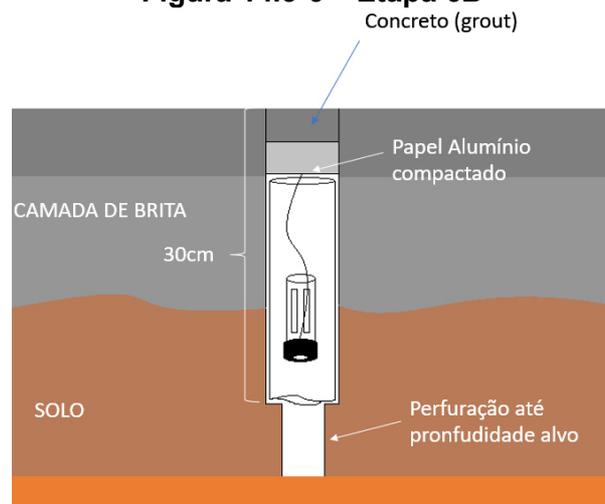
Figura 14.3-5 – Etapa 6A



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

Etapa 6B: Recomposição do piso com cimento (**Figura 14.3-6**).

Figura 14.3-6 – Etapa 6B



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

Etapa 7 FINAL: Retirada do amostrador da perfuração, limpeza do bocal do amostrador com papel toalha e troca da tampa de amostragem para a tampa de transporte, quando aplicável. Armazenamento do amostrador em saco *zip* individual e então no saco *zip* de batelada.

Todos os dados de amostragem, como horário de início e fim da coleta, data de início e fim da coleta e todas as informações requisitadas na cadeia de custódia, devem ser preenchidos para a rastreabilidade das amostras. Apesar de ser uma amostragem relativamente simples, diversos cuidados são necessários para que produza dados representativos. Dentre eles, podemos destacar:

- higienização das brocas de perfuração ou qualquer outro material utilizado para perfuração ponto a ponto, com água isenta de compostos de interesse;
- armazenamento dos amostradores distanciado de possíveis contaminantes, como combustíveis, produtos de limpeza etc.;
- troca de tampas sempre longe de geradores em funcionamento ou qualquer outra fonte de contaminação quando possível;

- marcação de pontos de perfuração com ferramentas que não contenham solventes.

1.1.5. Armazenamento

O armazenamento dos amostradores deve ser feito em locais ausentes de luz e fora de condições extremas de temperatura. Não é recomendado o uso de qualquer tipo de material que possa liberar vapores para acondicionamento dos amostradores dentro das caixas ou maletas de transporte.

Segundo a ASTM D6196-15e1 (ASTM international, 2023), alguns tipos de amostradores podem ter validade superior a 30 dias a partir da data de retirada dos amostradores do solo – quando estocados em temperatura ambiente e não expostos a condições extremas. Dessa maneira, o uso de preservantes não é necessário devido ao baixo potencial de introdução ou perda de compostos químicos de interesse no frasco de amostragem.

1.1.6. Métodos analíticos

Após a amostragem, os amostradores são encaminhados ao laboratório e se inicia a etapa analítica. Existem diversos tipos de análise para amostradores passivos disponíveis. Os principais métodos analíticos utilizados, de acordo com a ASTM D6196-15e1 (ASTM international, 2023), são o USEPA 8260, o USEPA 8270 (USEPA, c2025) e o método USEPA TO-17 (USEPA, c2024).

Para os métodos citados, a dessorção térmica e a extração por solventes são as principais técnicas para introdução de amostra no sistema analítico. Todos os controles de qualidade e qualidade assegurada nos métodos devem ser seguidos em sua completude para gerar dados válidos e defensíveis.

1.1.7. Branco de viagem

Branco de viagem são amostradores passivos preparados exatamente como os amostradores utilizados na coleta e carregados juntamente com os amostradores que serão utilizados nas coletas para avaliação de possíveis contaminações no transporte e/ou armazenamento. Eles não devem ser expostos a qualquer tipo de contaminação. Recomenda-se pelo menos um branco de viagem a cada conjunto/kit de amostradores.

1.1.8. Branco de campo

Os brancos de campo devem ser considerados em uma amostragem passiva de vapores do solo, principalmente quando as instalações dos amostradores estão sendo realizadas onde o ar ambiente local possa ter elevados níveis de contaminações de compostos voláteis. Esse tipo de controle serve justamente para avaliar se, no momento da instalação ou retirada do amostrador, há alguma contaminação pelo ar ambiente local. O branco de campo é obtido pela exposição do elemento adsorvente de um amostrador ao ar ambiente durante a instalação e retirada de um ponto avaliado.

1.1.9. Duplicatas

As amostras duplicatas são utilizadas para avaliar a representatividade da amostragem e também do processo analítico, que serão avaliados em conjunto, uma vez que não permitem identificar a fonte de variação detectada. Quando utilizadas em amostragens passivas de vapores do solo, recomenda-se que as duplicatas sejam realizadas por meio da análise de resinas de um mesmo amostrador, pois, assim, representarão uma duplicata real de amostragem e análise. Os resultados das amostras duplicatas são avaliados de acordo com a diferença percentual relativa (%DPR), que não deve exceder 50% conforme a ISO 18400-204 (ISSO, 2017). Quando o %DPR exceder os 50%, deverão ser avaliadas as fontes de variação e se há impacto sobre as tomadas de

decisão. Se forem identificados impactos significativos, é recomendada a reamostragem ou reanálise da amostra. O cálculo é realizado conforme a **Equação 1**:

$$DPR = \frac{|X1 - X2|}{(X1 + X2) \div 2} \times 100 \quad (1)$$

Onde:

DPR = Diferença Percentual Relativa

X1 = Concentração da amostra original

X2 = Concentração da amostra duplicata

1.1.10. Interferentes

Apesar de já discutido ao longo deste documento, é importante reforçar a existência de interferentes que possam afetar a amostragem passiva e, por fim, levar a conclusões equivocadas dos resultados. De maneira geral, os resultados de uma amostragem passiva podem variar em função de qualquer condição do meio amostrado que possa afetar a difusão de compostos e as concentrações dos contaminantes na fase vapor no solo.

Normalmente, este tipo de amostragem é feita durante um período que pode variar de dias a semanas e, portanto, os efeitos nas concentrações dos contaminantes ao longo do tempo são minimizados. Por exemplo, espera-se que, em alguns dias, as concentrações de contaminantes no ar do solo sejam menores e, em outros, maiores. Se todos esses dias estiverem dentro do período de amostragem, todos eles serão considerados no resultado, pois a amostragem passiva é uma amostra integrada no tempo. Apesar disso, ainda assim é possível que condições extremas sejam encontradas, nas quais a amostragem pode ser relevantemente afetada. Portanto, na interpretação dos resultados, as condições extremas que possam ter sido observadas, como precipitação pluviométrica intensa, presença de caminhos preferenciais ou camadas impermeáveis etc., devem ser relatadas e consideradas na interpretação dos resultados.

1.1.11. Alta umidade e áreas alagadas

A presença de alta umidade, ou mesmo de água no solo, diminui consideravelmente a presença dos contaminantes na fase vapor. Dessa forma, são recomendáveis períodos mais longos de amostragem em áreas de alta umidade; e não se recomenda realizar amostragens em áreas alagadas durante todo o período de amostragem definido, ou em áreas com o nível da água muito elevado (< 1,5 m).

Geralmente, os amostradores passivos possuem proteção contra a umidade e presença de água, como resinas hidrofóbicas e membranas semipermeáveis. Porém, a ausência integral de contaminantes na fase vapor durante o período amostrado poderá dificultar uma detecção eficiente da contaminação.

1.1.12. Estruturas enterradas

Em alguns estudos, são encontradas estruturas subterrâneas, como pisos enterrados ou materiais enterrados, que podem impedir ou retardar relevantemente a migração dos vapores para a superfície, ou mesmo atuar como caminhos preferenciais da distribuição dos vapores do solo. Se estiverem presentes e forem identificadas, é recomendável que as instalações sejam feitas em profundidades abaixo dessas estruturas ou que os períodos de amostragem sejam ajustados para maior sensibilidade na detecção. No

caso da identificação de caminhos preferenciais, como galerias e tubulações, por exemplo, estas também devem contar com a instalação de amostradores passivos.

1.1.13. Sistemas de remediação

Varreduras por amostragem passiva, ou qualquer outra técnica em que a matriz avaliada é o ar do solo, não devem ser realizadas com sistemas de remediação em funcionamento, que possam alterar as concentrações de contaminantes na fase vapor. A presença de elementos que drasticamente modifiquem a condição original de uma área e alterem as condições de migração advectiva podem causar distorções nas plumas de contaminação, gerando dados equivocados e, portanto, impactando a eficiência da varredura nessa condição. A avaliação de áreas que contam com sistemas de extração de vapores operando deve ser realizada após um período mínimo de 15 dias sem operação do sistema.

1.1.14. Resultados

Os resultados da análise de amostradores passivos são utilizados normalmente para gerar plumas de isomassas da contaminação de compostos individuais ou de grupos de compostos. As massas de contaminantes e os dados de georreferenciamento são utilizados para a interpolação e posterior geração dos mapas com as plumas de contaminação sobrepostas. Assim, esses mapas, em conjunto com outras evidências e confirmações, são utilizados para direcionar os passos subsequentes das investigações.

Esses mapas devem ser gerados em escala gráfica adequada para sua interpretação. Devem ser elaborados mapas para cada uma das SQIs identificadas e para a massa total de VOCs. Os níveis de isomassas devem ser coerentes com a magnitude das massas encontradas, e não devem ser desprezados mesmo quando os resultados não apresentarem massas com valores numericamente altos. Os resultados também devem ser apresentados e discutidos na forma de texto, em que as possíveis interferências anteriormente comentadas devem ser apontadas e avaliadas quanto às suas consequências sobre os resultados obtidos.

Os resultados de amostragem passiva ainda podem ser utilizados de forma qualitativa, ou seja, indicando presença ou ausência, para auxiliar a investigação de vias preferenciais de intrusão de vapores em uma edificação.

1.2. Detectores portáteis de campo

Os detectores portáteis são ferramentas de investigação imediata utilizadas em campo. Comparados às análises laboratoriais, fornecem respostas mais rápidas e possuem menor custo. Podem ser qualitativos ou semiquantitativos e visam à obtenção de dados preliminares para embasar a definição dos pontos de investigação nas etapas subsequentes e melhor embasamento para a coleta das amostras a serem selecionadas para análises químicas.

Dentre os diversos benefícios dos detectores portáteis de campo destacam-se:

- identificação qualitativa e semiquantitativa da presença de substâncias químicas de interesse (SQI);
- melhor direcionamento na definição dos pontos e horizontes de amostragem para análise química;
- identificação rápida de situações de risco à saúde ou segurança.

Os detectores portáteis de campo podem ser usados nas etapas confirmatórias de investigação, nas etapas de detalhamento, de remediação e nos monitoramentos. Exemplos de atividades em que esses equipamentos podem ser utilizados são: sondagens de investigação, amostragem de vapores, orientação dos limites de uma escavação, entre outras.

A definição dos equipamentos portáteis de campo a serem utilizados em cada investigação depende das substâncias químicas de interesse (SQI) da área de estudo. Os detectores portáteis de campo mais usuais no mercado de áreas contaminadas são: analisador de vapores orgânicos; analisador de vapor de mercúrio; kits de ensaios colorimétricos; teste de agitação (*shake test*); caixa preta de luz UV-A; sistemas de sensores químicos e kits de imunoensaios (*Immunoassay*).

A seguir apresenta-se uma descrição dos métodos mais comumente utilizados no Brasil.

1.2.1. Analisadores de vapores orgânicos

Os analisadores de vapores orgânicos são os métodos mais difundidos no mundo e no Brasil. Eles abrangem uma variedade grande de aparelhos e especificidades, dependendo dos compostos de interesse. Também são utilizados como equipamentos de segurança em locais onde podem ser encontrados gases explosivos ou tóxicos. As medições podem ser realizadas *in situ* ou *ex situ*, por meio de *headspace*.

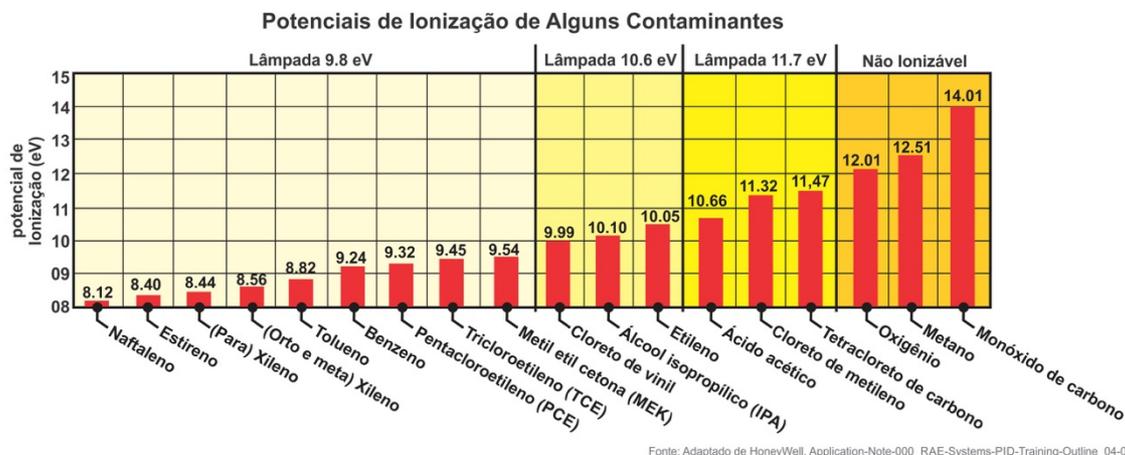
Os equipamentos mais comuns utilizados são os fotoionizadores (PID), os detectores por chama (FID) e os explosímetros:

1.2.1.1. PID (fotoionizador)

O detector de fotoionização (PID) utiliza uma fonte de luz ultravioleta para detectar os contaminantes ionizáveis pela radiação UV. Ao excitar as moléculas dos contaminantes, é produzida uma corrente proporcional ao número de íons liberados, que é contabilizada pelo aparelho e usualmente reportada em partes por milhão (ppm). O equipamento não é destrutivo, ou seja, não “queima” a amostra de gás. Pode identificar compostos em concentrações muito baixas com pouco ruído eletrônico; a faixa típica é de 0,5 a 20.000 ppm. A energia necessária para deslocar o elétron e “ionizar” o composto é chamado de potencial de ionização, medido em elétron-volts (eV) e a energia luminosa emitida por uma luz UV também é medida em eV. Portanto, para que a ionização ocorra, o potencial de ionização da lâmpada utilizada no equipamento PID deve ser compatível com o potencial de ionização do contaminante. Os três tipos de lâmpadas usualmente disponíveis possuem potencial de ionização iguais a: 9,8 eV, 10,6 eV e 11,7 eV. É importante ressaltar que o PID não mede alguns gases, tais como oxigênio e metano.

A **Figura 14.3-7** apresenta os potenciais de ionização de alguns dos contaminantes.

Figura 14.3-7: Potenciais de ionização de alguns contaminantes



Fonte: HoneyWell (2020).

1.2.1.2. FID

O detector de ionização de chama (FID) ioniza compostos a partir da queima destes, utilizando uma chama de hidrogênio. Os íons formados na combustão dos compostos orgânicos são detectados a partir de dois eletrodos que fornecem um diferencial de potencial: o eletrodo positivo é onde a chama é produzida e o eletrodo negativo fica posicionado acima da chama. Os íons são atraídos para a placa coletora negativa e, devido ao impacto dos íons na placa, uma corrente é induzida. Essa corrente é proporcional à taxa de ionização, que, por sua vez, depende da concentração de gás hidrocarboneto na amostra. Uma limitação do equipamento é que ele é destrutivo, ou seja, “queima” a amostra de gás e, por isso, o FID tende a ser o último a ser utilizado junto a outros detectores.

1.2.1.3. Explosímetro

De acordo com o Setor de Emergências Químicas da CETESB (CETESB, [202-]) os explosímetros são equipamentos especialmente fabricados para detectar concentrações de gases e vapores inflamáveis. Quando determinada concentração de gás ou vapor inflamável é misturada ao ar atmosférico (com cerca de 21% de O₂ em sua composição) na presença de uma fonte de ignição, a substância poderá inflamar-se. Para que um gás ou vapor inflamável queime, é necessário que exista, além da fonte de ignição, uma mistura ideal entre o O₂ e o gás inflamável. Cada gás inflamável possui uma faixa de concentrações em mistura com o oxigênio na qual pode ocorrer “flash” ou fogo, se a mistura for ignizada. Essa faixa, específica para cada produto, é delimitada pelas constantes de Limite Inferior de Inflamabilidade (LII) e Limite Superior de Inflamabilidade (LSI), conforme demonstrado na **Figura 14.3-8**.

Figura 14.3-8: Limites de inflamabilidade

0% (*)	100% LII	LSI
MISTURA POBRE	MISTURA IDEAL	MISTURA RICA
Não Ocorre Combustão Maior quantidade de O ₂	Ocorre Combustão	Não Ocorre Combustão Maior quantidade de gás inflamável

(*) Faixa onde o explosímetro realiza a leitura.

Fonte: CETESB

A grande maioria dos explosímetros utiliza raios infravermelho para a detecção de metano, oxigênio e gás carbônico.

Normalmente, os explosímetros, ou detectores de gases e vapores inflamáveis, fornecem leituras em uma escala que varia de 0% a 100% do LII, expressando concentrações em percentual do volume, ou seja, 1% em volume corresponde a 10.000 ppm de concentração do gás.

Explosímetros são ideais para detectar vapores de benzeno, tolueno e xilenos (BTX) e metano no solo, em poços e no ar. Também são empregados como equipamento de segurança antes de se adentrar em locais com risco de explosão.

A **Figura 14.3-9** mostra exemplos de PID (A) e FID (B) e explosímetro (C) utilizados em campo.

Figura 14.3-9 Exemplos de analisadores portáteis de vapores orgânicos



Fonte: Hawaii (2017).

Notas:

A – Exemplos de analisadores portáteis de vapores orgânicos.

B – PID.

C – FID e Explosímetro.

1.2.2. Analisador de vapor de mercúrio

Indicado para medições de concentração (ppm) de vapores de mercúrio metálico e metilmercúrio.

O método baseia-se na diferença de condutividade por meio de uma amálgama com ouro (Au), obtendo-se a resposta de concentração em ppm/m³ de ar analisado. Apesar de ser um aparelho bastante útil na identificação de “hot spots” de mercúrio, é bastante sensível ao manuseio (choques, batidas, quedas etc.), demandando manutenção constante e, por vezes, pode inviabilizar campanhas de *screening*, diminuindo a dinamicidade dos trabalhos de campo e, conseqüentemente, aumentando os custos. Quando se obtém leituras frequentes de 0,999 ppm/m³, deve-se realizar a reafirmação do equipamento.

Para uma maior eficiência do aparelho, é preferível utilizá-lo em dias ensolarados e nas horas de maior calor, pois esses fatores proporcionam uma maior volatilização do mercúrio.

1.2.3. Testes de agitação (*shake tests*)

Os testes de agitação são qualitativos, usados para identificar, em solo, a presença de fases líquidas não-aquosas de hidrocarbonetos menos densas (LNAPL) e mais densas (DNAPL) que a água. Os kits normalmente incluem um frasco e um corante, ao qual o solo é adicionado. Após agitar vigorosamente o frasco, o corante é liberado e a solução muda de cor se o contaminante em fase livre estiver presente. Em alguns casos, a cor resultante pode ser usada para fornecer uma análise semiquantitativa. Ressalta-se que esse método não se aplica à identificação de fase dissolvida.

A **Figura 14.3-10** apresenta um kit de teste de agitação.

Figura 14.3-10: Exemplo de *shake test*.



Fonte: Adaptado de Clean Environment Brasil (2025)

1.2.4. Kits de imunoenaios (*Immunoassay*)

São kits de fácil manuseio no campo e de resposta rápida, baseados em mecanismos de anticorpos.

O método se baseia na utilização de anticorpos (moléculas biológicas) com capacidade de unir especificamente apenas os compostos alvo, formando uma amostra de matriz complexa. Por meio da ligação de anticorpos seletivos ao sistema indicador colorido, mínimas concentrações (em ppm) do composto alvo podem ser determinadas. Nesse método, por exemplo, os anticorpos reconhecem todos os PCBs como constituintes de uma única classe.

Esses kits são utilizados também para a identificação de hidrocarbonetos poliaromáticos (PAH) e de hidrocarbonetos totais, sendo comumente empregados, também, para pentaclorofenol, pesticidas, nitroaromáticos e metais em solo e água.

1.2.5. Sistemas de sensores químicos

Sistemas de sensores químicos são uma tecnologia nova e emergente que pode oferecer muito na identificação e quantificação de compostos. Os métodos mais aplicados são espectrofotometria infravermelha, ultravioleta, sensores químicos de fibra óptica, que incluem a caixa preta de luz UV-A, e fluorescência de raios X (XRF).

A espectrofotometria engloba uma série de técnicas envolvendo a medição da absorção de espectros de largura de banda estreita de radiação. Um espectrofotômetro simples consiste em uma fonte de radiação, um monocromador (usado para dispersar a luz) e um detector usado para medir a quantidade de luz.

1.2.5.1. Espectrofotometria infravermelha

A espectrofotometria infravermelha (IRS) é normalmente usada para medir as ligações carbono-hidrogênio (ligações C-H) presentes em todas as misturas de hidrocarbonetos de petróleo por meio do uso de seus espectros de absorção no infravermelho. A espectrometria infravermelha pode ser usada para detectar gasolina, óleo diesel e óleos mais pesados.

1.2.5.2. Espectrofotometria ultravioleta visível

A espectrofotometria ultravioleta visível (UV-Vis ou UV/Vis) refere-se à espectroscopia de absorção na região espectral ultravioleta-visível. A absorção (ou reflexão) na faixa visível afeta diretamente a cor percebida do produto químico envolvido e mede a transição do elétron de um estado de energia inferior para um superior quando excitado pela radiação UV. A espectrofotometria ultravioleta visível pode ser usada para detectar íons de metais de transição, compostos orgânicos altamente conjugados e macromoléculas biológicas.

1.2.5.3. Fluorescência ultravioleta

A fluorescência ultravioleta é complementar ao UV-Vis, na medida em que mede a transição do elétron de um estado de energia superior para outro inferior quando excitado pela radiação UV. A técnica é usada em várias aplicações de varredura de campo, incluindo: análise semiquantitativa de PAHs extraídos com solvente, em conjunto com sensores de fibra óptica e como um detector de contaminação de superfície (uma substância não-fluorescente pulverizada na superfície do solo reage quimicamente com o contaminante de interesse para formar uma substância que fluoresce com excitação de UV). A fluorescência ultravioleta pode ser usada para detectar TPH, PCBs e PAHs.

1.2.5.4. Sensores químicos de fibra óptica/fluorescência induzida por laser

Sensores químicos de fibra óptica (FOCS) operam transportando luz – por comprimento de onda ou intensidade – para fornecer informações sobre analitos no ambiente ao redor do sensor. Esses sensores podem ser categorizados como extrínsecos (usando uma fibra óptica para transportar luz) ou intrínsecos (a fibra é usada diretamente como detector).

Sensores intrínsecos podem ser usados para detectar os constituintes voláteis do petróleo (ex: BTEX – Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno, Xileno) e VOCs clorados. Sensores extrínsecos podem ser usados para detectar hidrocarbonetos fluorescentes, incluindo TPH e PAHs.

A fluorescência induzida por laser (LIF) é um exemplo de um FOC extrínseco, usado para medições de hidrocarbonetos em tempo real e *in situ*. A tecnologia se destina a fornecer informações altamente detalhadas, de carácter qualitativo a semiquantitativo.

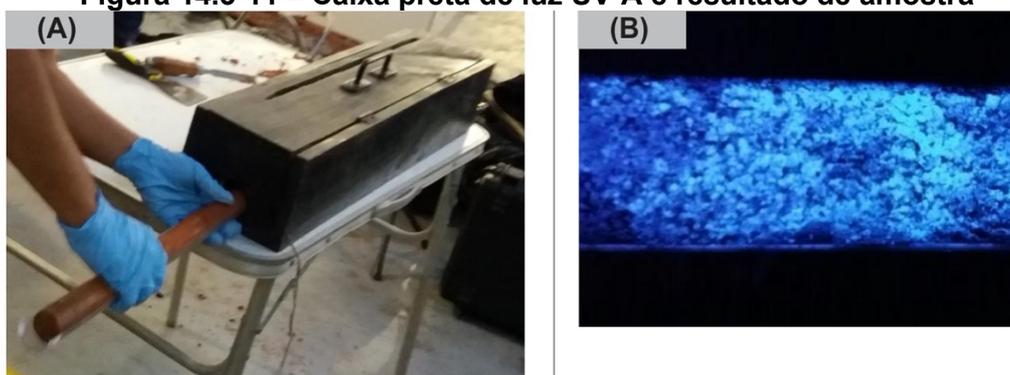
1.2.5.4.1. Caixa preta de luz UV-A

O método da caixa preta de luz UV-A utiliza do mesmo princípio da LIF, porém com um custo mais acessível (Riyis *et al.*, 2019), uma vez que não exige a aquisição de um equipamento de detecção complexo, sendo de fácil construção. Esse método é qualitativo, voltado para a identificação de fase livre menos densa (LNAPL) em solo.

Trata-se de um dispositivo composto de uma caixa de madeira de 80 cm de comprimento, 20 cm de altura e 20 cm de profundidade, com uma lâmpada fluorescente UVA (luz negra) de 380-420 nm, com 25 W e 110 V em sua parte superior. As duas extremidades da caixa são perfuradas para permitir a entrada do amostrador de solo (*liner*). A lâmpada é acoplada na parte superior. Nessa parte também se instala uma pequena abertura, com cerca de 40 cm de comprimento e 1 cm de largura, por onde se observa o *liner* contendo a amostra de solo que está dentro da caixa. A avaliação da presença de contaminação é visual.

A **Figura 14.3-11** apresenta a caixa preta (A) e o resultado da análise em uma amostra de solo no *liner* (B).

Figura 14.3-11 – Caixa preta de luz UV-A e resultado de amostra



Fonte: Riyis *et al.* (2019).

Notas:

A – Amostrador de solo sendo introduzido na caixa preta de luz UV-A

B – Avaliação visual da presença de LNAPL

1.2.5.4.2. Espectrometria de fluorescência de raios X (XRF):

A fluorescência de raios X (XRF) é uma técnica analítica não destrutiva usada para determinação de metais em amostras ambientais, que podem ser analisadas *in situ* ou *ex situ*.

A espectrometria de raios X baseia-se no efeito fotoelétrico, ativando átomos de materiais em solo seco e contabilizando os raios X produzidos. Esse método permite detectar diversos tipos de compostos metálicos e pode ser utilizado para medir a extensão da contaminação, selecionando amostras para análises em laboratório e determinando os pontos de maiores teores (*hot spots*) etc. O número de metais que podem ser detectados depende do aparelho.

O XRF usa fontes seladas de radioisótopos ou tubos de raios X (tecnologia mais atual) para irradiar uma amostra de solo. A radiação incidente desaloja elétrons das camadas mais internas, criando “vagas”, que são preenchidas pela camada externa de elétrons. Esse rearranjo de elétrons resulta na emissão de raios X (ou fluorescência de raios X), que é característica de um átomo específico e pode ser quantificada. Uma única leitura normalmente testa até um grama de amostra, dependendo do XRF que está sendo

usado. A fonte da radiação e o desempenho do detector podem variar de acordo com o fabricante e modelo. Os envolvidos na amostragem e no teste devem ser treinados no uso do dispositivo e em segurança contra radiação.

Os limites de detecção variam de 10 a 200 miligramas por quilograma (mg/kg), dependendo do tipo de instrumento e configurações, do tempo de aquisição usado para coletar uma leitura e do elemento alvo.

Uma das vantagens do método inclui a pequena ou nenhuma geração de resíduos na preparação da amostra (i.e., sem ácidos, solventes etc.).

A **Figura 14.3-12** mostra os exemplos de análises *in situ* e *ex situ* com XRF.

Figura 14.3-12: Análises de solo *in situ* e *ex situ* com XRF portátil.



Fonte: Hawaii (2017).

1.2.6. Comparação entre as técnicas e detectores citados

A **Tabela 14.3-1**, a seguir, sumariza as vantagens e desvantagens dos detectores portáteis citados.

Tabela 14.3-1: Vantagens e limitações dos métodos de medição rápida.

Técnica	Contaminantes	Vantagens	Limitações
PID/FID / Explosivímetro	VOCs e SVOCs não clorados	Rápido e baixo custo útil para orientar a coleta de amostras pode detectar compostos com alta energia de ionização de vapor, como o metano	Leituras sensíveis a umidade, temperatura e manuseio da amostra limitação para baixas concentrações de VOC clorados
Analisador de vapor de Mercúrio	Mercúrio	Resultados em tempo real e rápidos	Necessário experiência do operador
Kits de ensaios (colorimétricos, immunoassay, shake testes)	VOCs, SVOCs, PAHs, PCBs, mercúrio, metais pesados, NAPL, pesticidas, PCP, dioxinas, hidrocarbonetos de petróleo	Bom custo-benefício rápidos resultados razoavelmente correlacionáveis com os laboratoriais baixa taxa de resultados falso-negativos, exceto quando há combustíveis altamente degradados portáteis capazes de definir limites de contaminação	Elevada taxa de falsos-positivos em resultados de PCB e pesticidas não identifica os compostos PAHs individualmente necessidade de reagentes suficientes para prover resultados válidos limites de detecção algumas vezes não são baixos o suficiente pode obter falsos-negativos quando combustíveis estão altamente degradados contraste visual pode ser difícil em solos escuros corante pode ser um agente mutagênico e irritante
Espectrofotômetro infravermelho	Hidrocarbonetos de petróleo	Portátil dados em tempo real fácil de usar	Método permite apenas determinar quais grupos estão em uma substância dificuldade em analisar amostras orgânicas complexas sofre interferências de vapores de água
Espectrofotômetro ultravioleta	Metais, compostos orgânicos e macromoléculas biológicas	Fácil de usar e de manutenção análises rápidas amostragem não-destrutiva	Não discrimina a amostra de interesse e contaminantes que absorvem no mesmo comprimento de onda erros de leitura podem ser registrados a partir de impurezas que refletem luz resultados de absorção podem ser influenciados pela temperatura, pH e impurezas limitações de sensibilidade para amostras com baixas concentrações
Fluorescência UV	Hidrocarbonetos de petróleo, PAH e PCB	Pode iluminar NAPLs incluindo os que contêm PAHs (produtos de petróleo e carvão) e aqueles misturados com impurezas (óleos e graxas removidos por desengraxantes ou compostos húmicos presentes na matéria-orgânica natural)	Potencial significativo para falsos-positivos e falsos-negativos interferência de materiais fluorescentes como fragmentos de conchas solventes clorados geralmente não apresentam fluorescência quando expostos à luz UV, a menos que misturados com impurezas fluorescentes bolhas nas amostras podem resultar em erros de leitura
Sensor de fibra ótica / LIF / Caixa preta	VOC, PAH e hidrocarbonetos de petróleo	Bom custo-benefício pode ser usado in situ fácil de usar portátil resultados rápidos	Possível interferência de outros compostos clorados concentração dos contaminantes interfere no tempo de resposta primariamente aplicável aos PAHs, com limitações de uso/experiência para clorados
Fluorescência de raio-X	Metais pesados	Bom custo-benefício não gera resíduos boa correlação com resultados analíticos resultados em tempo real capacidade de determinar múltiplos contaminantes simultaneamente não destrutivo	Limitado na profundidade de penetração alguns portáteis requerem nitrogênio líquido relativamente pesado requer preparação de amostra de controle de qualidade dificuldade em atingir baixos limites de detecção devido a interferência da matriz alguns contaminantes tem altos limites de detecção

Fonte: MPCA (2016).

1.3. Métodos geofísicos

Os métodos geofísicos são técnicas de caracterização da contaminação e do meio físico de maneira qualitativa. Eles são divididos em métodos de perfilagem e de superfície. Esses métodos, em mais detalhe, medem propriedades naturais, radioativas, elétricas, magnéticas, eletromagnéticas ou acústicas da formação; e essa medição pode contar, ou não, com o auxílio de uma fonte emissora. As perfilagens geofísicas realizam essas medições no eixo vertical, em subsuperfície, enquanto a geofísica de superfície realiza no eixo horizontal, em superfície.

Os métodos de perfilagem são utilizados em combinação com perfurações e têm como resultado dados com resolução vertical centimétrica e alcance lateral centimétrico. Para a aplicação dos métodos de perfilagem, a área requerida em superfície é restrita ao diâmetro da perfuração e ao equipamento a ser utilizado, fato que facilita a utilização do método.

Os métodos geofísicos de superfície não necessitam de nenhuma atividade intrusiva para execução e têm como resultado a investigação horizontal na escala de dezenas a centenas de metros, mas a profundidade dessa técnica pode ser limitada. Para a aplicação de métodos de superfície, é ideal que a área a ser investigada seja desobstruída em superfície, de modo a maximizar o benefício da técnica. Algumas técnicas geofísicas de superfície estão sujeitas a interferências, por exemplo, a resistividade, que pode sofrer interferências se realizada próximo a redes elétricas ou tubos metálicos.

Os métodos geofísicos, tanto de perfilagem como de superfície, fornecem como resultado informação indireta acerca das heterogeneidades da formação e/ou contaminante. Isso faz com que algumas interferências possam causar interpretações errôneas ou ambíguas, pois a resposta da ferramenta é resultado de uma somatória das heterogeneidades do meio. Para a redução de incertezas, recomenda-se operar mais de uma técnica no mesmo local, de modo que a ambiguidade da interpretação dos resultados de um método seja sanada pelo outro. No caso da perfilagem, quando realizada a operação com mais de uma ferramenta, a descida do conjunto deve considerar a velocidade de operação da ferramenta mais lenta. Já nos métodos de superfície, deve-se realizar um método e posteriormente o outro. Contudo, o custo de operar mais de um método é consideravelmente maior e pode inviabilizar a operação conjunta. Nesses casos, métodos diretos de investigação podem ser utilizados para solucionar as ambiguidades identificadas em alguns pontos. Os métodos diretos de investigação são discutidos com detalhe no item 2.

Portanto, ressalta-se que os métodos geofísicos de perfilagem e superfície são complementares. Enquanto a perfilagem tem maior resolução e alcance vertical, os métodos de superfície têm maior resolução e alcance horizontal. Ambas as técnicas serão discutidas separadamente nos capítulos a seguir.

1.3.1. Perfilagem geofísica

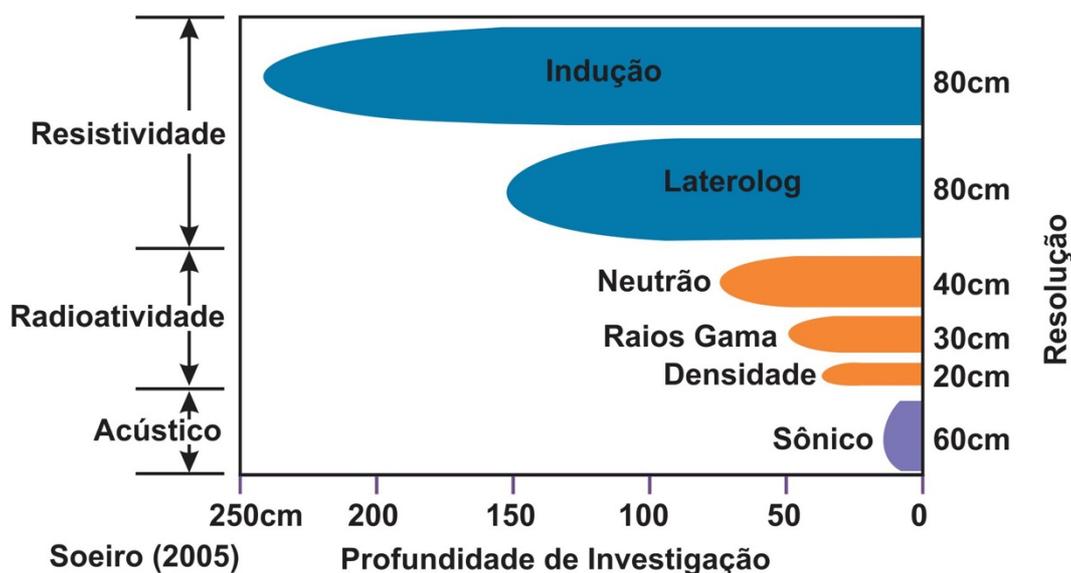
A perfilagem geofísica pode ser realizada entre poços e a formação, ou mesmo entre um furo sem revestimento e a formação. Essas técnicas de investigação são muito utilizadas na indústria de óleo, gás e mineração e estão caminhando para maior utilização no mercado de áreas contaminadas. Objetivam obter informações de compartimentos específicos do meio ou da contaminação, entre elas: do avanço da perfuração, da litologia, de parâmetros específicos que influenciam no fluxo da água subterrânea (porosidade) etc.

As ferramentas geofísicas de perfilagem possuem diferentes resoluções verticais e alcances laterais de investigação na escala centimétrica. A resolução e a profundidade de investigação desses métodos dependem das propriedades do meio, da energia da fonte, da sensibilidade dos receptores e do espaçamento entre eles. A **Figura 14.3-13**

apresenta as resoluções verticais e o alcance lateral de investigação das ferramentas de perfilagem.

Os principais métodos aplicados na perfilagem geofísica são: caliper, perfis radioativos (raios gama natural, raios gama induzidos, perfil de nêutrons), perfis elétricos, eletromagnéticos (potencial espontâneo – SP, resistividade) e sônicos. Esses métodos serão abordados separadamente nos itens subseqüentes.

Figura 14.3-13 – Resoluções verticais e alcance lateral de investigação



Fonte: Soeiro (2005)

1.3.1.1. Caliper

Princípio da técnica: avaliar o diâmetro da perfuração conforme a profundidade.

Objetivo: avaliar a integridade da parede da perfuração.

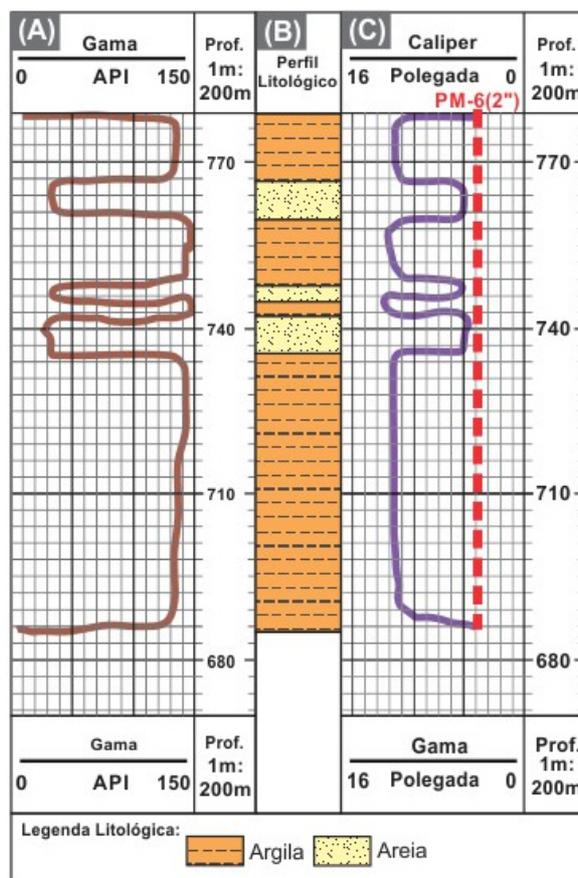
Aquisição de dados em campo: utilização de sonda com dois ou mais braços mecânicos acoplada a hastes.

Reporte de dados: log com registro de diâmetro da perfuração no eixo x e profundidade no eixo y

Princípio básico para interpretação de dados: o aumento do diâmetro da perfuração (arrombamento) é relacionado a materiais de granulometria predominantemente argilosa e menos coesas ($< 0,50 \text{ kgf/cm}^2$). Já a diminuição do diâmetro da perfuração (invasão) é relacionada a materiais de granulometria predominantemente arenosa e pouco coesas ($> 0,50 \text{ kgf/cm}^2$)

A **Figura 14.3-14 (A)** apresenta um perfil de caliper e sua interpretação geológica (B).

Figura 14.3-14 – Perfil Caliper



Fonte: Adaptado de Soeiro (2005).

Notas:

A – Perfil Gama

B – Interpretação Geológica

C – Perfil Caliper

1.3.1.2. Perfis radioativos

1.3.1.2.1. Perfil de raios gama natural

Princípio da técnica: medir a radioatividade emitida naturalmente pela formação conforme a profundidade. A radioatividade pode ser medida de maneira total, pela ferramenta convencional, ou pode medir separadamente a contribuição de K40, U238 e TH232, pela ferramenta espectral.

Objetivo: avaliar indiretamente a variação vertical da litologia, granulometria ou composição mineralógica da formação.

Aquisição de dados em campo: utilização de sonda içada por cabos de aço.

Reporte de dados: log com as diferenças das radiações reportadas em API (unidade definida pela Universidade do Texas) no eixo x e profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: o aumento do grau API é relacionado ao aumento da concentração de elementos químicos que emitem raios gama, por exemplo, K40 (cátion de ligação entre folhas de argilominerais; feldspatos etc.), U238 (argilas orgânicas) e Th232 (fragmentos de rochas vulcânicas). Já a diminuição do grau API está relacionada à diminuição ou ausência da concentração de elementos químicos que

emitem radiação gama na formação, como areias quartzosas, em sua maioria formadas por SiO₂.

1.3.1.2.2. Perfil de raios gama induzidos (gama-gama/densidade/RHOB)

Princípio da técnica: medir a densidade da formação por meio da emissão de raios gama. Após colidirem com átomos da formação e perderem energia, os raios gama restantes são captados por dois detectores (curto e longo).

Objetivo: avaliar diretamente a densidade e, indiretamente, a porosidade total da formação.

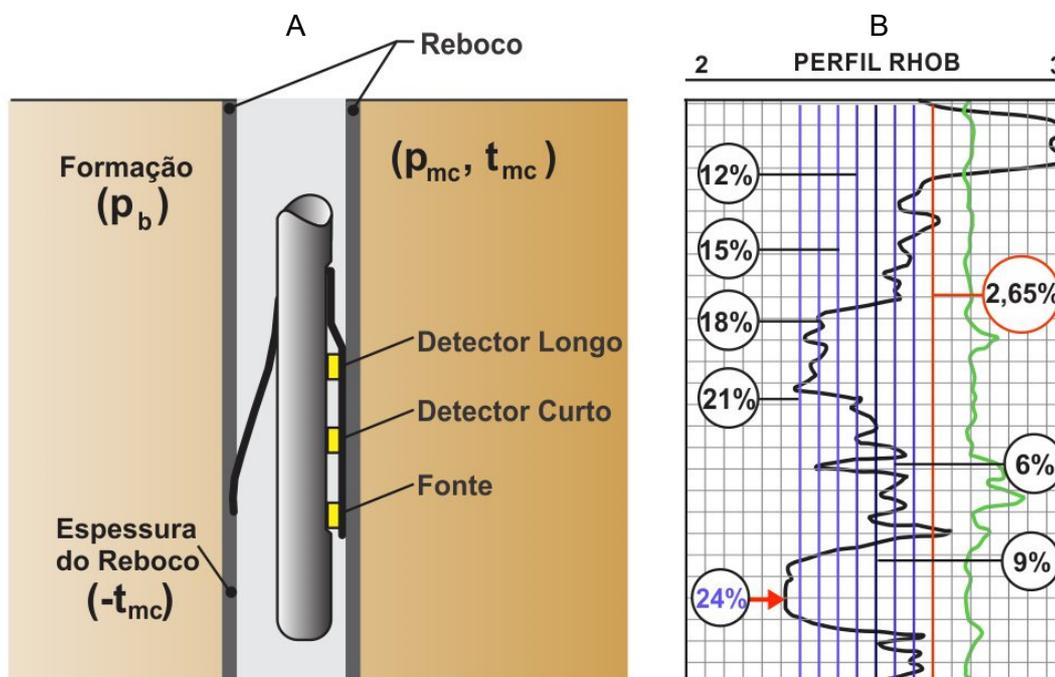
Aquisição de dados em campo: utilização de sonda com fonte emissora de raios gama e dois detectores, um mais próximo (curto) e um mais distante da fonte (longo).

Reporte de dados: log com as densidades medidas em g/cm³ no eixo x, e profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: quanto mais rápido é o decaimento dos raios emitidos, maior é a densidade da formação e, consecutivamente, menor é a porosidade. O gráfico da perfilagem para densidade varia de 2,0 a 3,0 g/cm³ e possui 20 subdivisões no eixo x. A medição de porosidade é realizada diretamente no perfil da seguinte maneira: identifica-se no gráfico o valor de densidade correspondente ao mineral com maior representatividade na rocha (quartzo ou carbonato); e inicia-se a medição da porosidade partir da sua densidade, visto que cada subdivisão à esquerda do valor de densidade representa 3% de porosidade.

A **Figura 14.3-15** apresenta um exemplo de como é realizada a medição direta de porosidade no perfil RHOB.

Figura 14.3-15 – Medição direta de porosidade no perfil RHOB



Fonte: Soeiro (2005).

Notas:

A – Esquema do funcionamento da ferramenta de raios gama induzidos.

B – Perfil de raios gama induzidos.

1.3.1.2.3. Perfil de nêutrons (Neutrão/ NPHI)

Princípio da técnica: medir a perda de energia após as colisões elásticas entre neutros emitidos artificialmente e a formação.

Objetivo: avaliar a porosidade preenchida por fluidos na formação e, indiretamente, a litologia.

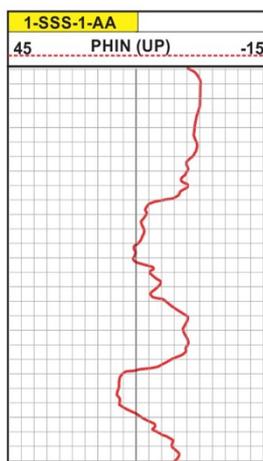
Aquisição de dados em campo: utilização de sonda com fonte emissora de nêutrons e receptores para identificar a perda de energia.

Reporte de dados: *log* com valores de porosidade no eixo x e profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: o gráfico aponta diretamente os valores de porosidade para carbonatos. Aos valores a serem medidos para areias quartzosas, deve-se adicionar 4% à leitura realizada no gráfico PHIN. Compostos arenosos tendem a apresentar maior porosidade efetiva que compostos argilosos.

A **Figura 14.3-16** apresenta um exemplo de como é realizada a medição direta de porosidade no perfil Neutrão/NPHI.

Figura 14.3-16: Perfil da ferramenta de Neutrão indicando porosidade da formação.



Fonte: Soeiro (2005).

1.3.1.3. Perfis elétricos e eletromagnéticos

1.3.1.3.1. Potencial espontâneo (*self-potencial log*, SP)

Princípio da técnica: avaliar a diferença de potencial elétrico entre dois pontos: um móvel, no poço, e outro fixo, na superfície.

Objetivo: avaliar indiretamente a variação vertical da litologia e permeabilidade de camadas onde ocorre invasão do fluido de perfuração.

Aquisição de dados em campo: utilização de eletrodos, cabos condutores e milivoltímetro. Deve ser realizado com fluido de perfuração condutivo.

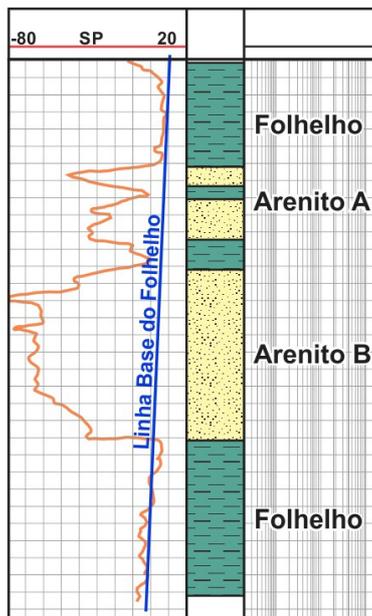
Reporte de dados: *log* com as medidas das diferenças em milivolts no eixo x e profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: o aumento da diferença dos valores reportados em milivolts reflete maior diferença de resistividade entre o fluido de perfuração e o fluido da formação, devido à maior invasão do fluido de perfuração, relacionada à permeabilidade relativamente alta do meio. Diferenças baixas ou mínimas

entre os valores de resistividade da formação e do fluido de perfuração refletem a baixa ou nenhuma invasão do fluido de percolação, relacionada à menor permeabilidade da formação do que em pontos onde ocorre a invasão.

A **Figura 14.3-17** apresenta um perfil de potencial espontâneo.

Figura 14.3-17: Perfil de potencial espontâneo e interpretação geológica.



Fonte: Soeiro (2005).

1.3.1.3.2. Condutividade

Princípio da técnica: avaliar a diferença de condutividade da formação e do fluido de perfuração.

Objetivo: obter a condutividade do meio e, indiretamente, indicar permeabilidade e heterogeneidades.

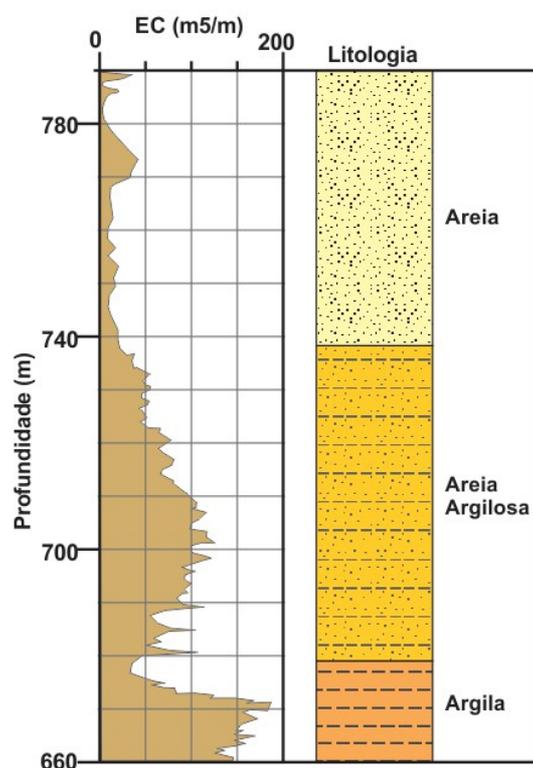
Aquisição de dados em campo: pode ser realizada por meio de um condutímetro. Essa ferramenta é muito utilizada em combinação com as ferramentas de alta resolução, detalhadas no **item 14.3.2**.

Reporte de dados: log com as medidas de condutividade das zonas investigadas no eixo x, e de profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: anomalias positivas da condutividade representam a presença de argilas, cunhas salinas, íons livres em solução etc.

A **Figura 14.3-18** apresenta alguns perfis de condutividade.

Figura 14.3-18: Perfil de condutividade elétrica e interpretação geológica.



Fonte: Soeiro (2004).

1.3.1.3.3. Resistividade

Princípio da técnica: avaliar a diferença de resistividade do fluido presente na formação e do fluido de perfuração.

Objetivo: obter a resistividade do fluido da formação e, indiretamente, indicar permeabilidade e heterogeneidades.

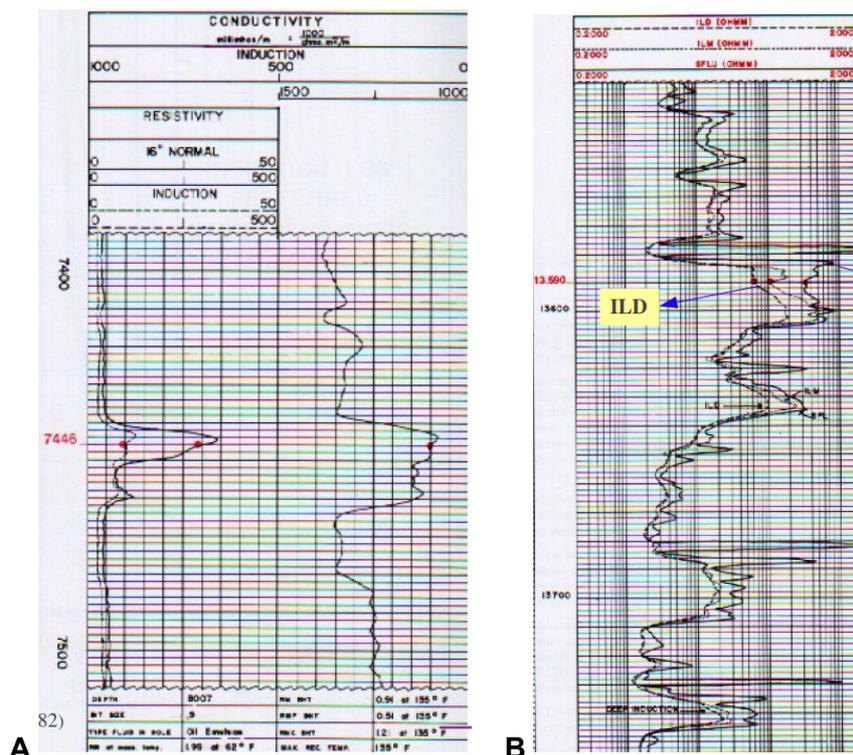
Aquisição de dados em campo: pode ser realizada por meio de quatro ferramentas (elétrico convencional, perfil de indução, perfil com eletrodos focados e microresistividade).

Reporte de dados: log com as medidas de resistividade das zonas investigadas (quantidade de curvas dependente da ferramenta utilizada) no eixo x, e profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: o contraste da resistividade na zona mais distante do poço em relação à zona de perfuração (utiliza fluido condutivo) normalmente está relacionado à presença de hidrocarbonetos na formação.

A **Figura 14.3-19** apresenta alguns perfis de resistividade (A – Indução; B – Dupla Indução).

Figura 14.3-19 – Perfis de resistividade



Fonte: Asquith e Gibson (1982).

Notas:

A – Indução.

B – Dupla Indução.

1.3.1.4. Perfil sônico (acústico)

Princípio da técnica: avaliar o tempo decorrido entre o momento em que um pulso sonoro compressional é emitido por um transmissor até sua chegada a dois receptores distintos. A **Figura 14.3-20 (A)** representa o esquema do princípio da técnica.

Objetivo: obter a velocidade de propagação da onda na formação e correlacioná-la com o tipo de material na formação; obter dados de porosidade e correlação com a sísmica de reflexão.

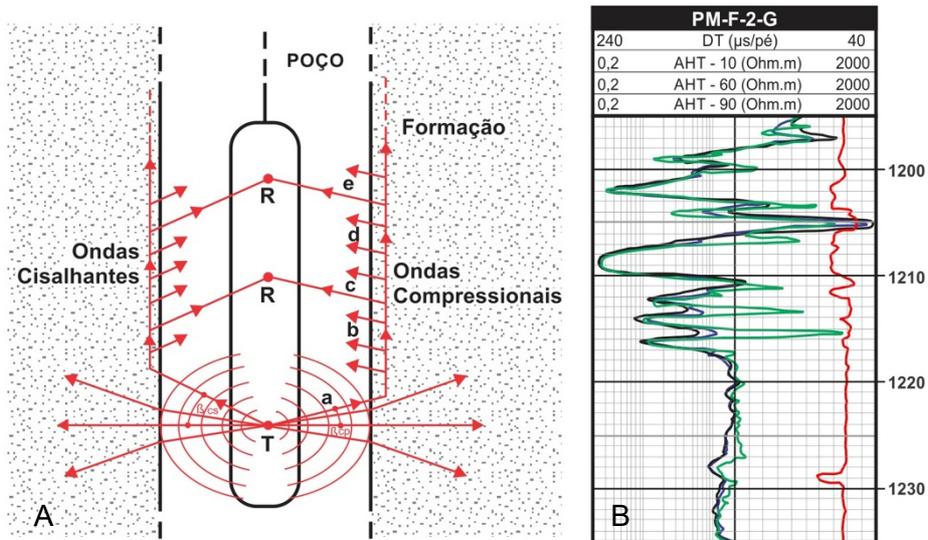
Aquisição de dados em campo: pode ser realizada por meio de um emissor de pulso sonoro compressional e dois receptores, todos no mesmo mandril.

Reporte de dados: log com as medidas de velocidade em $\mu\text{s}/\text{m}$ (quantidade de curvas dependente da ferramenta utilizada) no eixo x e profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: a variação da velocidade medida pode estar relacionada com diferenças na geologia, porosidade ou fluidos. A **Tabela 14.3-2** representa os intervalos de trânsito de diferentes litologias.

A **Figura 14.3-20 (A)** apresenta o princípio de funcionamento da perfilagem sônica e (B) um perfil sônico.

Figura 14.3-20: Perfil sônico



Fonte: Tittman (1986).

Notas:

A – Princípio de funcionamento do perfil sônico.

B – Perfil sônico.

Tabela 14.3-2: Resposta de intervalos de trânsito de diferentes litologias.

Meio	Velocidade Sônica (ft/s)	Tempo de Trânsito (μs/ft)
Areia	18.000 - 19.500	55,5 - 51,2
Calcário	21.000 - 23.000	47,6 - 43,5
Dolomita	23.000 - 26.000	43,5 - 38,5
Anidrita	20.000	50,0
Sal	15.000	67,0
Argila	6.000 - 16.000	167,0 - 62,5
Água	5.000 - 5.300	200,0 - 189,0
Petróleo	4.300	232,0
Ferro	17.500	57,0

Fonte: Soeiro (2005).

1.3.2. Geofísica de superfície

A geofísica de superfície, diferentemente das técnicas de perfilagem, não necessita de atividades intrusivas. Diversas técnicas de geofísica de superfície são utilizadas no mercado de áreas contaminadas, objetivando obter informações qualitativas do meio físico, são elas: litologia, falhas, fraturas, fluidos etc. A geofísica de superfície também é utilizada para investigar a existência de outras utilidades subterrâneas como tubulações, resíduos metálicos, ou mesmo contaminações de compostos orgânicos e inorgânicos.

A resolução horizontal dos métodos geofísicos de superfície é da escala de dezenas a centenas de metros, fato que dinamiza a coleta de dados. A resolução vertical pode ser limitada, ela depende do arranjo da fonte emissora e da fonte receptora. O arranjo é configurado conforme o objetivo da investigação e pode aumentar o alcance horizontal ou vertical da investigação.

Os projetos de geofísica de superfície, independente da técnica utilizada, seguem três etapas sequenciais: coleta de dados de campo, redução e processamentos de dados coletados, e por fim, modelagem e interpretação.

Durante a coleta de dados, a ferramenta utilizada em cada método envia um pulso ao longo de linhas transversais ou por meio de uma grade 3D. O sinal se propaga pela subsuperfície a ser investigada e é captado pelo receptor da ferramenta. A etapa de redução de dados e processamento envolve a correção de efeitos geométricos, controlando a transmissão e atenuação do sinal. Essa etapa pode incluir a correção de dados, como, por exemplo, as variações indesejadas não relacionadas ao alvo da investigação. A modelagem e a interpretação são realizadas posteriormente à redução de dados. O objetivo da modelagem é descrever e facilitar a interpretação da variação dos dados coletados. Os modelos são inevitavelmente mais simples do que a realidade, pois a natureza heterogênea da subsuperfície nunca é totalmente capturada. As interpretações dos modelos não são únicas, pois as propriedades geofísicas respondem a uma ampla gama de propriedades físicas e químicas do meio. A ferramenta pode capturar heterogeneidades que se sobrepõem, mascarando características do meio, apresentando falsos positivos ou negativos. Devido a essa complexidade dos resultados, os modelos geofísicos devem ser interpretados em conjunto com outras técnicas de investigação, sejam elas diretas ou indiretas.

Os principais métodos utilizados em estudos ambientais são os métodos elétricos, magnéticos, eletromagnéticos e acústicos, que serão abordados nos itens a seguir.

1.3.2.1. Métodos elétricos, magnéticos e eletromagnéticos

1.3.2.1.1. Eletrorresistividade (ER)

Princípio da técnica: avaliar a resistividade elétrica do meio mediante injeção de corrente elétrica.

Objetivo: obter variação da resistividade elétrica no meio e correlacioná-la com o tipo de material na formação.

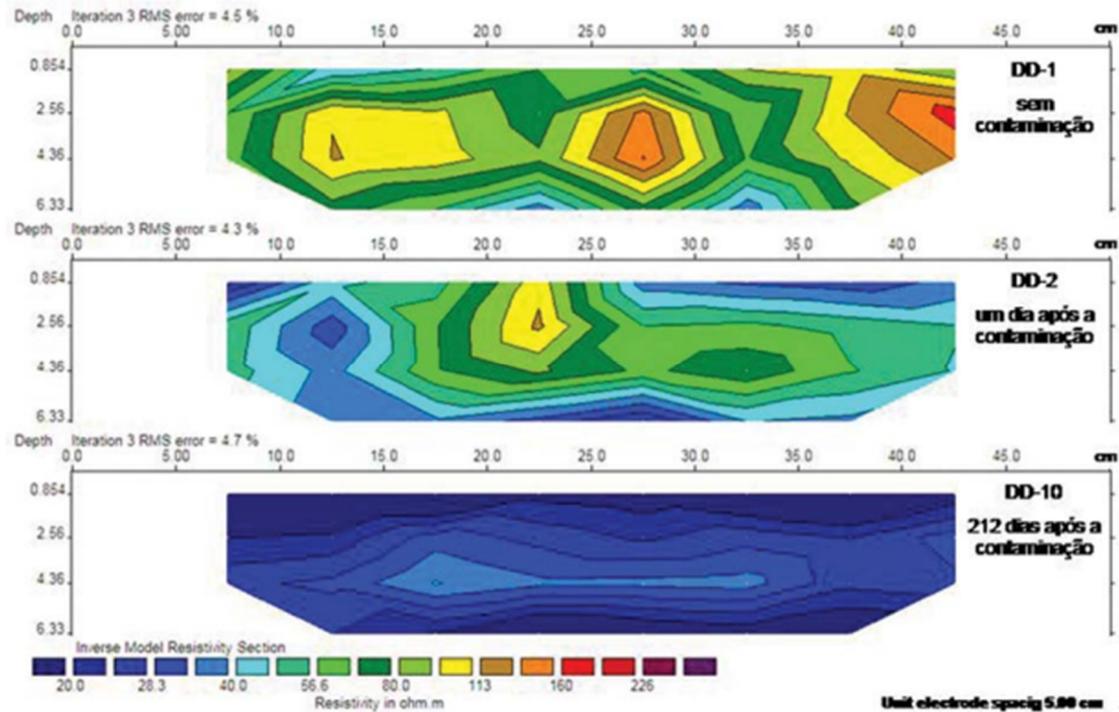
Aquisição de dados em campo: pode ser realizada por meio de uma sondagem elétrica vertical (SEV), ou de linhas horizontais ou caminhamento elétrico. São necessários dois eletrodos para a injeção de corrente e dois eletrodos para a medição da tensão enviada.

Reporte de dados: mapa ou perfil com as medidas de resistividade em ohm x m representadas em escala de cores.

Princípio básico para interpretação de dados: a variação da eletrorresistividade medida pode estar relacionada com diferenças na geologia, porosidade ou fluidos. Argilas, soluções salinas e íons livres costumam apresentar anomalia negativa na eletrorresistividade.

A **Figura 14.3-21** apresenta o perfil eletrorresistividade observado na perfilagem.

Figura 14.3-21: Perfil de eletrorresistividade para mapeamento de pluma de compostos orgânicos.



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

1.3.2.1.2. Polarização induzida (IP)

Princípio da técnica: avaliar o estado final dos íons (polarização) após o desligamento da corrente elétrica injetada.

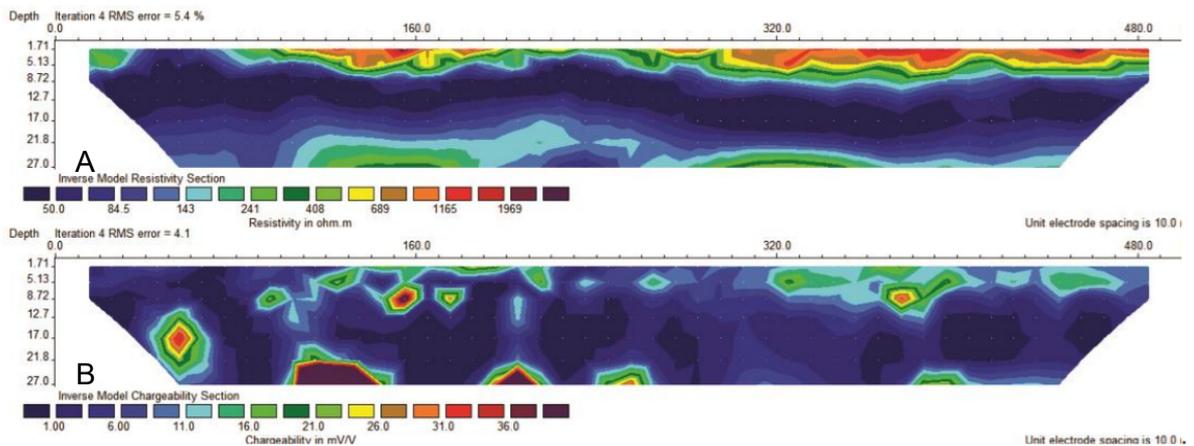
Objetivo: obter a cargabilidade (dado adicional à resistividade elétrica). Útil para diferenciar matérias que apresentam comportamento semelhante quando submetidas ao método de eletrorresistividade.

Aquisição de dados em campo: normalmente emprega-se o mesmo arranjo e equipamentos utilizados para a eletrorresistividade.

Reporte de dados: mapa ou perfil de cargabilidade ou fator metálico.

A **Figura 14.3-22** apresenta um perfil de eletrorresistividade (A) combinado ao de polarização induzida (B).

Figura 14.3-22 – Polarização induzida



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

Notas:

A – Perfil de eletrorresistividade.

B – Combinado ao de polarização induzida.

1.3.2.1.3. Magnetometria

Princípio da técnica: avaliar a direção e variações do campo magnético.

Objetivo: por meio da variação do campo magnético, localizar anomalias eletromagnéticas que podem ser representativas de materiais metálicos em subsuperfície, ou mesmo falhas e fraturas em rochas com presença de minerais ferromagnéticos (magnetita, ilmenita e hematita).

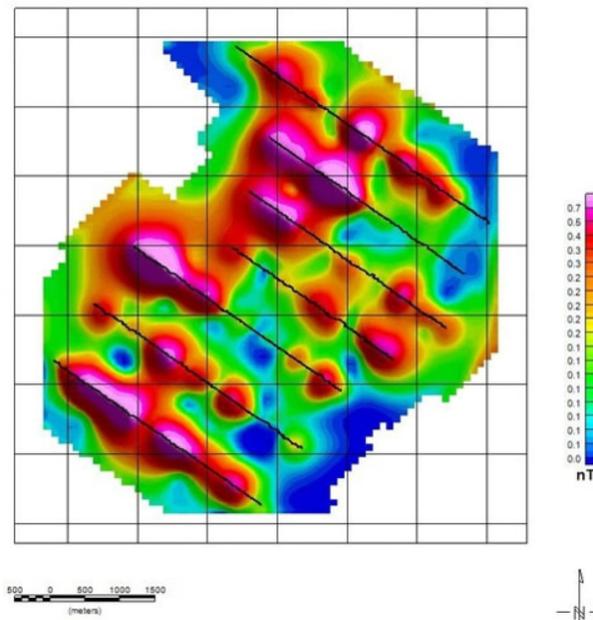
Aquisição de dados em campo: mede-se o gradiente do campo magnético por meio do gradiômetro.

Reporte de dados: mapa ou perfil com as variações do campo magnético, em nT ou mGal, numa escala de cores.

Princípio básico para interpretação de dados: a variação da magnetometria está relacionada à presença de minerais ferromagnéticos. Esses minerais apresentam maior concentração em litologias provenientes de rochas ígneas ou metamórficas do que em rochas sedimentares. Portanto, são úteis para a localização de corpos não sedimentares.

A **Figura 14.3-23** apresenta um perfil de magnetometria.

Figura 14.3-23 – Perfil de magnetometria



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

1.3.2.1.4. Eletromagnetismo indutivo (EM)

Princípio da técnica: avaliar a condutividade elétrica da subsuperfície a partir da indução de um campo eletromagnético no solo.

Objetivo: por meio da variação da condutividade, identificar diferenças na litologia, identificar nível d'água ou mesmo materiais anômalos em subsuperfície.

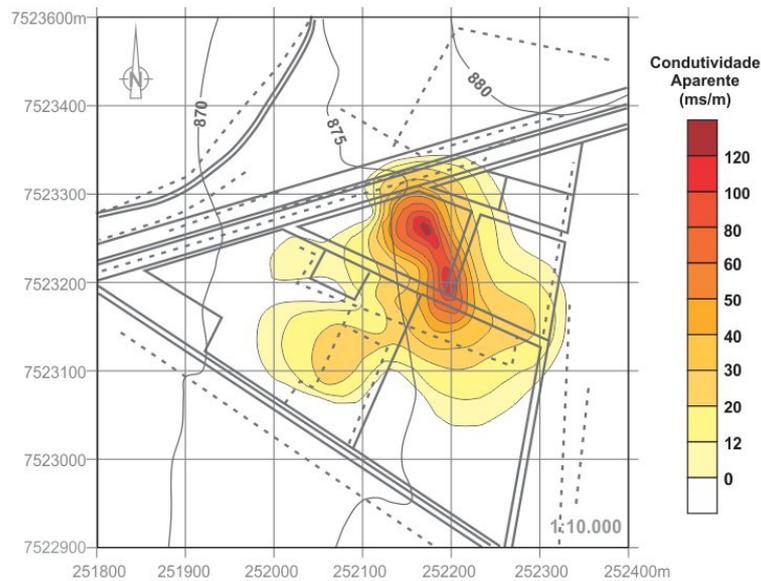
Aquisição de dados em campo: utilização de duas bobinas eletromagnéticas, uma transmissora e outra receptora.

Reporte de dados: mapas ou seções da condutividade elétrica em função da profundidade.

Princípio básico para interpretação de dados: funcionam como a eletrorresistividade e magnetometria. Variações positivas representam materiais argilosos, magnéticos, soluções salinas, íons em solução, ou materiais metálicos em subsuperfície.

A **Figura 14.3-24** apresenta o mapeamento de uma contaminação utilizando EM.

Figura 14.3-24: Mapeamento de uma contaminação utilizando EM.



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

1.3.2.1.5. GPR (*Ground penetrating radar*)

Princípio da técnica: avaliar as variações da permissividade dielétrica do meio utilizando o pulso e a recepção de ondas eletromagnéticas.

Objetivo: identificar, por meio da variação das propriedades eletromagnéticas, diferenças na litologia, o nível d'água ou mesmo materiais anômalos em subsuperfície.

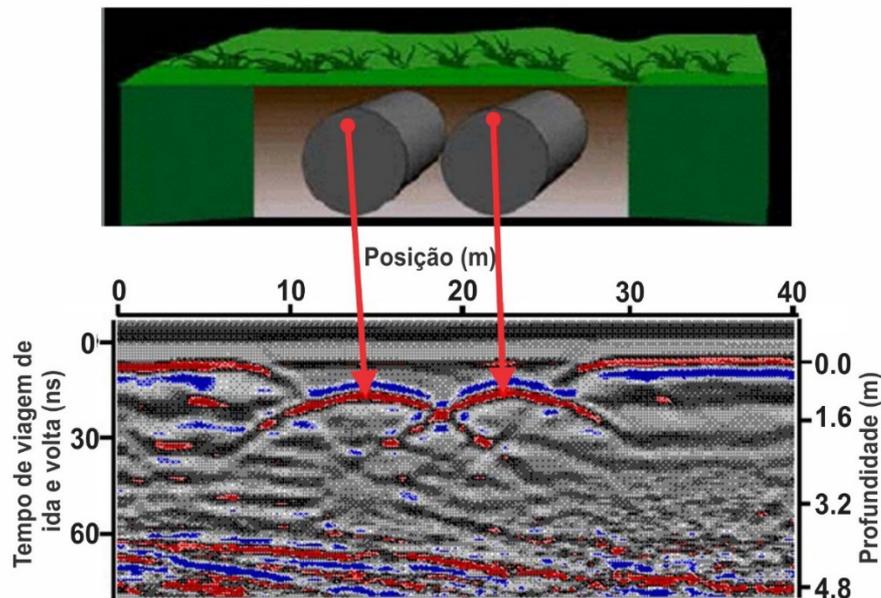
Aquisição de dados em campo: uma antena transmissora envia um pulso eletromagnético e uma antena receptora capta os dados após terem sido refletidos pela formação.

Reporte de dados: seções das variações e continuidade das propriedades eletromagnéticas com a profundidade no eixo y e distância horizontal no eixo x.

Princípio básico para interpretação de dados: as variações hiperbólicas nos estratos do GPR normalmente indicam estruturas cilíndricas em subsuperfície. A inclinação e variação da intensidade do sinal geralmente são correlacionadas a estratificações ou diferentes composições no estrato geológico, respectivamente.

A **Figura 14.3-25** apresenta um perfil de GPR.

Figura 14.3-25: Exemplo de perfil de GPR com interpretação de identificação de tanques subterrâneos.



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

1.3.2.2. Métodos acústicos

1.3.2.2.1. Sísmica de reflexão e refração

Princípio da técnica: avaliar o tempo de trânsito das ondas sísmicas refletidas ou refratadas.

Objetivo: por meio da variação do tempo de trânsito, identificar diferenças de velocidade de propagação das ondas em subsuperfície, permitindo identificar contrastes de densidade.

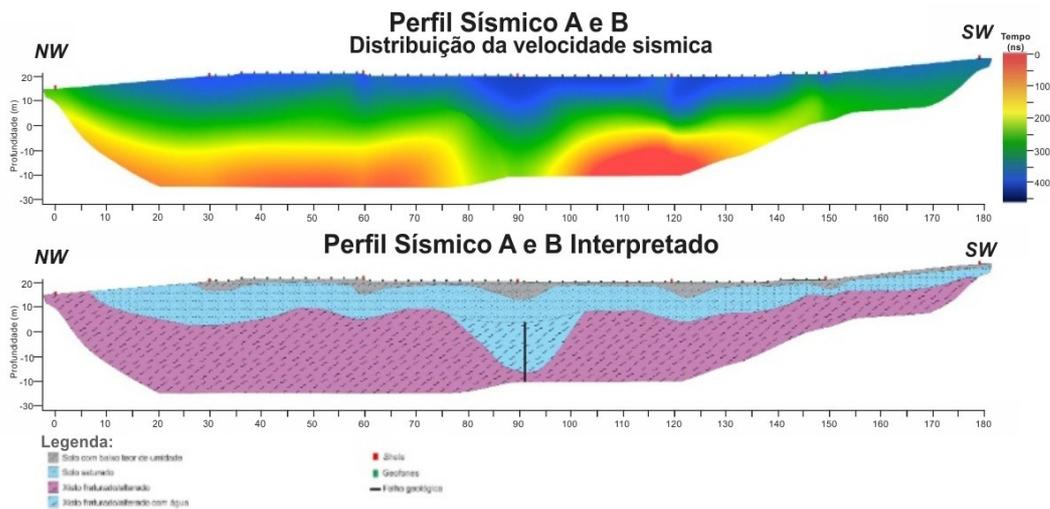
Aquisição de dados em campo: envio de um pulso sonoro e recepção desse pulso por geofones.

Reporte de dados: seções das variações do tempo de trânsito no eixo y e distância horizontal no eixo x. As variações de tempo de trânsito geralmente são corrigidas para profundidade.

Princípio básico para interpretação de dados: a variação do tempo de trânsito geralmente é correlacionada a diferentes densidades nos estratos geológicos.

A **Figura 14.3-26** apresenta seções de refração e interpretações geológicas.

Figura 14.3-26: seções sísmicas de refração e interpretações geológicas.



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

1.3.3. Comparação entre os métodos geofísicos

As tabelas 14.3-3 e 14.3-4 apresentam as vantagens e desvantagens das ferramentas de perfilagem geofísica e dos métodos geofísicos de superfície, respectivamente.

As ferramentas de perfilagem geofísica possuem resolução vertical e alcance lateral centimétrico. Essas ferramentas, em sua maioria, são utilizadas para obter características do meio, como granulometria, argilosidade, mineralogia porosidade, permeabilidade relativa etc. Dentre as ferramentas de perfilagem aqui mencionadas, a resistividade e condutividade são utilizadas na identificação de contaminação.

Os métodos geofísicos de superfície apresentam resolução vertical métrica e alcance lateral na ordem de dezenas a centenas de metros. Esses métodos são utilizados tanto para a identificação de propriedades do meio quanto da contaminação. Para a identificação das propriedades do meio, destacam-se a sísmica de reflexão e o GPR, devido à alta resolução dessas técnicas.

Ressalta-se que o ideal é utilizar a perfilagem e a geofísica de superfície combinadas entre si ou em conjunto com métodos quantitativos de investigação. Entretanto, para a escolha das técnicas a serem combinadas, deve-se considerar não só a qualidade dos dados obtidos para o entendimento do meio, mas também o orçamento disponível para o projeto.

Tabela 14.3-3: Ferramentas de perfilagem geofísica

Ferramentas de Perfilagem Geofísica		
Ferramentas de perfilagem	Propriedades investigativas	Limitações
Caliper	- Avaliação do diâmetro da perfuração ao longo do avanço; - Correlação entre o arrombamento e invasão com litologia.	- Aplicável apenas em furos sem revestimento ou durante a perfuração.
Perfis radioativos		
Perfil gama natural	- Avaliação da litologia, granulometria ou composição mineralógica; - Pode ser utilizado em poços com ou sem revestimento e durante a perfuração.	- Impossibilidade da investigação da continuidade lateral das camadas geológicas; - Pode sofrer interferências de minerais radioativos.
Perfil raios gama induzidos/ gama-gama/densidade/RHOB	- Medição centimétrica da porosidade total; - Avaliação da litologia; - Porosidade das argilas é contabilizada, mas pode ser corrigida.	- Impossibilidade da investigação da continuidade lateral da porosidade; - Não fornece medição da porosidade efetiva; - Furos revestidos podem dificultar a utilização devido a profundidade de investigação centimétrica.
Perfil de nêutrons (Neutrão/NPHI)	- Medição centimétrica da porosidade total de fluidos; - Avaliação da litologia.	- Impossibilidade da investigação da continuidade lateral da porosidade; - Não fornece medição da porosidade efetiva; - Porosidade das argilas é contabilizada; - Furos revestidos podem dificultar a utilização devido a profundidade de investigação centimétrica.
Perfis elétricos e eletromagnéticos		
Potencial espontâneo (SP)	- Avaliação da variação vertical da litologia - Avaliação da variação da permeabilidade de camadas onde ocorre invasão do fluido de perfuração	- Não é possível utilizar a ferramenta sem fluido de perfuração condutivo; - A avaliação da permeabilidade não é quantificável
Condutividade	- Avaliação da litologia - Identificação de soluções condutivas ou materiais condutivos em subsuperfície (Argilas, contaminação, cunha salina, tambores enterrados, etc).	- Impossibilidade da investigação da continuidade lateral das camadas geológicas; - Sofre interferências de minerais condutivos
Resistividade	- Avaliação da variação vertical da litologia - Avaliação da variação da permeabilidade de camadas onde ocorre invasão do fluido de perfuração	- Não é possível utilizar a ferramenta sem fluido de perfuração condutivo; - A avaliação da permeabilidade não é quantificável.
Perfis acústicos		
Perfil sônico	- Avaliação da litologia por correlação; - Avaliação de falhas, juntas e fraturas; - Identificação de materiais de diferentes composições em subsuperfície; - Estimativa da porosidade; - Calibração da sísmica de reflexão com a profundidade.	- Impossibilidade da investigação da continuidade lateral; - Não fornece medição da porosidade efetiva; - Furos revestidos podem dificultar a utilização devido a profundidade de investigação centimétrica.

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

Tabela 14.3-4: Ferramentas geofísicas de superfície

Ferramentas geofísicas de superfície		
Ferramentas geofísicas de superfície	Propriedades investigativas	Limitações
Métodos elétricos, magnéticos e eletromagnéticos		
Eletrorresistividade (ER)	<ul style="list-style-type: none"> - Avaliação da litologia e nível d'água; - Identificação de soluções resistivas ou materiais com anomalias resistivas em subsuperfície (Argilas, contaminação, cunha salina, tambores enterrados, etc). 	<ul style="list-style-type: none"> - Soma de anomalias não correlacionáveis pode dificultar interpretações; - Proximidade de construções, tubos e cabos elétricos dificulta a utilização pelas interferências geradas.
Polaridade induzida (IP)	<ul style="list-style-type: none"> - Avaliação da litologia e nível d'água; - Identificação de soluções resistivas ou materiais com anomalias resistivas em subsuperfície (Argilas, contaminação, cunha salina, tambores enterrados, etc); - Auxílio na interpretação de anomalias sobrepostas pelo ER 	<ul style="list-style-type: none"> - Geralmente é aplicado junto ao ER; - Proximidade de construções, tubos e cabos elétricos dificulta a utilização pelas interferências geradas.
Magnetometria	<ul style="list-style-type: none"> - Identificação de corpos com anomalias de minerais ferromagnéticos (magnetita, ilmenita e hematita); - Dados podem ser adquiridos por aviões ou VANTs. 	<ul style="list-style-type: none"> - Soma de anomalias não correlacionáveis pode dificultar interpretações; - Proximidade de construções, tubos e cabos elétricos dificulta a utilização pelas interferências geradas.
Eletromagnetismo indutivo (EM)	<ul style="list-style-type: none"> - Avaliação da litologia e nível d'água; - Identificação de soluções eletromagnéticas ou materiais com anomalias resistivas em subsuperfície (Argilas, contaminação, cunha salina, tambores enterrados, etc). 	<ul style="list-style-type: none"> - Soma de anomalias não correlacionáveis pode dificultar interpretações; - Proximidade de construções, tubos e cabos elétricos dificulta a utilização pelas interferências geradas.
GPR (Ground Penetrating Radar)	<ul style="list-style-type: none"> - Avaliação da litologia e estratos geológicos; - Avaliação de falhas, juntas e fraturas; - Alta resolução dos dados facilita a identificação de materiais de diferente composição e geometria (Argilas, contaminação, cunha salina, tambores enterrados, etc); - Facilidade para identificação de interferências frente aos outros métodos elétricos, magnéticos e eletromagnéticos; - Menor susceptibilidade para interferências devido a blindagem das antenas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Inviável em locais com alta densidade de construções;
Métodos acústicos		
Sísmica de reflexão	<ul style="list-style-type: none"> - Avaliação da litologia e estratos geológicos; - Avaliação de falhas, juntas e fraturas; - Identificação de materiais e geometria de diferentes composições em subsuperfície; 	<ul style="list-style-type: none"> - Inviável em locais com alta densidade de construções;
Sísmica de refração	<ul style="list-style-type: none"> - Avaliação de contraste de densidades de camadas geológicas; - Calibração do modelo da sísmica de reflexão. 	<ul style="list-style-type: none"> - Inviável em locais com alta densidade de construções;

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

1.4. Técnicas de alta resolução por cravação contínua

As técnicas de alta resolução por cravação contínua envolvem a investigação indireta pela varredura (*screening*) vertical da contaminação por meio de uma ferramenta de alta resolução (perfilagem óptica ou *Membrane Interface Probe* – MIP). O avanço dessa ferramenta de alta resolução em subsuperfície é realizado por meio do método de perfuração por cravação contínua. Esse método foi descrito em detalhe no **Capítulo 14.2.1**.

A utilização das técnicas de alta resolução por cravação contínua possibilitam: melhorar a qualidade dos dados adquiridos para caracterização do meio, otimizar o tempo de investigação e direcionar pontos de investigação por métodos quantitativos.

A melhora da qualidade dos dados se dá pelo fato de a ferramenta fornecer um perfil contínuo da contaminação ao longo da investigação em vez de valores pontuais, normalmente obtidos pela investigação direta. Isso permite um mapeamento mais refinado da contaminação em subsuperfície e maior assertividade quando comparado aos métodos quantitativos. Destaca-se que essas ferramentas devem ser utilizadas para mapeamento de fase livre ou retida no solo. Esses equipamentos não devem ser utilizados para delimitação de fase dissolvida, com raras exceções (*Low Level/ MIP*).

O tempo de investigação é otimizado por meio das técnicas de alta resolução, pois o resultado da varredura vertical é fornecido em tempo real e permite investigar diversos pontos por dia, dependendo da geologia local. A resposta em tempo real possibilita a eventual mudança de pontos a serem investigados durante o campo, aumentando a velocidade das tomadas de decisão na estratégia dos trabalhos de campo.

Além disso, essas técnicas também são úteis no direcionamento dos pontos de investigação direta. O processo de tomada de decisão quanto aos intervalos alvos de coleta de amostras pontuais pode ser melhor fundamentado tomando-se como base as respostas obtidas pelas ferramentas de alta resolução. A resposta em tempo real permite a seleção das amostras nos pontos com maior percentual de contaminante, assim como a seleção de amostras para delimitar a contaminação verticalmente.

Ressalta-se que é de suma importância que essas técnicas sejam utilizadas em conjunto com técnicas de investigação direta. Apesar de as técnicas de alta resolução caracterizarem a contaminação, elas fornecem, resultados qualitativos ou semiquantitativos (sinais elétricos ou ópticos) e não as concentrações das SQRs em vapor, solo ou água. Os cálculos de massa devem ser baseados em dados de investigação direta, que podem ser correlacionados com os sinais das ferramentas de alta resolução.

Os próximos itens descrevem as principais tecnologias e ferramentas de investigação indireta por cravação contínua.

1.4.1. Perfilagem óptica (UVOST/ TARGOST/ Dye-LIF; OIP/ OIP-Green)

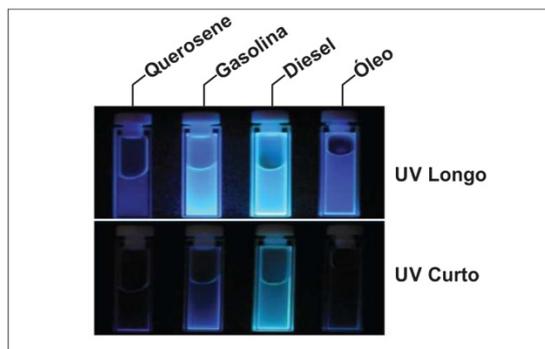
As ferramentas de perfilagem óptica têm por objetivo fornecer uma varredura vertical de subsuperfície para a compreensão da distribuição do NAPL (*non-aqueous phase liquid*) no meio físico. Embora cada tipo de ferramenta possua detalhes específicos, o princípio de operação dos equipamentos de perfilagem óptica é similar e consiste na cravação contínua, por um equipamento *direct-push*, de uma ponteira provida de uma fonte emissora de radiação ultravioleta (UV), que permite o levantamento do perfil vertical de respostas e coleta de dados qualitativos a semiquantitativos em escala de detalhe.

A Fluorescência Induzida a Laser (*Laser Induced Fluorescence* – LIF) e derivados consistem na indução da fluorescência de contaminantes orgânicos que possuem esta propriedade, tais como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH).

De maneira mais específica, os PAH são altamente fluorescentes devido à sua estrutura molecular (Dakota Technologies, 2021b). Elétrons em moléculas aromáticas absorvem energia leve a um dado comprimento de onda e reemitem energia na forma de fluorescência

com nível energético inferior (CLU-IN, 2018). As moléculas de PAH apresentam um espectro de emissão característico, e existe uma relação proporcional direta entre o comprimento de onda de fluorescência e o tamanho da cadeia policíclica, ou seja, quanto maior a cadeia policíclica, maior será o comprimento de onda emitido durante o efeito de fluorescência (St. Germain, 2012 *apud* Isler, 2020). Por esse motivo, combustíveis, óleos, creosotos e alcatrão – compostos por quantidades variáveis de hidrocarbonetos monoaromáticos, policíclicos aromáticos e alifáticos – apresentam perfis de fluorescência distintos. A **Figura 14.3-27** apresenta um exemplo de diferentes respostas de intensidade de fluorescência, para diferentes tipos de hidrocarbonetos de petróleo, dados dois tipos distintos de comprimento de onda.

Figura 14.3-27: Diferentes níveis de resposta de fluorescência à energia de excitação de mesmo comprimento de onda.



Fonte: Isler (2020, p. 36)

A ponteira provida com a fonte emissora de luz UV é geralmente cravada a uma velocidade constante pelo equipamento *direct-push* (usualmente próxima a 2 cm/s), permitindo a obtenção em média de dados a cada 2 ou 3 cm ao longo do perfil vertical da sondagem (CLU-IN, 2018).

Algumas das ferramentas de mapeamento que operam segundo o princípio da fluorescência serão detalhadas de maneira individual no decorrer deste capítulo, são elas:

- UVOST® (*Ultra Violet Optical Screening Tool*) e suas variantes TarGOST® (*Tar-specific Green Optical Screening Tool*) e Dye-LIF™ (*Dye-enhanced laser induced fluorescence system*);
- OIP® (*Optical Image Profiler*) e sua variante OIP-Green®.

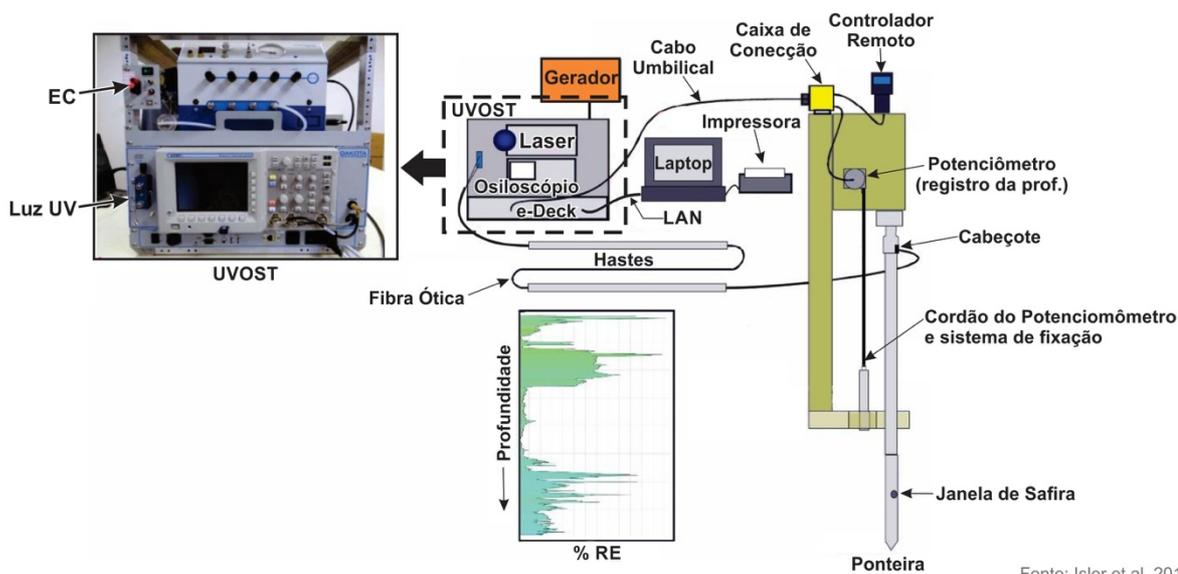
É importante destacar que cada tecnologia possui diferentes capacidades de detecção de compostos e diferentes limitações técnicas. É primordial avaliar as características do contaminante a ser investigado e consultar os desenvolvedores das ferramentas para que seja selecionada a ferramenta mais apropriada para a investigação pretendida do site.

1.4.1.1. UVOST® (*Ultra violet optical screening tool*)

O UVOST® é uma ferramenta LIF desenvolvida pela empresa Dakota Technologies e opera pelo método de cravação contínua (*direct-push*) realizando um mapeamento subsuperficial de NAPL contendo PAH. Para isso, a ferramenta possui uma fonte de emissão instalada em superfície conectada à ponteira que opera a partir da liberação de luz UV de comprimento de onda igual a 308 nm.

A luz é transmitida por meio de cabos óticos posicionados no interior das hastes de cravação até a ponteira da sonda, a qual possui uma janela de safira transparente para a inflexão do feixe de luz. A fluorescência emitida pelos hidrocarbonetos é captada e retorna por meio de fibra óptica para o módulo de conversão de sinal, que converte o sinal luminoso em sinal elétrico, para ser quantificado como intensidade de fluorescência. O equipamento conta com um filtro “*cutoff*” na entrada do sistema de detecção, para eliminar ruídos de pequenos comprimentos de onda gerados durante o trajeto da luz dentro do equipamento (Isler, 2020). A **Figura 14.3-28** apresenta um resumo dos principais componentes dessa ferramenta.

Figura 14.3-28: Principais componentes da ferramenta LIF/UVOST



Fonte: Isler et al, 2018

Fonte: Isler et al. (2018).

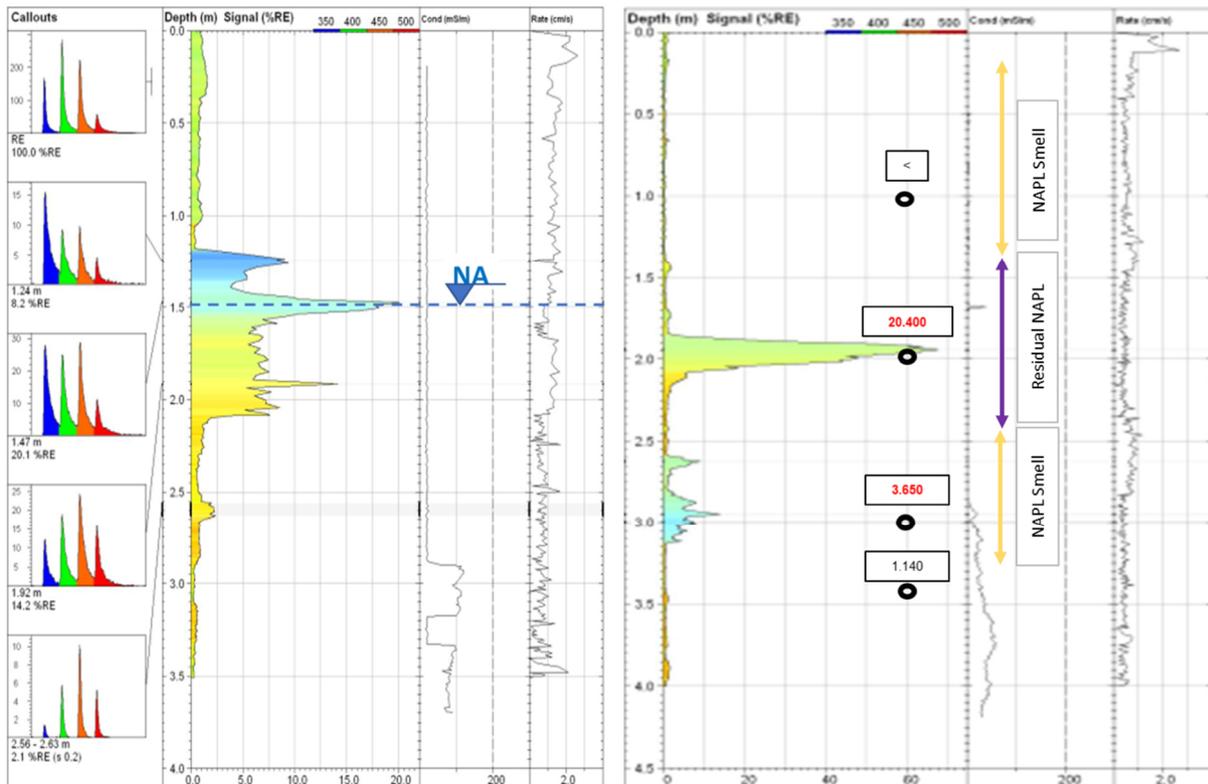
A intensidade de fluorescência é medida em porcentagem de reflectância em relação a um padrão de referência de emissão (*Reference emitter* – %RE). Antes do início dos trabalhos de campo, o equipamento deve ser submetido a um processo de calibração, no qual são medidos os níveis de fluorescência emitidos por uma substância padrão (mistura de óleos) fornecida pela fabricante. O equipamento apresenta como resposta uma decomposição em quatro canais de comprimentos de onda distintos, cada um responde a diferentes distribuições de tamanho das cadeias dos PAH:

- ✓ Azul: 350 nm
- ✓ Verde: 400 nm
- ✓ Laranja: 450 nm
- ✓ Vermelho: 500 nm

A intensidade e a taxa de decaimento dos quatro canais de comprimento de onda são medidas para gerar o que é chamado de “*waveforms*”, ou, em português, “forma de onda”, e são apresentados em “*call-outs*” ao longo do perfil. De maneira geral, processos de degradação por atenuação natural degradam o NAPL em hidrocarbonetos de cadeias policíclicas curtas, acarretando diminuição do sinal de fluorescência principalmente nos comprimentos de onda menores, de 350 nm e 400 nm (Isler et al., 2018).

As *waveforms* correlacionam, portanto, a intensidade de fluorescência em cada canal e os respectivos tempos de decaimento do sinal. A composição das cores de cada canal (azul, verde, laranja e vermelho) será refletida na coloração final do perfil de distribuição dos valores de %RE. A **Figura 14.3-29** apresenta um exemplo de um perfil obtido em campo e os picos de resposta correlacionados aos resultados analíticos de TPH obtidos em amostras de solo (resultados em mg/kg), coletadas tanto na zona vadosa como na zona saturada.

Figura 14.3-29: Perfil de resposta da ferramenta LIF/UVOST® e resultados analíticos de TPH obtidos em amostras de solo (resultados em mg/kg).



Fonte: ITRC (2019).

Conforme informações da fabricante, está disponível junto ao UVOST® um sensor complementar (UVOST® + HP) que realiza a perfilagem hidráulica da sondagem para caracterização em alta resolução da permeabilidade de solos e sedimentos não consolidados. As características de ferramentas de perfilagem hidráulica podem ser encontradas no **Capítulo 14.2**, item 1.

1.4.1.2. TarGOST® (Tar-specific Green Optical Screening Tool)

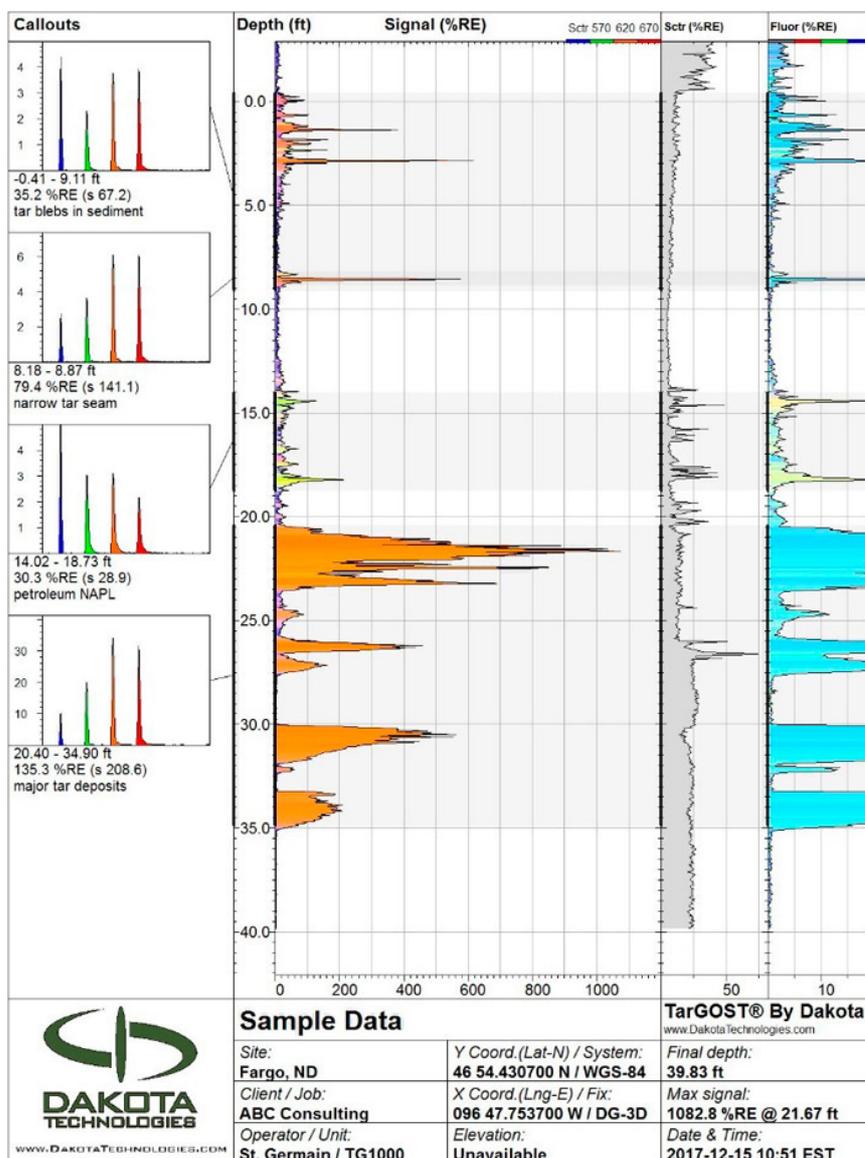
Desenvolvido pela empresa Dakota Technologies, o TarGOST® é similar ao UVOST® em termos construtivos. A ferramenta opera por meio da cravação contínua (*direct-push*) e se baseia no mesmo método explicado no item anterior de perfilagem óptica para avaliar o efeito de fluorescência de hidrocarbonetos. No entanto, foi projetada exclusivamente para a detecção de compostos de cadeias de carbono maiores e mais complexas, a partir da emissão de uma frequência de luz verde visível de maior comprimento, igual a 532 nm (CLU-IN, 2018). Segundo o fabricante, os limites de detecção no solo variam entre 100 ppm e 500 ppm aproximadamente (Dakota Technologies, 2021d). A ferramenta, segundo a mesma fonte, tem se mostrado aplicável na detecção dos seguintes produtos:

- ✓ alcatrão de carvão (alcatrão de hulha);
- ✓ creosoto;
- ✓ óleo bruto;
- ✓ bunker (óleo de navio, combustível de bancas);
- ✓ destilados pesados;
- ✓ alguns ftalatos como DEHP/BEHP;
- ✓ biodiesel.

Semelhante ao funcionamento da ferramenta anterior, as áreas de resposta da forma de onda são calculadas e apresentadas como uma porcentagem de reflectância em relação a um

padrão de referência de emissão (*Reference emitter* – %RE). A **Figura 14.3-30** apresenta um exemplo de um perfil obtido em campo.

Figura 14.3-30: Exemplo de um perfil obtido em campo



Fonte: ITRC (2019) e Dakota Technologies (2021d).

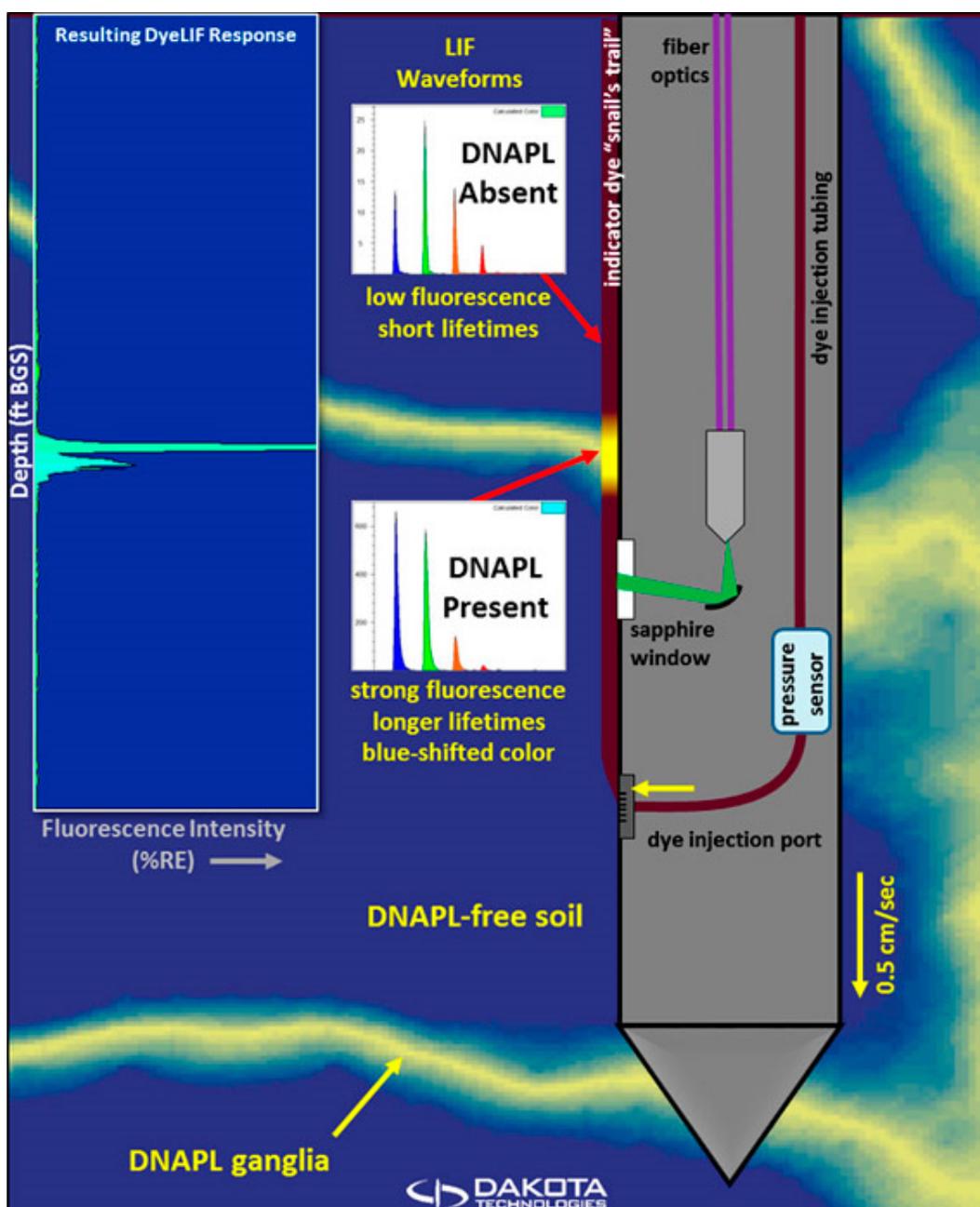
Conforme informações da fabricante, está disponível junto ao TarGOST® um sensor complementar (TarGOST® + HP) que realiza a perfilagem hidráulica da sondagem para caracterização em alta resolução da permeabilidade de solos e sedimentos não consolidados. As características de ferramentas de perfilagem hidráulica podem ser encontradas no **Capítulo 14.2**, item 1.

1.4.1.3. DyeLIF (*Dye-enhanced laser induced fluorescence system*)

O equipamento DyeLIF foi desenvolvido pela empresa Dakota Technologies e combina o método LIF com a injeção de um corante fluorescente (*Dye*) para tornar fluorescente os NAPL que não são fluorescentes sob fonte de luz UV, como, por exemplo, os *Dense non-aqueous phase liquid* (DNAPLs). As estruturas moleculares de DNAPLs clorados, como PCE e TCE, carecem de aromaticidade e, portanto, não apresentam fluorescência na luz UV (Dakota Technologies, 2021a).

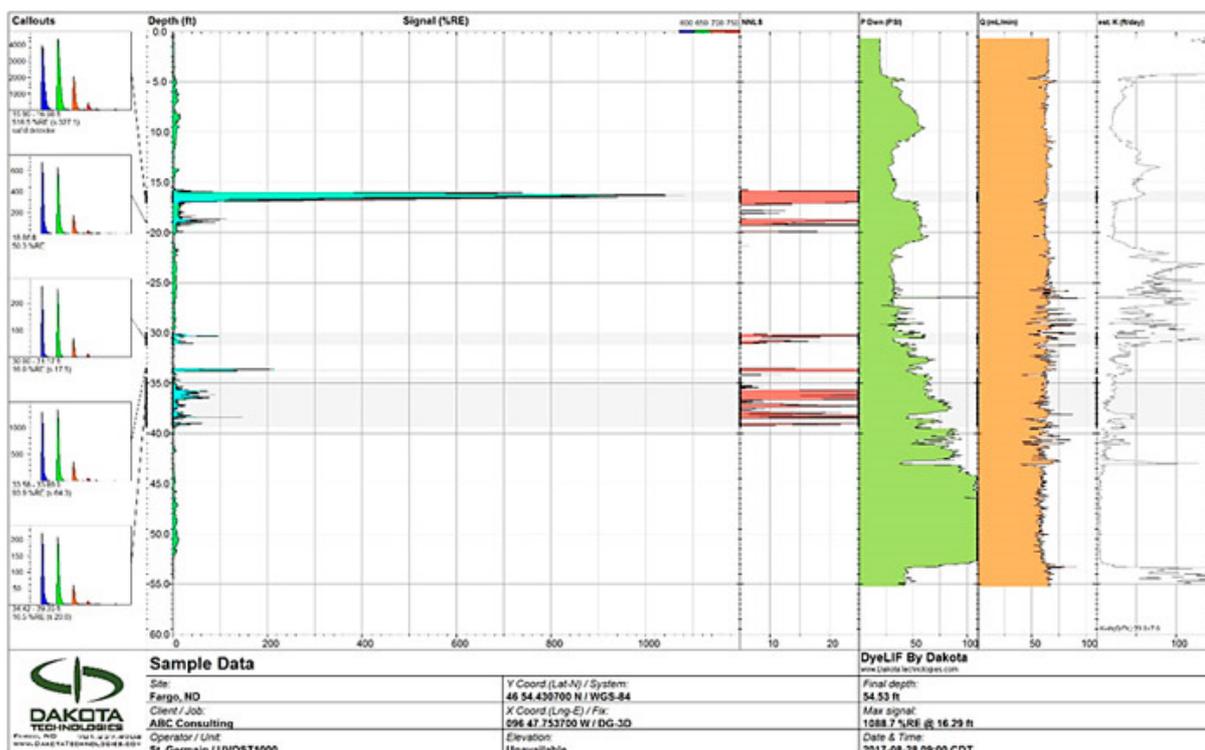
A técnica funciona basicamente por meio da injeção de uma pequena quantidade de fluido corante de propriedades hidrofóbicas através de uma pequena porta de injeção situada abaixo da janela de safira da ferramenta. À medida que a ponteira avança na formação, o corante injetado entra em contato com o solo e com o DNAPL presente no meio, permitindo sua detecção (Dakota Technologies, 2021a). Adicionalmente, a pressão e o fluxo de injeção do corante são monitorados para produzir valores estimados de condutividade hidráulica, semelhantes ao sensor *Hydraulic Profiling Tool* (HPT), descrito nos capítulos anteriores. Ainda que a ferramenta seja indicada para os solventes halogenados, recomenda-se a realização de testes de bancada com o NAPL de interesse para avaliar sua aplicabilidade no site em investigação (ITRC, 2019). A **Figura 14.3-31** apresenta um resumo do princípio de funcionamento da ferramenta, e a **Figura 14.3-32** apresenta um exemplo de um perfil obtido em campo.

Figura 14.3-31 – Princípio de funcionamento da ferramenta DyeLIF



Fonte: ITRC (2019) e Dakota Technologies (2021a).

Figura 14.3-32 – Exemplo de um perfil obtido em campo



Fonte: ITRC (2019) e Dakota Technologies (2021a).

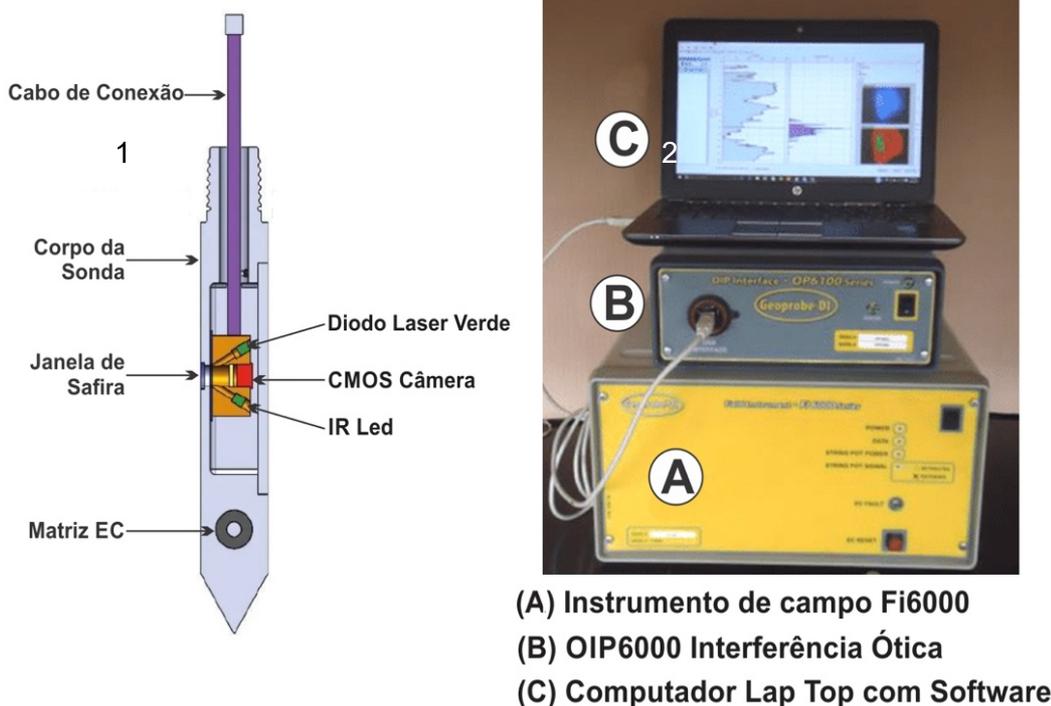
1.4.1.4. OIP® (Optical Image Profiler)

O OIP® foi desenvolvido pela empresa Geoprobe System e opera pelo método de cravação contínua (*direct-push*), realizando um mapeamento subsuperficial de NAPL que contenha PAH. Para isso, a ferramenta possui um emissor de luz UV de comprimento de onda de alcance igual a 275 nm. A estrutura do OIP® é composta por uma sonda equipada com uma janela de safira, uma fonte emissora de luz *light emitting diode* (LED) UV, uma microcâmera e uma luz LED branca visível. Ao longo do avanço da sonda, a microcâmera é capaz de capturar 30 imagens por segundo e armazenar uma imagem a cada 0,05 pés (aproximadamente 15 mm). O avanço da sonda pode ser interrompido na profundidade de interesse para capturar uma imagem de fluorescência ou uma imagem de luz visível da formação. A *trunk line* (ou linha principal), no interior das hastas, conecta a sonda com a interface eletrônica e com o instrumento de aquisição de dados, que fornecem energia e armazenam os resultados.

As imagens capturadas pela microcâmera a partir do uso da luz UV são analisadas por um software que processa a área de porcentagem de fluorescência pela área total da imagem capturada, utilizando a base matriz (tonalidade), saturação (pureza) e valor (brilho) da cor, conforme escala de HSV (*hue, saturation and value*). As imagens capturadas com o uso da luz visível são utilizadas para a determinação da cor do solo, da textura, do tamanho dos grãos e até mesmo auxiliar na avaliação da presença visível de NAPL.

A **Figura 14.3-33** apresenta os aspectos construtivos básicos da ferramenta OIP e a **Figura 14.3-34** apresenta um exemplo de um perfil obtido em campo. Nota-se que a imagem capturada representa a imagem não filtrada, detectada pela ferramenta. Já a imagem analisada é a imagem após a aplicação dos filtros digitais, os quais eliminam pixels que não representam a fluorescência do produto (ITRC, 2019).

Figura 14.3-33 – Ferramenta OIP



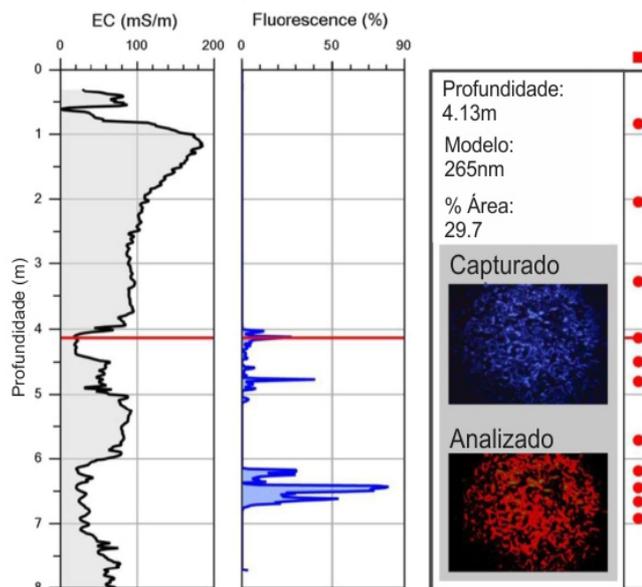
Fonte: McCall *et al.* (2018).

Notas:

1 – Aspectos construtivos básicos

2 – Componentes eletrônicos da sonda

Figura 14.3-34 - Exemplo de um perfil obtido em campo.



Fonte: McCall *et al.* (2018).

Nota: No perfil da direita, é apresentada o log com o percentual de fluorescência do perfil de sondagem (*Fluorescence %*). O canto inferior direito apresenta a imagem capturada, a imagem analisada e o resultado igual a 29,7% de área de fluorescência na profundidade de 4,13 m.

Geralmente, na sonda OIP® estão disponíveis sensores complementares, como o sensor de Condutividade Elétrica (EC), que adquire registros da condutividade elétrica da formação. Outro sensor complementar disponível é o HPT, que fornece a perfilagem hidráulica capaz de caracterizar a permeabilidade de solos e sedimentos não consolidados em alta resolução. As

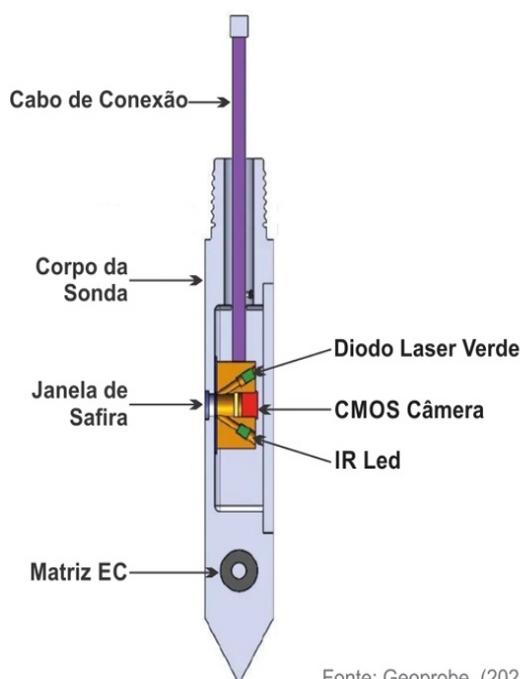
características de ferramentas de perfilagem hidráulica podem ser encontradas no **Capítulo 14.2**, item 1.

1.4.1.5. OIP-Green®

O OIP-Green® possui o mesmo princípio de funcionamento do OIP-UV descrito anteriormente, porém é equipado com uma fonte de luz verde de intensidade aproximada de 520 nm e um LED infravermelho (ITRC, 2019). O processo operacional da sonda OIP-Green® é o mesmo descrito para o sistema OIP-UV. Esta ferramenta é utilizada para investigação de óleos mais pesados com cadeias de carbono maiores, como o creosoto e alcatrão, por exemplo. Esses compostos mais pesados apresentam baixa ou nenhuma fluorescência sob a luz ultravioleta, mas apresentam boa fluorescência sob uma fonte de luz verde.

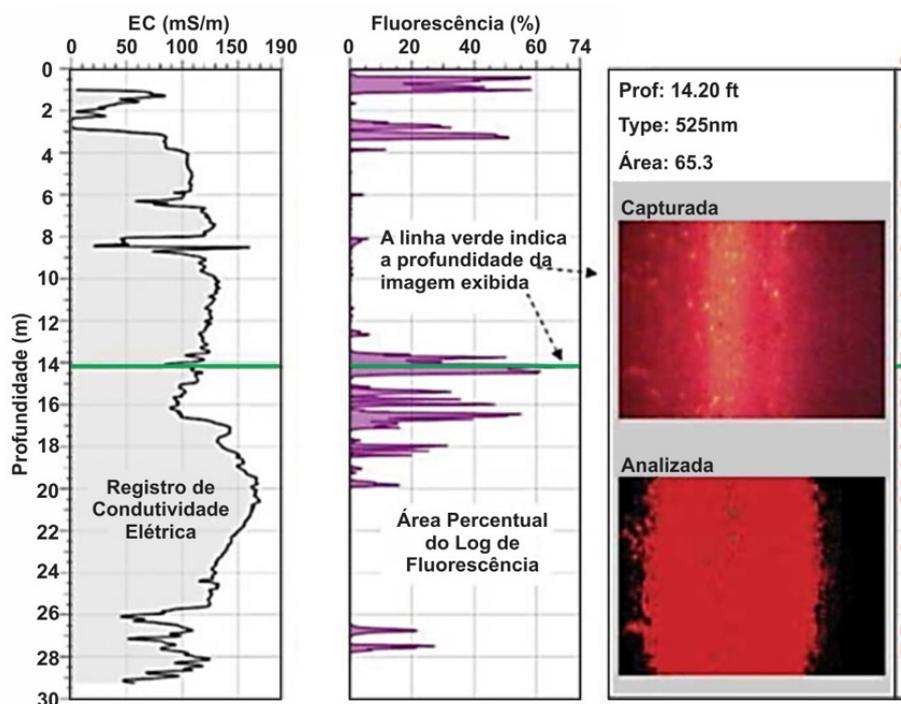
A **Figura 14.3-35** apresenta os aspectos construtivos básicos da ferramenta OIP-Green® e a **Figura 14.3-36** apresenta um exemplo de um perfil obtido em campo.

Figura 14.3-35 – Aspectos construtivos básicos da ferramenta OIP-Green



Fonte: Geoprobe Systems (2021b).

Figura 14.3-36 – Exemplo de registros de campo



Fonte: Geoprobe Systems (2021b).

Para esta sonda, também estão disponíveis sensores complementares, como o sensor de Condutividade Elétrica (EC), que adquire registros da condutividade elétrica da formação. Outro sensor complementar disponível é o HPT, que fornece a perfilagem hidráulica capaz de caracterizar a permeabilidade de solos e sedimentos não consolidados em alta resolução.

1.4.2. Membrane Interface Probe (MIP)

O *Membrane Interface Probe* (MIP), desenvolvido pela empresa Geoprobe Systems®, opera pelo método *direct push* para a detecção em tempo real, de forma semiquantitativa, de compostos orgânicos voláteis (VOC) e alguns semivoláteis (SVOC) presentes no solo e/ou água subterrânea, proporcionando uma varredura e mapeamento de compostos como os pertencentes ao grupo dos solventes halogenados, hidrocarbonetos de petróleo na faixa da gasolina, metano e outros (CLU-IN, 2023; Geoprobe Systems, 2021a).

Adicionalmente, quando associado ao HPT (*Hydraulic Profiling Tool*), auxilia no entendimento da geologia do local, na distribuição dos contaminantes voláteis *in situ*, considerando suas zonas de transporte, assim como zonas de armazenamento e “*back diffusion*”, na localização das zonas alvo para amostragem, assim como zonas alvo de tratamento, e na locação correta de poços de monitoramento em tempo real (Geoprobe, 2021a).

O sistema de funcionamento do MIP consiste em uma sonda equipada com um bloco de aquecimento que contém uma membrana semipermeável. O bloco esquenta e aquece o solo ao seu redor (saturado ou insaturado) a aproximadamente 120 °C, o que permite com que os VOC presentes no solo e/ou na água sejam volatilizados e capturados pela membrana.

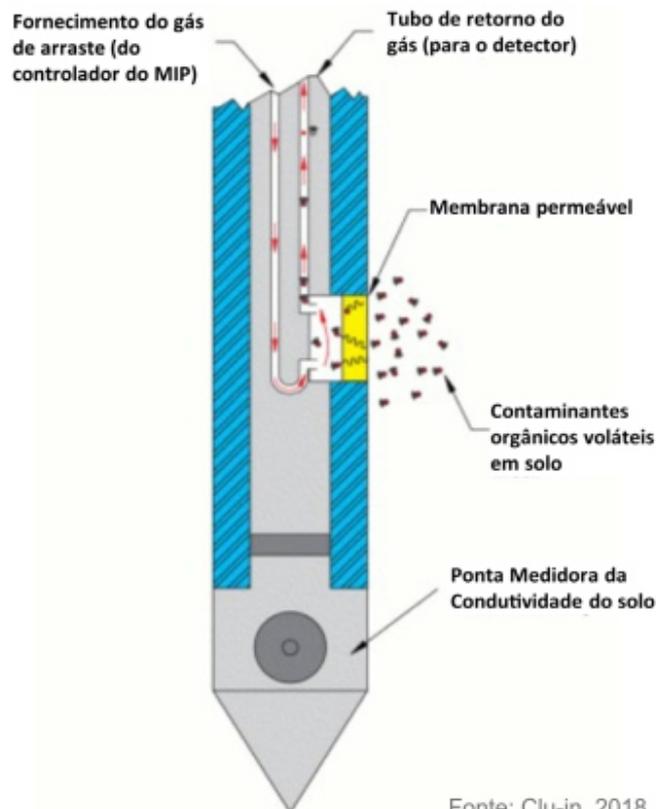
Os voláteis capturados chegam até os detectores contidos em um cromatógrafo gasoso a partir da *trunk line* que utiliza um fluxo de gás inerte (gás de arraste), para o transporte dos voláteis até os diferentes sensores do cromatógrafo. O gás mais comumente utilizado é o gás nitrogênio, podendo também ser utilizado o hélio (CLU-IN, 2023; ITRC, 2019).

Próximo à sua ponteira, a sonda possui ainda um sensor de Condutividade Elétrica (EC), que fornece dados da litologia a cada 15 mm, conforme seu avanço. A velocidade desse avanço normalmente ocorre considerando a dificuldade de penetração indicada pela litologia e pela indicação da taxa de penetração (*Rate of Penetration*), que é obtida ao longo de todo o perfil. A taxa de avanço padrão da sonda é 1 ft/min, ou 30 cm/min, sendo 15 segundos para avanço dos 30 cm e 45 segundos de espera. Este intervalo de tempo permite o aquecimento da sonda e da formação, para que os voláteis do meio volatilizem e atravessem a membrana chegando até o sistema de detecção dos sensores, além de proporcionar a dessorção dos contaminantes da membrana depois de passar por uma zona contaminada (Geoprobe System, 2020).

É importante ressaltar que vários fatores podem influenciar a movimentação dos compostos orgânicos voláteis da formação para a membrana, pelo gás de arraste e até os sensores, como: o tipo de solo, seu nível de saturação, a temperatura e a pressão na membrana, além das características físico-químicas dos próprios contaminantes (ITRC, 2019).

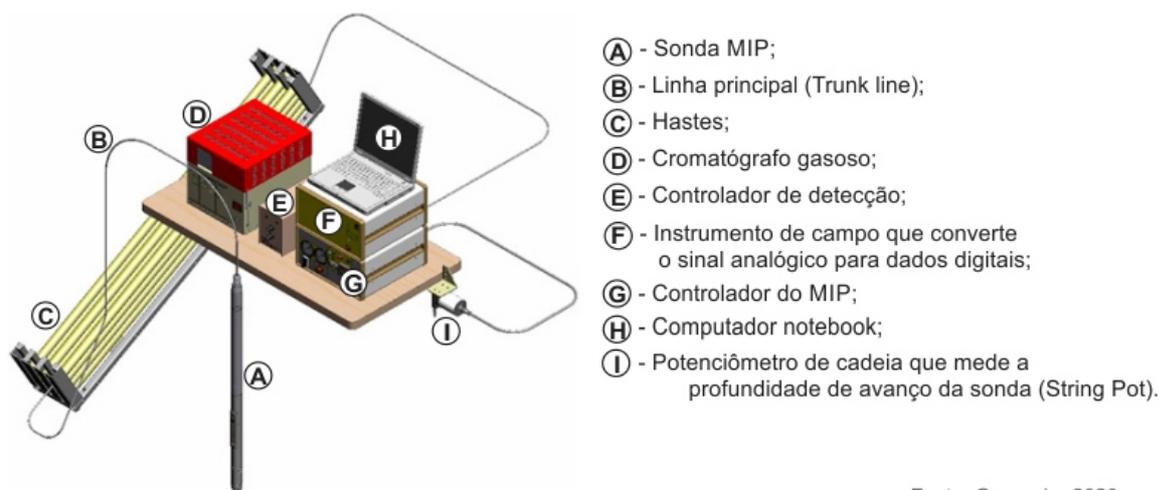
A **Figura 14.3-37** apresenta o princípio de operação do MIP e a **Figura 14.3-38** apresenta os componentes padrões do sistema MIP.

Figura 14.3-37 – Princípio de operação do MIP



Fonte: CLU-IN (2018).

Figura 14.3-38 – Componentes padrão do sistema MIP



Fonte: Geoprobe Systems (2020).

Os detectores disponíveis no cromatógrafo gasoso atrelado ao sistema para análise dos voláteis são: PID, FID, XSD e ECD. Cada um deles apresenta maior sensibilidade para a detecção de certos compostos, o que auxilia na determinação da classe de compostos presentes na área. A **Tabela 14.3-5** mostra um breve resumo dos grupos de compostos detectados por cada um dos sensores (ITRC, 2019).

Tabela 14.3-5 – Grupo de compostos e resposta dos sensores do sistema MIP

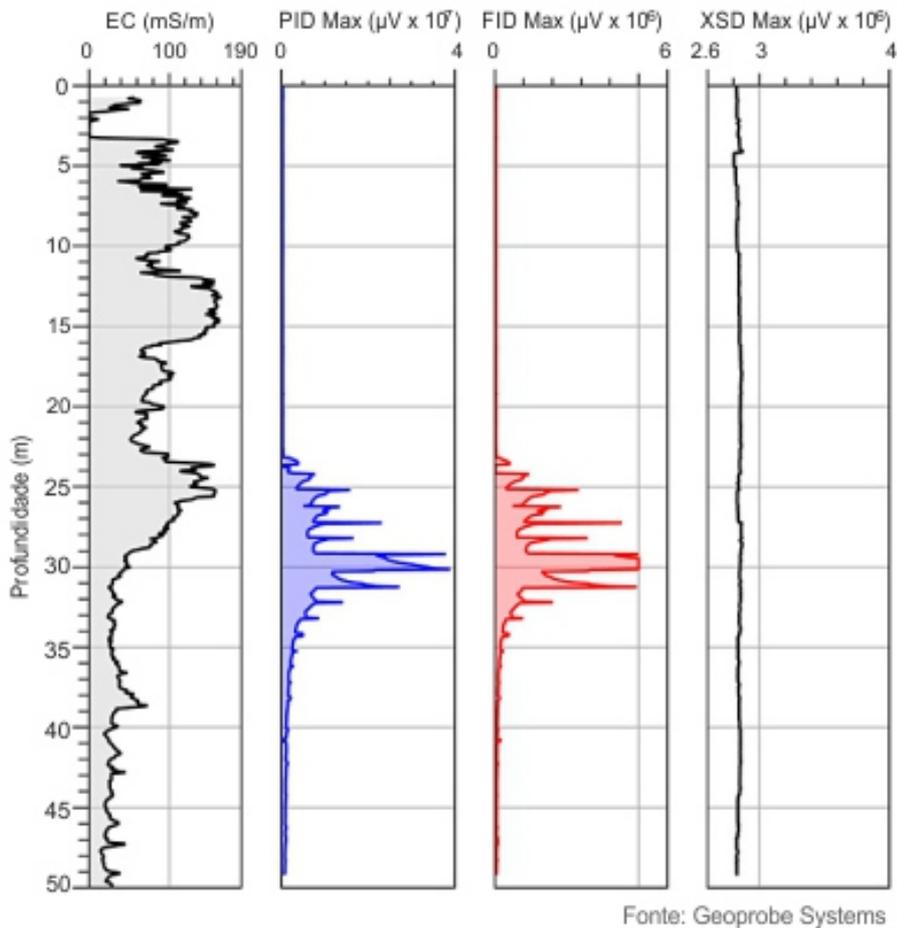
Grupo de Compostos e Resposta dos Sensores do Sistema MIP						
Detector	Etenos Clorados ou fluorados	Alcanos clorados	Gasolina, diesel ou combustível de petróleo semelhante	BTEX, Naftaleno	Metano	Combustível de petróleo misto ou BTEX e VOCs halogenados
PID (Photoionization detector)	Moderado a alto	Nenhum para baixo	Moderado a alto	Alto	N/D	Moderado a alto
FID (Flame ionization detector)	Baixo*	Baixo	Alto	Alto	Alto	Moderado a alto
ECD (Electron Capture Detector)	Baixo para alto	Alto	N/D	N/D	N/D	Baixo para alto
XSD (Halogen Specific detector)	Moderado a alto	Alto	N/D	N/D	N/D	Moderado a alto
*	O FID costuma responder em DNAPL clorado	A detecção de alcenos clorados no PID pode diferenciar alcanos clorados que não respondem no PID	A resposta PID-FID relativa irá variar com o grau de intemperismo	Outros VOCs não clorados podem dar um padrão de resposta semelhante	Útil para rastrear plumas de gás de aterro sanitário, liberação de gás natural ou para monitorar metano produzido por processos anaeróbicos in situ	-

Fonte: ITRC (2019).

Os resultados obtidos a partir da perfilagem com o MIP são apresentados em perfis contínuos (plotados em relação à profundidade), por meio da utilização do software *Direct Image Viewer*. Os logs relacionados aos detectores resultam do sinal elétrico, em uVolts, produzido por cada um dos sensores, indicando a distribuição relativa dos compostos orgânicos voláteis ao longo do perfil (ITRC, 2019; Cascade environmental, 2021), conforme apresentado na **Figura 14.3-39**.

Outro log também apresentado resulta dos valores de condutividade elétrica do solo em mS/m, obtidos a partir do sensor de Condutividade Elétrica, sendo valores até 2 mS/m indicativos de grãos maiores, como a areia; valores entre 2 e 10 mS/m, silte; e acima de 10 mS/m, grãos mais finos como a argila (Geoprobe System, 2020).

Figura 14.3-39 – Registro de MIP com contaminação por gasolina em aquífero aluvial

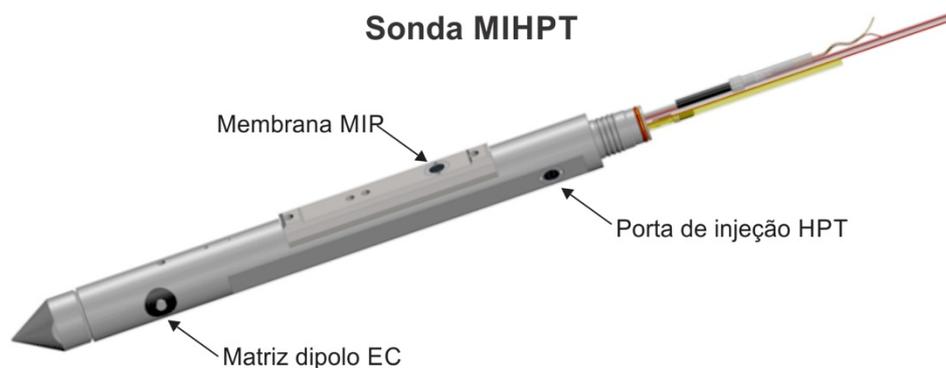


Fonte: Geoprobe Systems (2020).

É possível selecionar diferentes logs para visualização no software, como: temperatura da sonda, pressão na *trunk line*, fluxo do gás de arraste, razão de penetração, entre outros. A forma de apresentação dos perfis de logs obtidos pode-se dar por meio de seção, sendo também possível exportar os dados para programas de modelagem 3D.

O MIP pode, ainda, ser combinado com outras ferramentas, como o *Cone Penetration Test* (CPT), para obter informações sobre o tipo de solo e resistência dos materiais em subsuperfície, e com o *Hydraulic Profiling Tool* (HPT), que opera injetando água em subsuperfície a uma taxa de fluxo específica (geralmente menos de 300 mL / min), e apresenta uma pressão de injeção que fornece um indicativo das propriedades hidráulicas do solo e possibilita o entendimento da permeabilidade da formação. No processamento dos dados obtidos pelo MIHPT, pode-se também estimar a condutividade hidráulica (K) e a elevação do lençol freático (CLU-IN, 2018; Cascade Environmental, 2021).

Figura 14.3-40 – Sonda MIHPT



Fonte: Geoprobe Systems

Fonte: Geoprobe Systems (2020).

Para validação dos dados obtidos pela sonda, ilustrada na **Figura 14.3-40**, são necessários alguns testes de qualidade e controle, que devem ser realizados antes e depois de cada log. Os testes de qualidade do MIHPT incluem testes de resposta química, assegurando que a membrana, a *trunk line* e os detectores são capazes de proporcionar sinais além da linha de base e de possíveis ruídos, a partir da utilização de soluções padrões. O sensor de Condutividade Elétrica é verificado a partir de um teste de dipolo com valores altos e baixos, relacionados a valores de ocorrência no solo. Já o sensor do HPT e sua membrana são testados a partir do “teste de referência do HPT”, baseado na medição da coluna d’água já estabelecida, proporcionando uma medição certa da pressão atmosférica (Geoprobe Systems, 2020; Dakota Technologies, 2021c).

Existe ainda uma tecnologia conhecida como *Low Level MIP* (LL MIP), desenvolvida pela Geoprobe Systems®, que aumenta a sensibilidade dos sensores e, portanto, a utilidade da ferramenta de perfuração MIP. A principal característica da tecnologia LL MIP é que o fluxo de gás de arraste interno da membrana MIP é pulsado, e não contínuo. O gerenciamento da pulsação do fluxo de gás é feito pelo controlador de fluxo de pulso e pelo software. Isso resulta em uma quantidade mais concentrada dos contaminantes de VOC entregue aos detectores do cromatógrafo, o que aprimora a acuracidade quando se espera ter, ou se tem baixas concentrações de contaminante, devido a um menor “limite de quantificação” alcançado por meio dessa dinâmica. Essa tecnologia fornece a capacidade de rastrear e mapear os contaminantes, atingindo limites de detecção bem abaixo de 100 ppb para os compostos orgânicos voláteis totais (Geoprobe, 2021a; Dakota Technologies, 2021c).

1.4.3. Comparação entre as técnicas e detectores citados

A **Tabela 14.3-6** sumariza os métodos de alta resolução por cravação contínua mencionados.

Tabela 14.3-6: Vantagens e limitações dos métodos de alta resolução por cravação contínua.

Técnica	Contaminantes	Vantagens	Limitações
UVOST®	Hidrocarbonetos aromáticos	Respostas em tempo real, possibilita detecção de fase residual no solo, grande quantidade de dados em escala vertical e horizontal, a depender da malha de investigação, diminuição na geração de resíduos comparado a sondagens convencionais	Não caracterizam qual tipo de contaminante, não fornecem dados quantitativos (i. e concentrações), a performance irá depender da geologia local, geralmente não detecta contaminação em fase dissolvida
TarGOST®	Hidrocarbonetos aromáticos com cadeias de carbonos maiores e mais complexas, tais como: alcatrão, creosoto, óleo bruto, e outros	Respostas em tempo real, possibilita detecção de fase residual no solo, grande quantidade de dados em escala vertical e horizontal, a depender da malha de investigação, diminuição na geração de resíduos comparado a sondagens convencionais	Não caracterizam qual tipo de contaminante, não fornecem dados quantitativos (i.e concentrações), a performance irá depender da geologia local, geralmente não detecta contaminação em fase dissolvida
DyeLIP®	Hidrocarbonetos alifáticos clorados	Respostas em tempo real, possibilita detecção de fase residual no solo, grande quantidade de dados em escala vertical e horizontal, a depender da malha de investigação, diminuição na geração de resíduos comparado a sondagens convencionais	Não caracterizam qual tipo de contaminante, não fornecem dados quantitativos (i.e concentrações), a performance irá depender da geologia local, geralmente não detecta contaminação em fase dissolvida, necessário injetar corante no meio físico para reagir com o contaminante, é sensível a interferências na matriz do solo (conchas, papel, turfa, raízes, cal, entre outros)
OIP®	Hidrocarbonetos aromáticos	Respostas em tempo real, possibilita detecção de fase residual no solo, grande quantidade de dados em escala vertical e horizontal, a depender da malha de investigação, diminuição na geração de resíduos comparado a sondagens convencionais	Não caracterizam qual tipo de contaminante, não fornecem dados quantitativos (i.e concentrações), a performance irá depender da geologia local, geralmente não detecta contaminação em fase dissolvida, é sensível a interferências na matriz do solo (conchas, papel, turfa, raízes, cal, entre outros)
OIP Green®	Hidrocarbonetos aromáticos	Respostas em tempo real, possibilita detecção de fase residual no solo, grande quantidade de dados em escala vertical e horizontal, a depender da malha de investigação, diminuição na geração de resíduos comparado a sondagens convencionais	Não caracterizam qual tipo de contaminante, não fornecem dados quantitativos (i.e concentrações), a performance irá depender da geologia local, geralmente não detecta contaminação em fase dissolvida
MIP	Hidrocarbonetos aromáticos e alifáticos	Respostas em tempo real, possibilita detecção de fase residual no solo, grande quantidade de dados em escala vertical e horizontal, a depender da malha de investigação, diminuição na geração de resíduos comparado a sondagens convencionais, as moléculas de VOC em fase gasosa, dissolvida, sólida ou livre podem particionar e ser detectada pela membrana	Não caracterizam qual tipo de contaminante, não fornecem dados quantitativos (i.e concentrações), a performance irá depender da geologia local

Fonte: ITRC (2019).

2. Métodos quantitativos de investigação

Os métodos quantitativos de investigação são técnicas que permitem a obtenção de dados quantitativos a respeito da qualidade do meio. Essas técnicas fazem uso da coleta de dados por meio de amostragem ativa dos compartimentos do meio, as quais serão submetidas aos procedimentos analíticos em laboratório, que, por sua vez, reportam concentrações do contaminante no meio amostrado.

É importante mencionar que, dentro do contexto dos processos de GAC, foram introduzidas diversas técnicas qualitativas de investigação que contribuem para o processo de tomada de decisão relacionado à amostragem quantitativa. Em outras palavras, as técnicas de *screening* mostraram-se úteis e auxiliaram na decisão de onde alocar os pontos para a amostragem ativa dos compartimentos do meio. Essa combinação de técnicas potencializa a assertividade das investigações ambientais. As técnicas de investigação qualitativa foram abordadas no item 14.3.1.

Os próximos itens deste capítulo apresentarão as principais técnicas de investigação quantitativas empregadas na caracterização de contaminantes em:

- ✓ fase livre;
- ✓ fase retida;
- ✓ fase dissolvida.

2.1. Fase livre

2.1.1. Visão geral do problema e definição de fase livre (NAPL)

Non-Aqueous Phase Liquid (NAPL) significa fase líquida imiscível. Essa fase pode possuir características de menor ou maior densidade do que a água, recebendo a denominação de *Light Non-Aqueous Phase Liquid* (LNAPL) e *Dense Non-Aqueous Phase Liquid* (DNAPL), respectivamente. No GAC do Brasil, a ocorrência de produto puro e imiscível em água passou a ser definida como “fase livre”. Diversos outros atributos e forças de interação em microescala acabam definindo a real mobilidade do produto em fase livre e, portanto, os referidos termos não devem ser entendidos como uma descrição literal do seu comportamento em subsuperfície (PEDE, 2009; Suthersan et al., 2015; ITRC, 2018a; Sale et al., 2018; Teramoto et al., 2019; McCall et al., 2018).

Ao longo das últimas décadas, pesquisas científicas e a experiência prática em projetos de GAC, assim como da indústria de óleo e gás, contribuíram muito para o entendimento mais detalhado sobre o comportamento de compostos em fase livre (NAPL) no ambiente subsuperficial. Contudo, embora tenha evoluído no entendimento técnico do problema, uma vez lançado o NAPL no ambiente, mesmo em condições ideais, é provável que uma parte dele permaneça trapeada nos poros do solo como uma fase imóvel, ou retida.

As dificuldades associadas à presença de NAPL em subsuperfície também levaram ao estabelecimento de novos conceitos no âmbito das estratégias de remediação passíveis de serem aplicadas, tais como o estabelecimento de medidas de intervenção para remediação até o limite praticável, reconhecendo-se a impossibilidade de remoção total do produto em fase livre.

Em paralelo, medidas de remediação também têm evoluído, desde técnicas convencionais de recuperação hidráulica de produto, sistemas de extração a vácuo até processos mais inovadores que visam o ataque às frações mais móveis do NAPL, processos térmicos e/ou processos que visam a transformação da composição química do NAPL. Não menos importante, o amadurecimento do entendimento técnico quanto aos riscos envolvidos no processo de GAC que envolvem plumas de fase livre.

Diante dessas considerações, a condução adequada de cada etapa de caracterização de áreas impactadas é de suma importância para o devido gerenciamento do processo e controle de eventuais cenários de risco de exposição.

2.1.2. Técnicas quantitativas de caracterização de contaminantes em fase livre

O presente capítulo tem por objetivo apresentar as principais técnicas utilizadas na etapa de caracterização de áreas impactadas por fase livre. É importante ressaltar que a aplicação de técnicas quantitativas de investigação como uma etapa complementar às técnicas qualitativas descritas no **Capítulo 14.3.1**, contribui muito com um processo de tomada de decisão mais assertiva e menos enviesada.

As propostas consagradas de coleta de dados para investigação direta, com a finalidade de elaborar um modelo conceitual de uma área contaminada por NAPL (ITRC (2018b), Suthersan et al. (2015), McCall et al. (2018), Teramoto et al. (2019)), envolvem técnicas que relacionam a presença de NAPL com o meio físico por meio de análises quantitativas. Esses métodos consistem em intervenções para observação e análise das condições encontradas em subsuperfície, por meio de coletas de testemunhos de solo e/ou do próprio NAPL.

Os métodos diretos de investigação de NAPL mais utilizados para a construção de modelos conceituais robustos são:

- ✓ inspeção visual;
- ✓ caracterização físico-química do produto em fase livre;
- ✓ análises de saturação da NAPL em laboratório;
- ✓ **Paint filter liquids test:** metodologia normatizada pela USEPA, originalmente utilizada para determinar a presença de líquidos imiscíveis em uma amostra representativa de resíduo, sendo assim, aplicável como método direto para a determinação da presença de NAPL em uma determinada amostra. O ensaio consiste na inserção de 100 gramas de amostra em um filtro de pintura cônico com abertura inferior de 60 *mesh* (+/- 5%), posicionado acima de uma proveta graduada ou de um béquer. Após cinco minutos, é verificado se alguma fração líquida do material passou pelo filtro e ficou retida no recipiente logo abaixo. Caso a resposta do teste seja positiva, o material é classificado como “contém líquidos livres”. Para a investigação de NAPL, além de atestar a presença, o resultado positivo desse teste é um indicativo de que há um volume recuperável na camada na qual a amostra foi coletada, porém, a obtenção de uma estimativa mais precisa desse volume, bem como da massa total do produto requer aplicação de outras ferramentas.
- ✓ **Poços de monitoramento para investigação de NAPL:** a instalação de poços de monitoramento para a investigação da ocorrência de fase livre configura-se como uma das técnicas historicamente mais difundidas no mercado. Contudo, apresenta algumas limitações e incertezas, principalmente nas etapas iniciais do processo de GAC, quando ainda não se tem uma caracterização mais detalhada do meio físico nem das unidades hidroestratigráficas que o compõem. Tais incertezas devem ser consideradas no contexto do modelo conceitual da área. No entanto, a aplicação dessa técnica pode ser usada no mapeamento da ocorrência de fase livre, para acessar a zona saturada do aquífero, ou se eventualmente atingiu zonas mais profundas do aquífero (por exemplo, compostos do tipo DNAPL). A fase livre de LNAPL, ao ser interceptada pelo poço de monitoramento, migra pela seção filtrante, permitindo, com isso, sua inspeção visual, medição de espessura e coleta de amostra para caracterização. Ressalta-se que a detecção mais acurada do produto em fase livre dentro do poço depende diretamente da alocação mais assertiva da seção filtrante, que deverá

levar em conta quais são as unidades hidroestratigráficas de interesse, além das variações sazonais do nível de água e das características do produto em fase livre. O julgamento falho quanto à correta caracterização desses aspectos pode levar a uma resposta não fidedigna das condições de impacto. Um exemplo clássico é a instalação de poços com seção filtrante afogada, que não permite a real medição da espessura de fase livre nos poços, mascarando o real cenário de impacto.

2.1.3. Comparação entre os métodos quantitativos de caracterização de fase livre

A **Tabela 14.3-7** sumariza as vantagens e limitações das técnicas quantitativas de caracterização de fase livre.

Tabela 14.3-7: Vantagens e limitações dos métodos quantitativos de investigação de fase livre

Técnicas	Vantagens	Limitações
Inspeção Visual	Rápida execução em campo. Sem custos quantitativos envolvidos. Fornecer subsídios para a tomada de decisão quanto aos horizontes alvos para amostragem.	Susceptível às interpretações e percepções pessoais. Método apenas qualitativas. Altamente dependente do grau de impacto do meio. Impactos podem ser imperceptíveis ao olho nu. Avaliação dependente da alocação assertiva do ponto de investigação.
Caracterização Físico química	Fornecer dados de composição físico-química dos impactos. Podem fornecer subsídios quanto ao estágio de degradação dos impactos. Podem fornecer subsídios quanto a origem/fonte dos impactos.	Envolve custos analíticos e de perfuração. Podemos requerer a coleta de várias amostras por ponto de investigação. Avaliação dependente da alocação assertiva do ponto de investigação.
Paint filter liquids test	Determinação direta sobre a ocorrência de NAPL Permite uma verificação laboratorial sobre a presença de NAPL recuperável/móvel na amostra	Não fornece dados de concentração das SQL. Não fornece dados composicionais da amostra. Envolve custos analíticos e de perfuração. Podemos requerer a coleta de várias amostras por ponto de investigação. Avaliação dependente da alocação assertiva do ponto de investigação.
Poços de monitoramento	Execução relativamente simples em campo Técnica bem difundida no mercado Custos relativamente acessíveis e mais baratos do que outras técnicas Permite, quando adequadamente instalado, a identificação visual da presença de fase livre móvel	Avaliação dependente da alocação assertiva do ponto de investigação. Medições de espessura da NAPL podem não representar situação de distribuição do NAPL no meio. Se não estiverem bem instalados, podem atuar com uma via de fácil acesso para a contaminação ingressar ou atingir zonas mais profundas do meio.

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

2.2. Fase retida

2.2.1. Visão geral do problema e definição de fase retida

Os contaminantes orgânicos presentes no solo como “glóbulos” isolados no meio poroso, retidos por forças capilares, recebem a denominação de “saturação residual” (USEPA, 1991) e, junto aos contaminantes adsorvidos a grãos de solo, constituem o conjunto de contaminantes imóveis no meio, referido, neste capítulo, como “fase retida”. Complementarmente, a fase retida pode atuar como fonte secundária de contaminantes para a fase dissolvida quando presente: (i) na zona não saturada, em que a água das chuvas pode lixiviar contaminantes da zona vadosa para a não saturada; e (ii) na zona saturada, em horizontes de ocorrência pretérita de fase livre.

Dentro dos processos de GAC, a coleta de amostras de solo representativas é crucial para a caracterização fase retida. A avaliação dos impactos no solo é usualmente baseada na concentração dos compostos químicos de interesse. Para essa avaliação, as amostras de solo não devem ser realizadas apenas na zona vadosa, mas também na zona saturada. Adicionalmente, as heterogeneidades multiescala presentes no meio dificultam ainda mais a execução de uma amostragem representativa.

A utilização de métodos qualitativos de investigação em fases preliminares auxilia e é muito útil para a definição dos designs amostrais da investigação quantitativa. Esse *screening* otimiza os custos das etapas de investigação quantitativa, pois a amostragem dos compartimentos do meio pode ser realizada em menor densidade, apenas nos pontos onde foram indicadas anomalias qualitativas positivas. Contudo, deve-se atentar para a resolução das ferramentas qualitativas, evitando os “falsos negativos”.

Frente a esses desafios, o tipo de amostra e o design amostral devem ser determinados de acordo com a área de amostragem e volume a ser caracterizado (USEPA, 2002). Este capítulo apresenta algumas metodologias de amostragem de solo, tanto na zona vadosa como na zona saturada. Essas metodologias contemplam amostragens simples e compostas, padrões de distribuição das amostras horizontal e verticalmente (designs amostrais) e a metodologia multi-incremento.

2.2.2. Metodologias de amostragem de solo

2.2.2.1. Amostragem simples vs. composta

Amostras simples são constituídas por alíquotas discretas de solo subamostradas a partir de *liners*, utilizando-se uma colher, espátula ou outro instrumento recomendado para maior representatividade da distribuição da SQI no meio. No caso de alíquotas subamostradas a partir de *liners*, as sondagens devem ser realizadas conforme procedimento apresentado na norma NBR 15.492 (ABNT, 2007).

Amostras compostas são coletadas para caracterizar grandes áreas com características razoavelmente homogêneas. Diversas alíquotas são coletadas de locais, profundidades e/ou em momentos diferentes e homogeneizadas anteriormente ao envio para análise. Segundo a norma NBR 10.007:2004 (ABNT, 2004), a homogeneização de resíduos sólidos é obtida por quarteamento, processo este que divide uma amostra pré-homogeneizada em quatro partes, sendo tomadas duas partes opostas entre si para constituir uma nova amostra e descartadas as partes restantes. As partes amostradas são misturadas completamente e o processo de quarteamento é repetido até que se obtenha o volume desejado. Esse processo é realizado de forma que a alíquota coletada apresente características semelhantes em todos os seus pontos. É um método de caracterização de simples execução para áreas amplas, mas amostras são menos representativas da distribuição de SQIs em porções específicas do meio.

- **Equipamentos de amostragem e envase:** podem ser coletadas com colher ou espátula, a partir de *liners*, cavadeiras, trado manual ou instrumento indicado para a matriz e SQI alvo. Especificidades quanto ao volume de amostra necessário para a análise das SQIs do estudo, tipo de frascaria, condições de armazenamento e prazo para análise (*holding time*) das SQIs devem ser fornecidos pelo laboratório contratado durante a elaboração do Plano de Amostragem. Para a análise de VOC em solo, por exemplo, deve-se utilizar o amostrador hermético (ABNT, 2015a) ou a análise deve ser preservada em metanol. A alíquota a ser amostrada é definida com base em leituras de VOC em campo. O laboratório deve ser acreditado no INMETRO segundo a norma ISO/IEC 17.025 (ABNT; ISO/IEC, 2017) e apresentar acreditação para as SQIs analisadas.

É importante ressaltar que as amostras coletadas devem seguir os padrões de controle de qualidade estabelecidos na NBR 16.435 (ABNT, 2015b), devendo-se realizar a descontaminação ou o descarte de instrumentos e ferramentas utilizados para cada sondagem e coleta de cada amostra.

2.2.2.2. Designs amostrais para caracterização da fase retida em áreas contaminadas

A seguir, são apresentados alguns dos possíveis designs amostrais aplicáveis à caracterização de fase retida em áreas contaminadas (USEPA, 2002):

- **Direcionado ou Julgamento:** no padrão de amostragem “direcionado”, a definição das unidades de amostragem é realizada com base no conhecimento da área de estudo obtido na Avaliação Preliminar ou nas etapas de investigação anteriores à presente. Esse design é comumente adotado nas etapas de Investigação Confirmatória, Investigação Detalhada ou Pré-remediação. Nesse caso, locações de sondagem e alíquotas a serem amostradas são definidas ao redor de áreas fonte já mapeadas ou áreas não investigadas, adjacentes a uma ocorrência confirmada por análises laboratoriais em etapas pretéritas. Alíquotas e localizações de amostragem direcionada (ou por julgamento) podem também ser definidas em campo, à medida que informações são obtidas por métodos qualitativos, de validação ou conforme resultados laboratoriais forem obtidos. Segundo a USEPA (2002), a amostragem por julgamento profissional deve ser aplicada em conjunto com outros designs amostrais, para que o padrão de amostragem seja considerado suficiente para tomadas de decisão defensíveis.
- **Aleatório Simples:** no design amostral aleatório simples, as unidades de amostragem são selecionadas por meio de números aleatórios, que têm a mesma chance de serem escolhidos. Ou seja, localizações de sondagem e coleta de amostras são distribuídas de forma aleatória na área de estudo. Esse design amostral se faz útil quando a população é relativamente homogênea, ou seja, quando o modelo conceitual preliminar admite que não há caminhos preferenciais de transporte de contaminantes nem *hot spots* na área de estudo. Entre as vantagens desse design, podem-se citar:
 - fornece uma estimativa de média, proporções e variabilidade estatisticamente não tendenciosa;
 - é simples de compreender e de implementar;
 - simples cálculos de tamanho amostral e análise de dados.

Entretanto, a implementação de amostragem aleatória simples pode ser mais custosa ou trabalhosa do que outros tipos de design. Essa amostragem não é comumente utilizada na investigação de áreas contaminadas, pois a amostragem, na maioria das vezes, é focada em torno de uma área fonte. Além disso, a possibilidade de existência

de interferências que dificultem o acesso ao local de amostragem e demandem mais custos para a aplicação em campo também dificultam a utilização desse design amostral. A **Figura 14.3-41** apresenta um exemplo de amostragem aleatória simples.

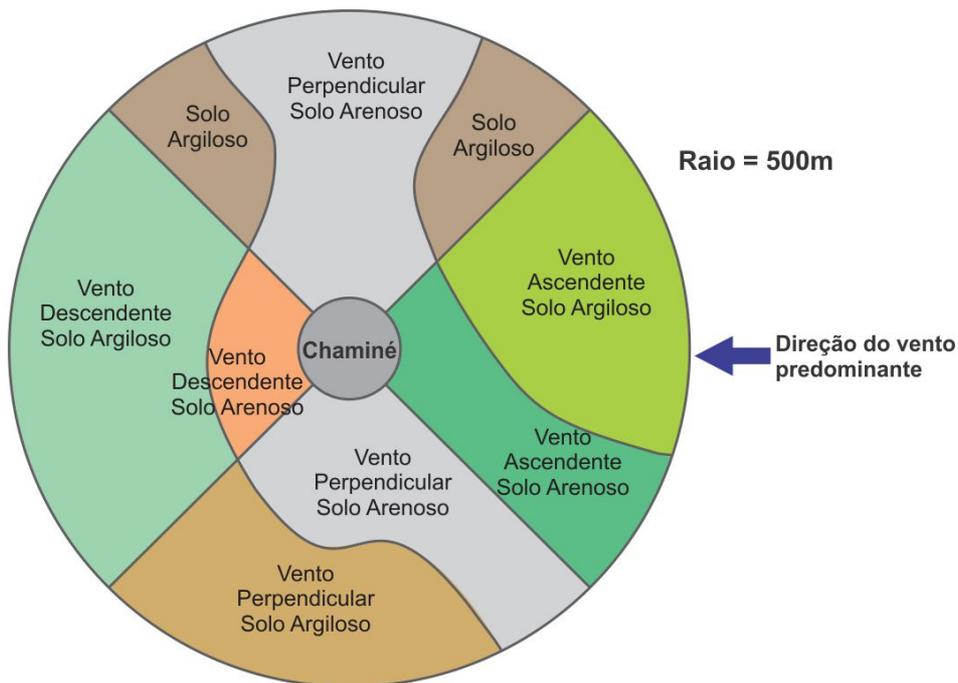
Figura 14.3-41 – Amostragem simples aleatória



Fonte: USEPA (2002).

- **Aleatório Estratificado:** a amostragem estratificada se baseia na subdivisão do meio em estratos não sobrejacentes ou subpopulações com características aproximadamente homogêneas entre si, controladas pelo ambiente deposicional, por distribuição esperada de contaminante semelhante, controle de dispersão baseado na direção do vento ou tipo de solo. Dentre as vantagens desse design amostral, pode-se citar que, estatisticamente, o potencial para estimativas de maior precisão nos valores de média e variância obtidos permitem estimativas confiáveis em modelos computacionais elaborados para populações em subgrupos de interesse. Uma maior precisão pode ser obtida se a medida de interesse for fortemente correlacionada com a variável utilizada para configurar os estratos. Esse design amostral será mais bem aproveitado em Investigações Detalhadas e Pré-remediação, especialmente se os compartimentos do meio já tiverem sido substancialmente interpretados e validados com métodos quantitativos de uma Investigação Confirmatória. A **Figura 14.3-42** apresenta um exemplo de amostragem aleatória estratificada.

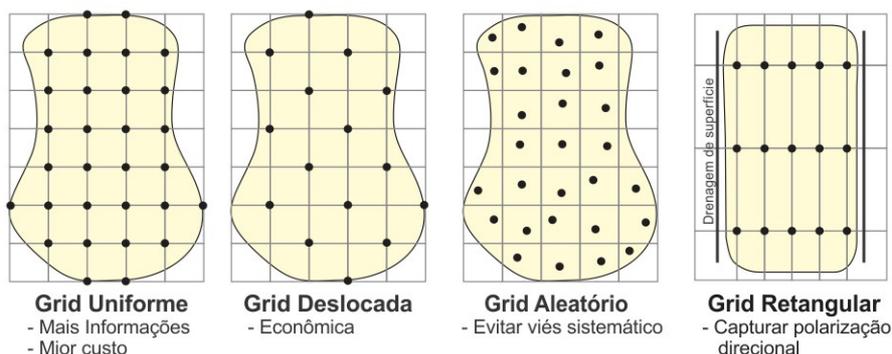
Figura 14.3-42 – Amostragem estratificada



Fonte: USEPA (2002)

- **Sistemático e em grid:** a amostragem sistemática ou em grid consiste na coleta de amostras em intervalos regulares e podem ser utilizadas para o design amostral horizontal ou vertical. A amostragem sistemática define grids de amostragem e, dentro de cada subárea ou em cada intersecção das linhas, coleta-se uma amostra. Horizontalmente, os grids para a definição do design amostral podem ser grids quadrados, retangulares, triangulares, radiais etc. (Figura 14.3-43).

Figura 14.3-43 – Padrões de Amostragem em grid



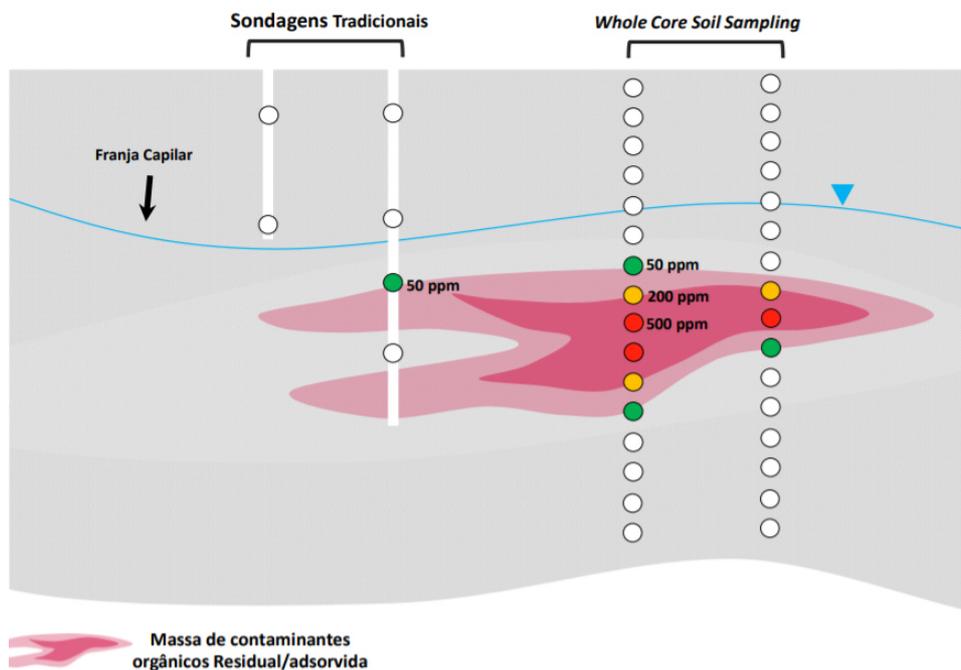
Fonte: Austin, Gatiboni e Havlin (2020).

Verticalmente, a amostragem sistemática de solo leva em conta apenas o espaçamento regular entre as coletas de solo, uma vez que a amostragem é realizada por meio de sondagens.

As heterogeneidades dos compartimentos do meio e da contaminação variam em magnitude maior no eixo vertical do que no eixo horizontal. Baseado nesse princípio, foi

definido, segundo Suthersan (2015), a metodologia de amostragem de solo *Whole Core Soil Sampling* (WCSS). Esse conceito leva em conta a coleta de amostras de solo em alta densidade durante as sondagens, considerando um intervalo contínuo. O método mostra-se eficiente, permite o mapeamento da contaminação em alta resolução e melhor refinamento do modelo conceitual. A **Figura 14.3-44** apresenta a diferença entre as sondagens e coletas de solo tradicionais e a metodologia WCSS.

Figura 14.3-44 – Sondagens e coletas de solo tradicionais e a metodologia WCSS



Fonte: Vilar *et al.*, 2018.

A amostragem sistemática ou em grid permite a cobertura uniforme de áreas de estudo de escalas variadas (planta, unidade industrial ou subárea de processo específico) e em alta resolução. Com elas, tem-se uma melhor quantificação dos centros de massa e é possível obter um modelo conceitual mais detalhado, focando as ações de remediação – etapa mais custosa do GAC – nos centros de massa, otimizando recursos. Por fim, quando esse design amostral é realizado, também é possível inferir médias, percentis ou outros parâmetros estatísticos. Esse tipo de amostragem é geralmente realizado em estudos de Investigação Detalhada ou Investigação para Remediação, etapas em que é necessário um refinamento do modelo conceitual antes da conceptualização dos sistemas de remediação.

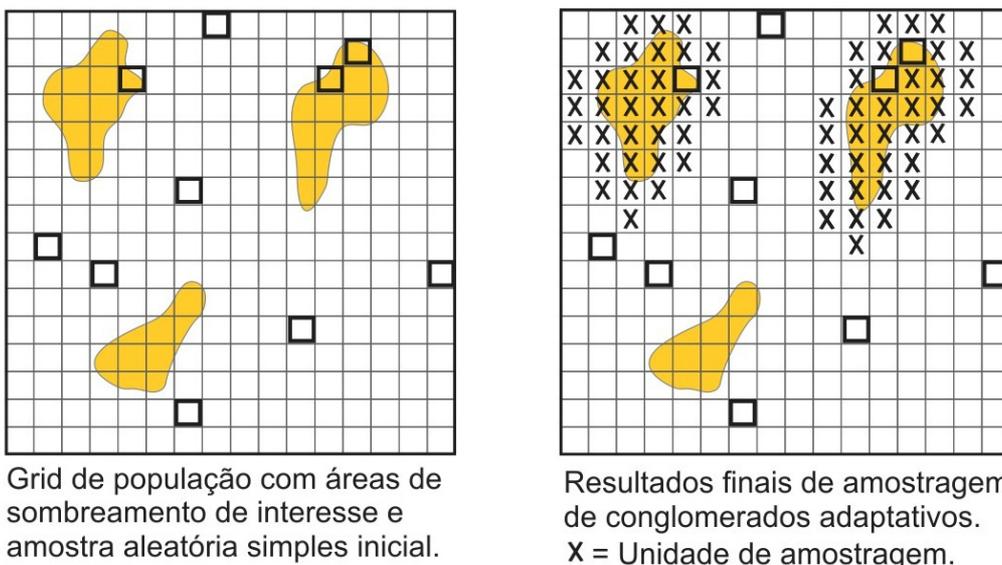
- **Ranqueado:** design econômico para a obtenção de melhores estimativas de concentrações médias em solo e outros meios. Incorpora julgamento profissional ou um método de *screening* para selecionar localizações de amostragem no campo. Utiliza duas fases de design amostral, que identifica *sets* de localizações de campo, usa médias para ranquear localização dentro de cada *set* e depois seleciona uma localização para cada *set* de amostragem. Na amostragem ranqueada, “m” *sets* de tamanho “r” de localizações de campo são identificados utilizando a amostragem simples aleatória, julgamento profissional, medidas econômicas, rápidas ou métodos *surrogate* (USEPA, 2002). Uma unidade de amostragem de cada *set* é posteriormente selecionada utilizando um método mais acurado e confiável para o contaminante de interesse. Em comparação à

amostragem simples aleatória, este design resulta em amostras mais representativas que resultam em estimativas mais precisas dos parâmetros/população no meio. A amostragem ranqueada é útil quando o custo de localizar e ranquear localizações no campo é baixo comparado com análises laboratoriais. É também apropriada quando uma variável auxiliar de baixo custo (como conhecimento profissional ou medida de campo) está disponível para ranquear as unidades de população com relação à variável de interesse. Para aplicar esse design efetivamente, é importante que o método de ranqueamento e o método analítico sejam fortemente correlacionados.

Um exemplo de utilização dessa metodologia no âmbito de áreas contaminadas é a investigação ideal de modelos conceituais 1B em etapas de investigação confirmatória: combinação de vapores passivos do solo como *screening* e sondagens com coletas e análises de solo e de água subterrânea nos pontos de maiores anomalias dos amostradores passivos do solo. Os estudos de vapores passivos do solo, nesse exemplo, representariam a ferramenta menos custosa e, com base nos resultados, que não possuem valores orientadores, os pontos de investigação de solo e água subterrânea seriam locados. Essa combinação de técnicas é justificada devido à falta de informação de onde estariam as fontes primárias e à inviabilidade econômica da realização de sondagens com amostragens de solo e água subterrânea em toda a área fonte considerando um grid regular.

- **Agrupado:** “n” amostras são coletadas utilizando o design aleatório simples e amostras adicionais são coletadas ao redor de localizações onde as medidas excedem algum valor de referência (amostragem direcionada ou por julgamento). Após uma mobilização de campo para uma etapa de amostragem, outras mobilizações ou etapas de amostragem e análise laboratoriais devem ser necessárias (**Figura 14.3-45**). Este design amostral é muito utilizado nos estudos de áreas contaminadas e definido no meio pelo termo “delimitação” da ocorrência de determinada SQI. Além disso, também pode ser utilizado em áreas com fontes de contaminação difusas.

Figura 14.3-45 – Design amostral agrupado



Fonte: USEPA (2002).

2.2.2.3. Metodologia multi-incremento

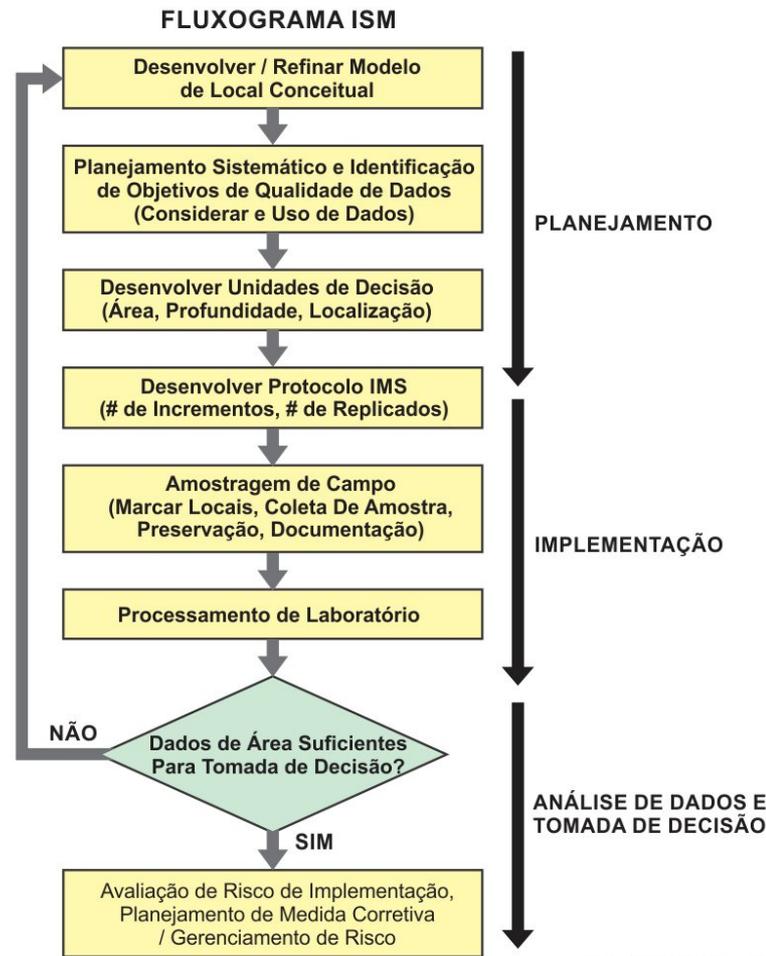
A metodologia multi-incremento (*Incremental Sampling Methodology – ISM*) consiste em um protocolo estruturado de coleta e preparo de uma amostra composta, que visa reduzir a variabilidade dos resultados e fornece uma estimativa razoavelmente não enviesada da concentração média de um composto químico de interesse em um determinado volume de solo, sedimento, resíduos ou outro material particulado sólido (ITRC, 2020). Nessa metodologia, incrementos de uma amostra são coletados a partir de uma determinada Unidade de Decisão (UD) ou Unidade de Amostragem, na qual um design amostral aleatório é definido e as alíquotas são coletadas. Os resultados obtidos para cada UD e profundidade são considerados representativos da média da concentração de um determinado composto químico de interesse nessa referida unidade.

Conforme definido em ITRC (2020), a metodologia multi-incremento inclui aspectos específicos de planejamento, amostragem, subamostragem e processamento, tais como:

- definição dos limites das UD, que determinará a escala de observação/decisão;
- definição dos protocolos de amostragem em campo (número de incrementos da amostra, estratégia de coleta e processamento da amostra);
- alinhamento com o laboratório para preparo da amostra e análise.

A **Figura 14.3-46** ilustra o processo para a implementação de um protocolo de amostragem multi-incremento (ITRC, 2020):

Figura 14.3-46 – Diagrama para implementação de um protocolo de amostragem multi-incremento



Fonte: ITRC (2020)

A unidade de decisão é o menor volume de solo para a qual uma determinada decisão precisa ser tomada, podendo variar de centímetros quadrados (representativo de um ponto de vazamento) até áreas maiores, como porções de um site industrial ou campos agrícolas (**figuras 14.3-47 a 14.3-49**). A definição das dimensões e arranjo das UD's deve levar em consideração as especificidades do projeto, sendo intrinsecamente relacionadas e dependentes do modelo conceitual da área em estudo.

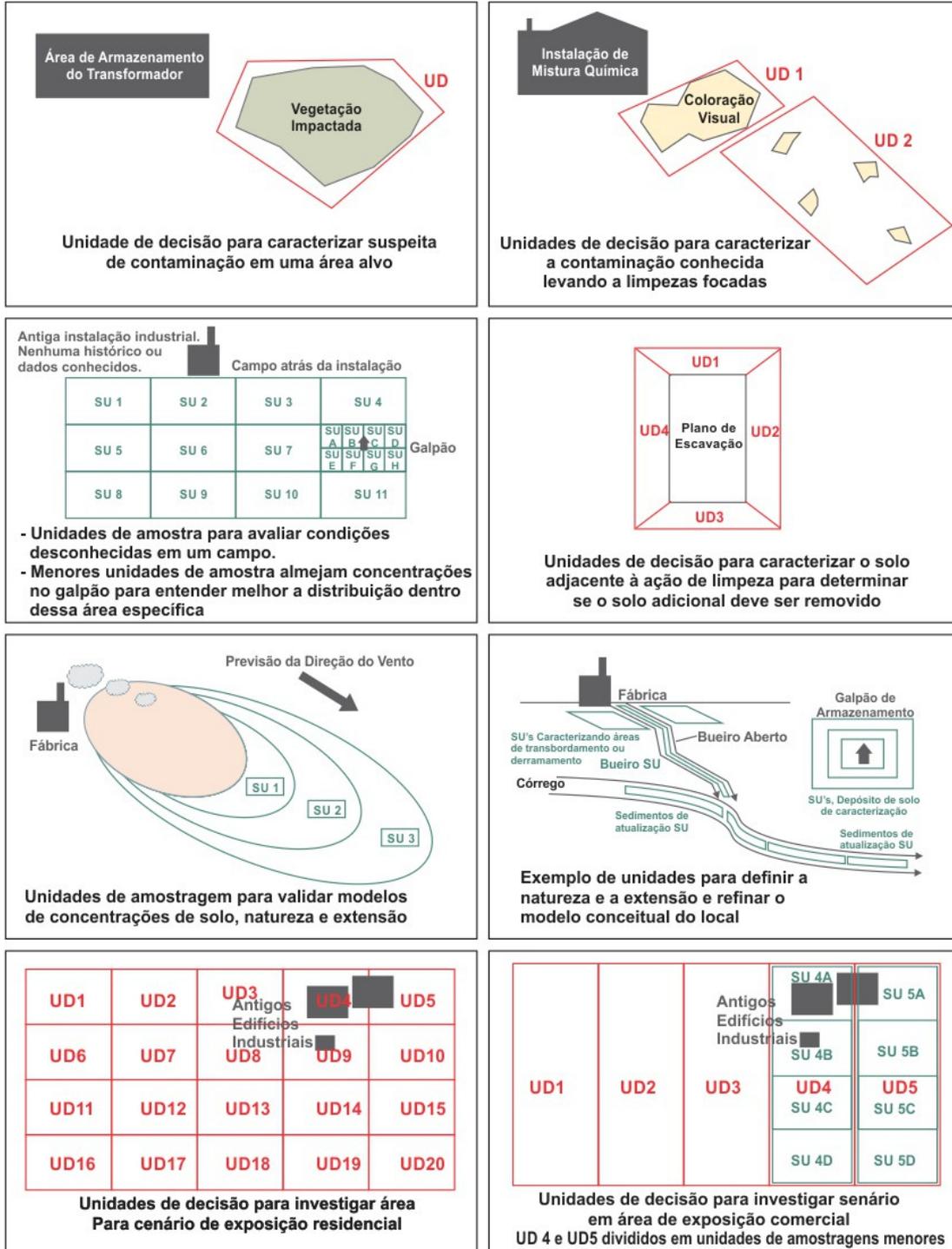
Figura 14.3-47 – Exemplos de unidade de decisão



Fonte: 2015 M2S2 Webinar Series – Munitions Constituents Roger Brewer and Steve MowHawaii Department of Health December 2014

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

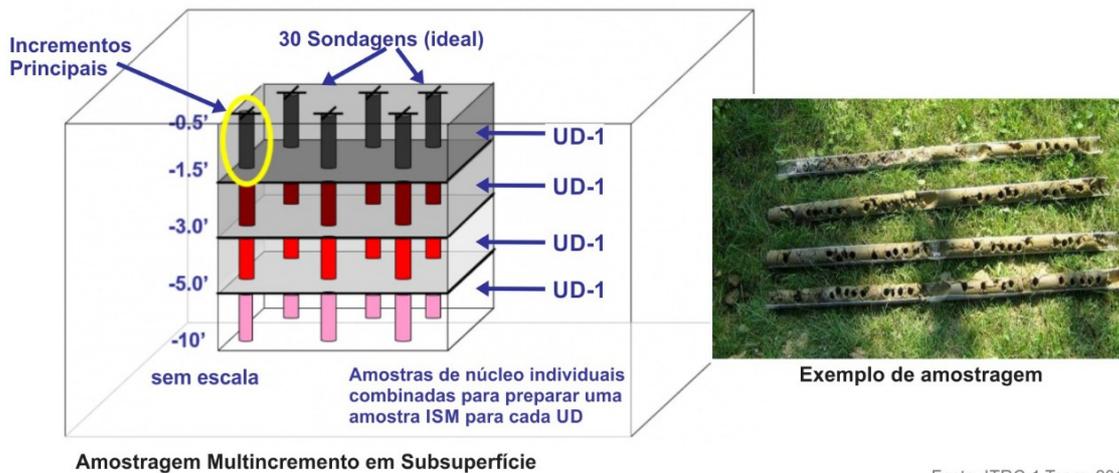
Figura 14.3-48 – Outros exemplos de unidade de decisão.



Fonte: ITRC (2020).

Notas: A determinação das dimensões e arranjos das Unidades de Decisão é inerente ao modelo conceitual da área, ao ciclo de vida do projeto e ao tipo de decisão a ser tomada.

Figura 14.3-49 – Amostragem multi-incremento em subsuperfície



Fonte: ITRC (2012).

Na amostragem multi-incremento, a distribuição dos pontos de coleta deve ser estabelecida em design invariavelmente aleatório dentro da UD, podendo ser conduzida com base nas seguintes estratégias (**Figura 14.3-50**):

- ✓ Aleatória simples;
- ✓ Aleatória dentro de um grid;
- ✓ Aleatória sistemática.

Figura 14.3-50 – Possíveis designs para coleta de incrementos não enviesada em uma UD



Fonte: ITRC (2020.)

Com relação ao número de incrementos a serem coletados e a massa total da amostra, considera-se a coleta de 30 a 100 incrementos por UD como uma faixa estatisticamente aceitável e de viável aplicação em campo, sendo recomendável que a amostra possua massa maior que 1 kg de solo (ITRC, 2020). De acordo com ITRC (2020), amostras multi-incremento usualmente possuem massa de 0,5 kg a 2,5 kg, contando com incrementos individuais de 20 g a 60 g.

Na etapa de preparo da amostra, o peneiramento e a subamostragem são previstos para que a fração da amostra a ser analisada pelo laboratório (em conformidade com as metodologias de quantificação analíticas) seja representativa da UD.

O time do projeto deve definir o nível de controle no processo de manipulação de amostras com base (i) nas decisões a serem tomadas após obtenção dos resultados; (ii) nas características dos compostos químicos de interesse; e (iii) no modelo conceitual da área. Nesta etapa, as quatro grandes áreas listadas a seguir devem ser consideradas para a determinação da metodologia de processamento de amostra:

- ✓ Gerenciamento da umidade da amostra;
- ✓ Seleção de partículas de interesse da amostra;
- ✓ Redução das partículas da amostra;
- ✓ Digestão e extração da amostra.

O gerenciamento da umidade da amostra é comumente realizado por meio da secagem com ar para facilitar a etapa de desagregação das partículas de solo, peneiramento, redução e extração. Entretanto, com base nas características dos compostos de interesse, as etapas de secagem e/ou peneiramento devem ser evitadas, procedendo diretamente para as demais etapas do processo.

Na etapa de peneiramento, o processo usualmente mais aplicado se utiliza de painéis que possibilitam a seleção de partículas menores do que 2 mm, contudo o tamanho das partículas a serem selecionadas pode variar de acordo com os objetivos do projeto.

A coesão de amostras também pode trazer dificuldades ao processo. Dessa forma, recomenda-se a realização da subamostragem a partir da preparação do “2D-Slabcake” (exemplo na **Figura 14.3-51**).

Figura 14.3-51 – Ilustração Típica do processo de subamostragem a partir do 2D-Slabcake



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

A etapa de subamostragem a partir do *2D-Slabcake* permite simular em laboratório uma versão miniaturizada das condições de amostragem empregadas em escala real nos trabalhos de campo. A amostra deve ser composta por ao menos 30 incrementos provenientes do *Slabcake*, sendo a massa da alíquota a ser obtida totalmente utilizada no processo analítico para que seja mantida a sua representatividade. Por esse motivo, a massa requerida para análise deve ser considerada na definição do processo de manipulação das amostras recebidas.

Em casos em que os analitos de interesse são VOCs, cuidados específicos e ajustes de procedimento devem ser realizados com o intuito de minimizar os distúrbios nos incrementos da amostra e potenciais perdas de VOCs por volatilização. Para tanto,

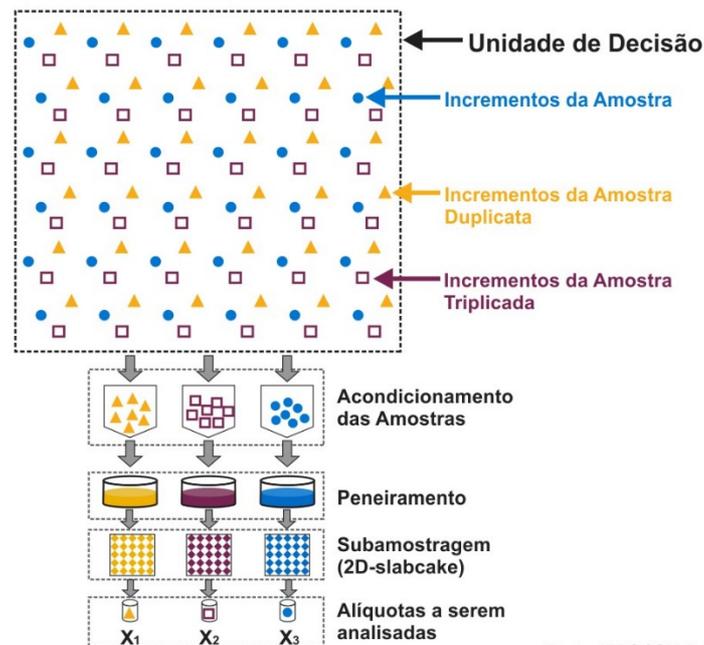
utiliza-se a preservação em campo com metanol, sendo possível preparar a alíquota a ser analisada em laboratório (ITRC, 2020) de, ao menos, duas formas:

- ✓ a partir da combinação do metanol proveniente de cada incremento;
- ✓ a partir do metanol de um único frasco onde todos os incrementos coletados foram armazenados.

Além das definições quanto às características das unidades de decisão e metodologia de processamento da amostra, um programa de controle de qualidade deverá ser implementado, contando com amostras duplicatas e/ou triplicatas, a depender dos objetivos e características do projeto.

Para efeitos de ilustração e síntese das considerações apresentadas até aqui, a **Figura 14.3-52** e **Figura 14.3-53** ilustram as principais etapas da metodologia multi-incremento. Exemplos de fluxogramas utilizados para tomada de decisão e aplicação da metodologia para compostos não voláteis/semivoláteis e compostos voláteis são apresentados na **Figura 14.3-54** e **Figura 14.3-55**.

Figura 14.3-52 – Etapas principais da metodologia de amostragem multi-incremento



Fonte: ITRC (ISM-2, 2020)

Fonte: ITRC (2020).

Figura 14.3-53 – Principais etapas da coleta multi-incremento



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

Notas:

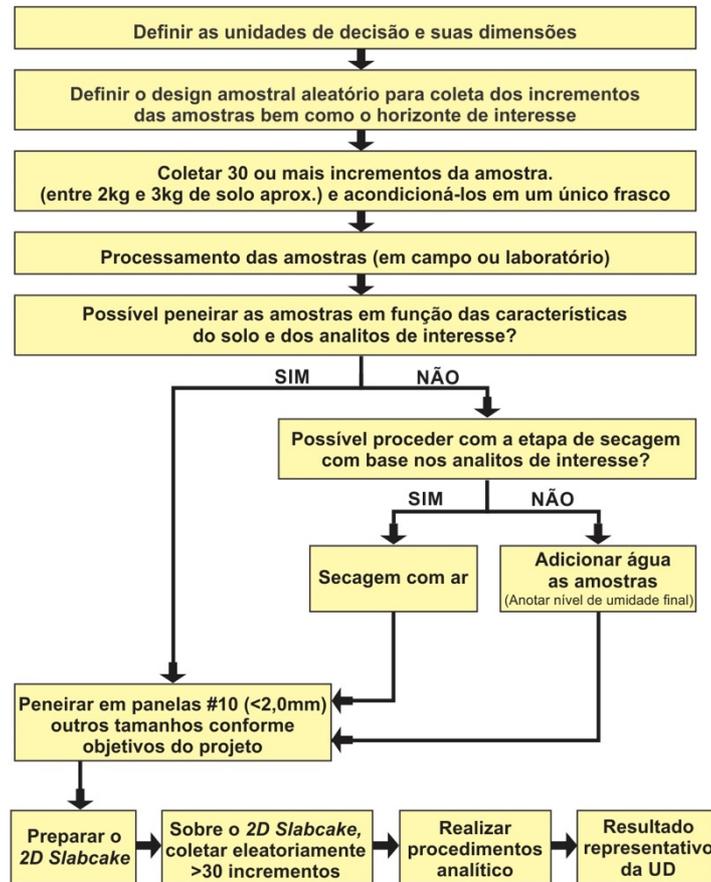
A – Incrementos amostrados.

B – Exemplo do comprimento de cada incremento.

C – Ilustração do processo de peneiramento.

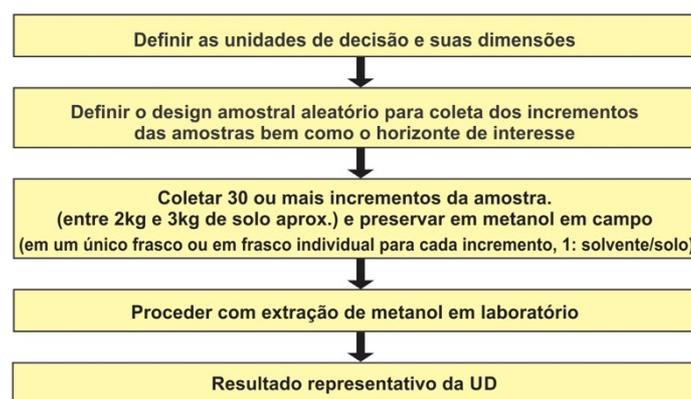
D, E e F – *Slabcake* para subamostragem de diferentes materiais.

Figura 14.3-54 – Exemplo de fluxograma de implementação da metodologia de amostragem multi-incremento para compostos não voláteis ou semivoláteis.



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

Figura 14.3-55 – Exemplo de fluxograma de implementação da metodologia de amostragem multi-incremento para compostos voláteis.



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

É importante salientar que a metodologia multi-incremento é inerente ao processo em estudo e ao modelo conceitual da área e, portanto, não deve ser entendida como a única alternativa. Outro ponto importante é que, antes da implementação em campo, todo o processo de amostragem e manipulação das amostras deve ser plenamente alinhado com o laboratório e demais partes atuantes no processo.

2.2.2.4. Comparação entre as metodologias de amostragem de solo para a caracterização de fase retida

A **Tabela 14.3-8** sumariza metodologias de amostragem de solo para a caracterização de fase retida.

Tabela 14.3-8 – Metodologias de amostragem de solo para a caracterização de fase retida.

Metodologia de amostragem		Vantagens	Desvantagens
Tipo de amostra	Design amostral		
Simples	Direcionado ou julgamento	- Fácil implementação - Menor custo que <i>designs</i> probabilísticos	- Depende de conhecimento prévio sobre a área obtido em etapa anterior; - Depende de julgamento profissional para interpretação de dados.
	Aleatório Simples	- Fácil entendimento e implementação - Permite cálculo de incertezas - Permite a realização de inferências estatísticas não enviesadas (média, proporções e variabilidade)	- A identificação de localizações definidas aleatoriamente pode ser difícil; e - Um <i>design</i> ótimo depende de um modelo conceitual acurado.
	Aleatório Estratificado	- Estatisticamente acurado (potencial para alcançar maior precisão em estimativas de média e variância), permitindo estimativas confiáveis para subgrupos de interesse; - Reduz a complexidade do problema dividindo a área em segmentos gerenciáveis; - Reduz variabilidade dentro dos estratos; e - Aumenta a eficiência da amostragem.	- Dificuldade em determinar critérios para definição de estratos (estimativa de variabilidade e área dos estratos deve ser realizada antes da elaboração do plano de amostragem); e - Atenção necessária para que não seja definido um elevado número de estratos, evitando aumento no número de amostras.
	Sistemático e em <i>grid</i>	- Excelente cobertura na área de estudo - Ideal para identificação de <i>hot spots</i> - Útil para estimar padrões espaciais ou tendências ao longo do tempo - Método prático e fácil para designar localização de amostras	- Maior custo associado a elevado número de amostras
	Ranqueado	- Eficiente na obtenção de estimativas de concentrações médias em solos - Comparado com amostragem aleatória, resulta em amostras mais representativas e conduz a estimativas mais precisas sobre os parâmetros avaliados - Utiliza-se de método analítico mais acurado e confiável para o contaminante de interesse	- Maior custo associado à métodos de análise mais complexos - Maior complexidade para definição dos pontos de amostragem
	Agrupado	- Útil para estimativas de características de uma população - Adequado para avaliações rápidas e de baixo custo	- Mais de uma mobilização necessária (maior custo associado a caracterização em mais de um evento) - Período de avaliação possivelmente prolongado
	Comum a todos os <i>designs</i>	- Apresenta dados representativos de alíquotas específicas - Fácil implementação - Mínima manipulação da amostra da amostra (menor chance de contaminação cruzada e geração de dados enviesados)	- Ideia pontual da representação - Pode apresentar dado de área que não é foco dependendo da escolha profissional e design amostral selecionado e perder representatividade por conta do design
Composta	Quarteamento	- Caracteriza grandes volumes de solo com mínimo número de amostras - Menor custo associado a análises laboratoriais	- Resultados obtidos representam concentrações médias dos pacotes avaliados, proporcionando resultados diluídos - Amostras passam por maior manuseio - Não recomendado para compostos orgânicos voláteis
	Multincremento	- Permite caracterização confiável de grandes áreas - Permite o tratamento estatístico	- Maior custo associado à elaboração do programa amostragem e preparo de amostra - Exige corpo técnico preparado e conhecimento aprofundado do método

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

2.3. Fase dissolvida

2.3.1. Visão geral do problema e definição de fase dissolvida

A fase dissolvida é a porção do contaminante dissolvida na água subterrânea. Esses contaminantes são transportados pelos processos de advecção das águas subterrâneas, além dos efeitos de dispersão mecânica, difusão molecular, partição química entre as águas subterrâneas e meios porosos e outras reações químicas (por exemplo, degradação).

A caracterização do comportamento, distribuição e transporte da fase do contaminante dissolvido requer uma compreensão das características do meio geológico, do fluxo da água subterrânea do local, das propriedades físicas e químicas dos contaminantes, e suas interações com a matriz.

Para a caracterização de plumas de fase dissolvida, o volume e a extensão (em três dimensões) da área impactada devem ser adequadamente delineados. Dessa maneira, é possível obter uma avaliação assertiva sobre os potenciais cenários de risco, a evolução histórica da pluma, e futuros projetos de sistemas de remediação.

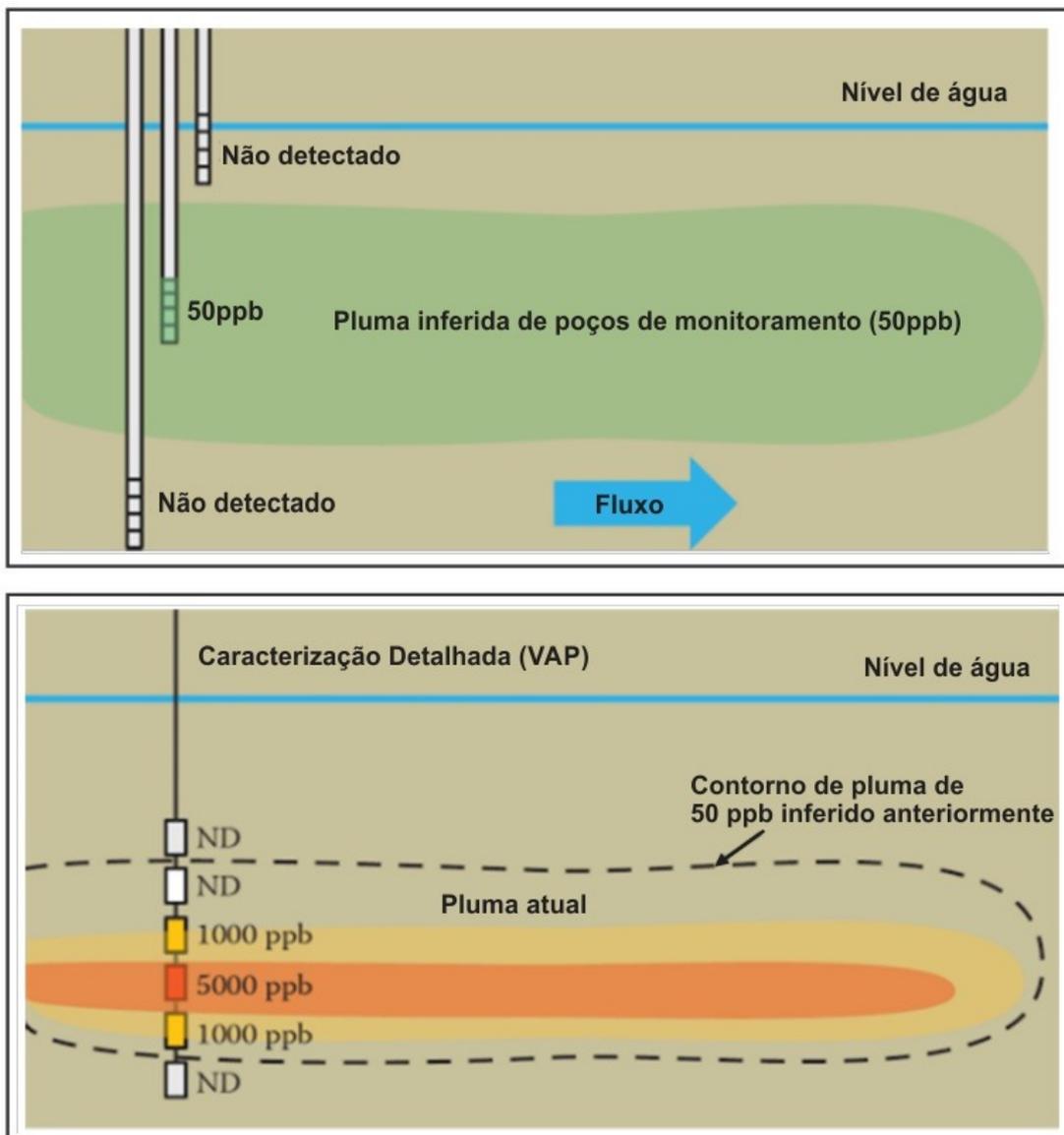
2.3.2. Técnicas diretas de caracterização de contaminantes em fase dissolvida

O presente capítulo tem por objetivo apresentar as principais técnicas quantitativas utilizadas na etapa de caracterização de áreas impactadas por plumas de fase dissolvida. De maneira similar aos processos de caracterização para os compostos em fase livre e fase retida, é importante ressaltar que a aplicação de técnicas quantitativas de investigação como uma etapa complementar as técnicas qualitativas descritas na **Seção 14.3.1**, contribui para tomadas de decisão mais assertivas e menos enviesadas.

2.3.2.1. Perfil de amostragem vertical de aquífero (coleta de amostras discretas de água subterrânea)

A coleta de amostras discretas de água subterrânea (*Screen Point*; HPT-GWS; Waterloo APS) possibilita o mapeamento da pluma de forma detalhada em perfil vertical, mostrando em alta resolução o real centro de massa da pluma em fase dissolvida. Na **Figura 14.3-56**, a pluma mapeada pelos poços de monitoramento possui 50 ppb de concentração máxima, cobrindo um grande volume. Já a real pluma mapeada pelo *Vertical Aquifer Profiling* (VAP) possui concentrações da ordem de 5000 ppb e menor volume.

Figura 14.3-56 – Comparação do mapeamento de pluma de fase dissolvida utilizando poços de monitoramento e o *Vertical Aquifer Profiling* (e.g *Screen Point*; HPT-GWS; Waterloo APS).



Fonte: Suthersan, Quinnan e Wertz (2015).

As sondagens para essa técnica são realizadas usando a metodologia *direct push*, já mencionada na **Seção 14.1**. As amostras podem ser coletadas por meio de amostradores específicos como: Geoprobe® *Screen Point 22* ou *16* [SP-22]/[SP-16] *Groundwater Sampler*¹. Outra alternativa é a utilização de metodologias combinadas, como, por exemplo, Geoprobe® *HPT-Groundwater Sampling System* [HPT-GWS], Waterloo APS™ da Cascade/USA2.

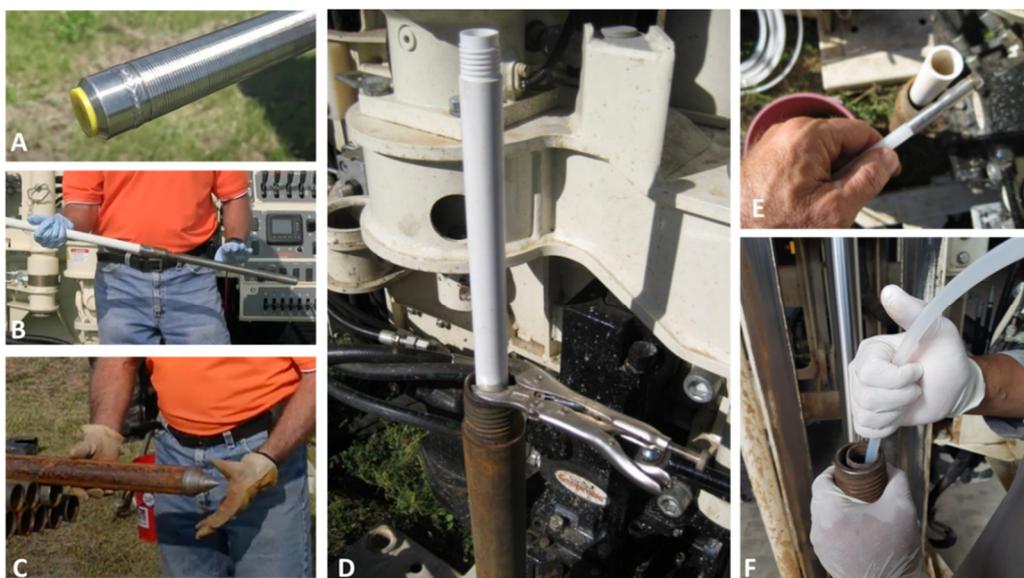
Para mapeamento da fase dissolvida em alta resolução com coleta de amostras discretas de água subterrânea, existem diferentes métodos possíveis. Os dois métodos mais usuais são:

¹ Existem metodologias nacionais e internacionais similares a da Geoprobe.

² Ainda não disponível no Brasil (2021).

- **Screen Point:** o método de coleta para o *Screen Point* pode ser tanto por baixa vazão (usando bomba peristáltica ou bomba de bexiga, por exemplo), válvula de pé específica (*check valves*) ou, em último caso, *bailers* de 1". A amostragem de água por *direct push* (Figura 14.3-57) pode ser em uma única camada ou em diferentes profundidades na mesma sondagem, dependendo do tipo de amostrador. Devido à possibilidade de coletar diversas amostras em diferentes profundidades, a técnica é comumente conhecida como *Vertical Aquifer Profile Sampling* (VAP). As amostras discretas de água subterrânea são também comumente chamadas de *grab sample* ou mesmo *screen point*. O conhecimento prévio da geologia do local, das condições hidrogeológicas e das unidades hidroestratigráficas (UHs) é necessário e essencial para obter, com sucesso, as amostras pontuais de água subterrânea. Uma importante observação durante o planejamento da amostragem é posicionar a seção filtrante discreta (que pode ser de aço inoxidável, cloreto de polivinila, polietileno ou politetrafluoroetileno) nas camadas mais permeáveis (zonas de fluxo) do aquífero. A ideia principal dessa metodologia é caracterizar a fase dissolvida em alta resolução (principalmente quando a SQI for VOC).

Figura 14.3-57 – Etapas de campo para a coleta de amostra de água discreta usando o sistema SP-22



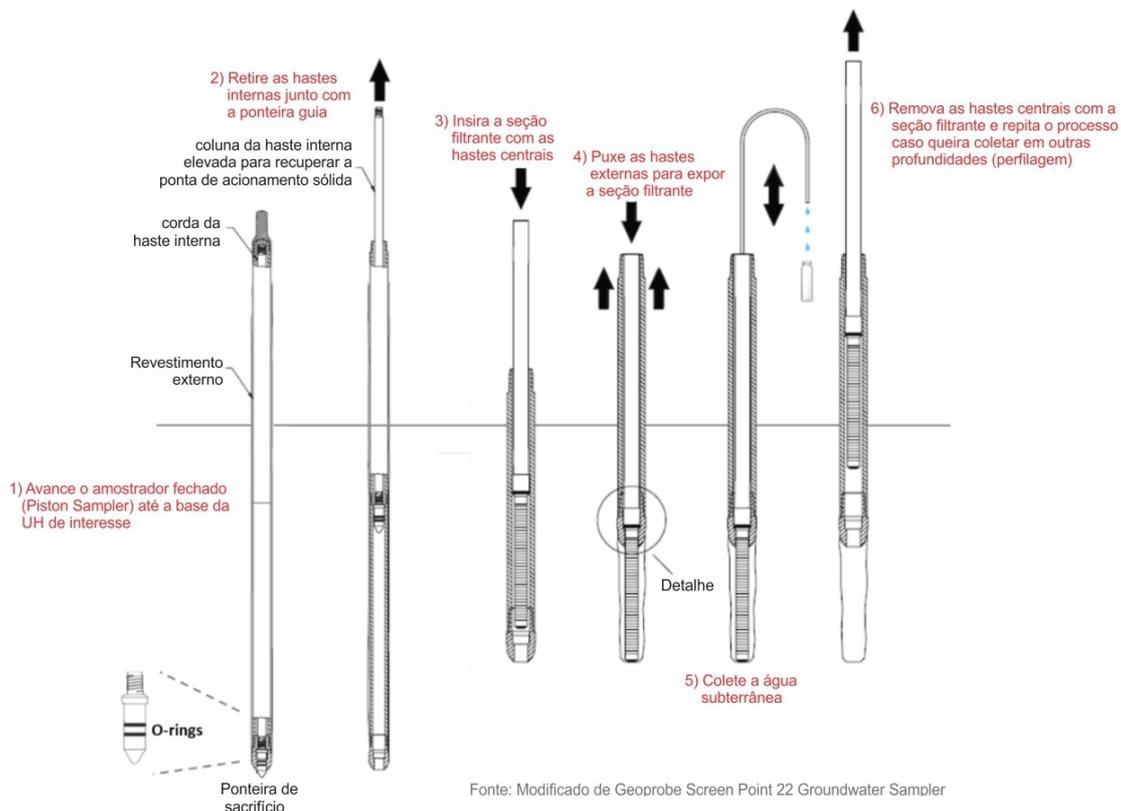
Fonte: Geoprobe Systems (2022).

- Notas: (A) Seção Filtrante de aço inox (SP-22);
(B) Encaixe da seção filtrante no tubo interno de PVC;
(C) Ponteira descartável e hastes de 2,25 polegadas;
(D) Inserindo a seção filtrante SP-22;
(E) Check valve acoplada na mangueira de polietileno e
(F) Coleta de amostra de água na UH de interesse.

O funcionamento básico dessa metodologia (Figura 14.3-58) é cravar, por *direct push* (amostrador fechado), uma haste com uma ponteira descartável na ponta (alumínio ou nylon). Após realizada a cravação até a UH de interesse, a haste é puxada de volta para cima, expondo a seção filtrante discreta (ASTM International, 2020). Após a exposição da seção filtrante, a água da UH migra para o interior das hastes, possibilitando, então, a coleta da amostra. Importante mencionar que a ferramenta permite a abertura do comprimento da seção filtrante discreta de acordo com a sua UH, desde poucos centímetros até 1,20 m. Ao final da amostragem, as hastes e a seção filtrante são puxadas de volta para a superfície e descontaminadas adequadamente para evitar

contaminação cruzada nas próximas amostragens. É sempre recomendável o uso de *O-rings* para completa vedação nas conexões entre as hastes e as ponteiros. Também é aconselhável o desenvolvimento (válvula de pé) antes da coleta da discreta de água, para evitar e/ou diminuir a alta turbidez nas amostras.

Figura 14.3-58 – Ilustração mostrando o procedimento da coleta de amostras de água subterrânea usando a metodologia *direct push* (amostrador fechado).

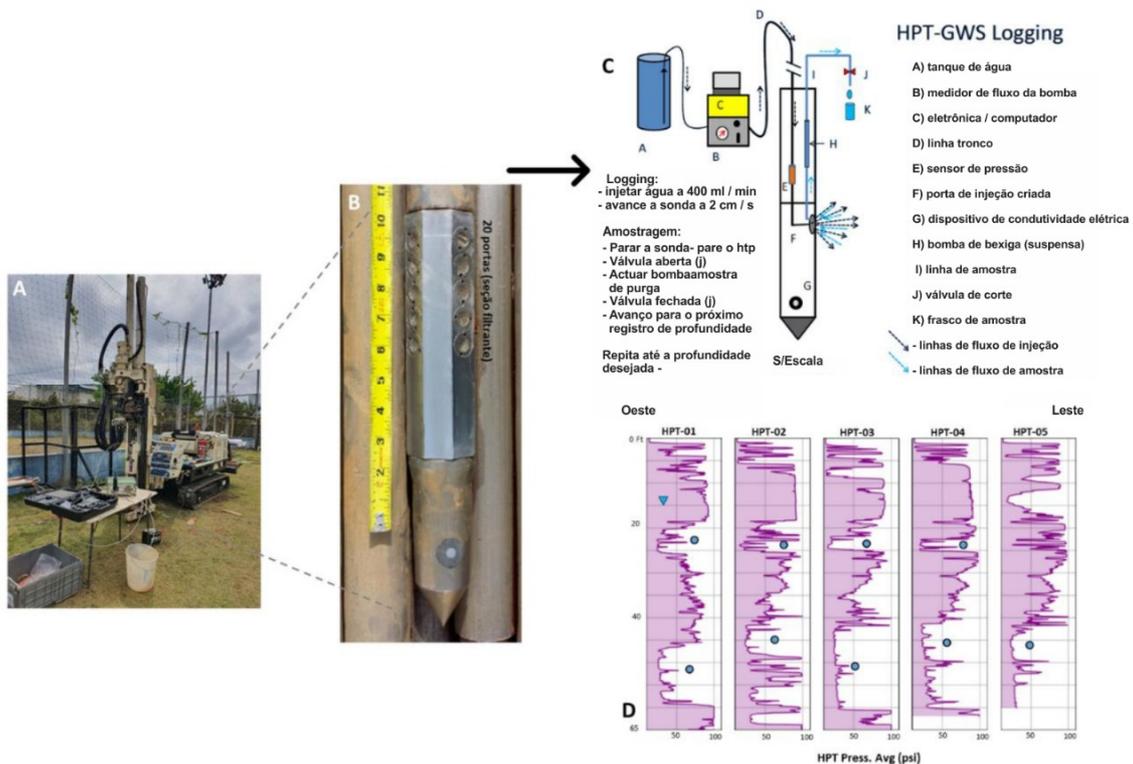


Fonte: Geoprobe (2010).

- **HPT – GWS (Ground Water Sampler):** Essa ferramenta (ITRC, 2019; Geoprobe Systems, 2020) é basicamente uma modalidade adicional da sonda HPT (*Hydraulic Profiling Tool*), já explicada nos capítulos anteriores, que consiste na integração de 20 portas de seção filtrante de 0,5 polegadas de diâmetro, instaladas ao redor da sonda, mangueiras e bomba para amostragem discreta de água subterrânea (GWS) acoplados no sistema HPT (**Figura 14.3-59**). A metodologia é similar ao Waterloo APS e tem o mesmo propósito do *Screen Point*: coleta de amostras discretas para mapeamento da fase dissolvida em alta resolução. A maior vantagem do HPT-GWS é a possibilidade de visualizar, em tempo real (no perfil HPT – pressão, fluxo e permeabilidade estimada), a profundidade correta da unidade hidroestatigráfica de interesse (zona de fluxo) a ser amostrada. Com isso, é possível realizar a perfilagem vertical do aquífero (VAP), coletando amostras de água subterrânea em intervalos discretos em diferentes profundidades. Basicamente, o processo consiste na cravação da sonda HPT-GWS até atingir a profundidade da zona alvo de interesse. Assim, interrompe-se a injeção de água deionizada na formação, iniciando-se o processo de coleta por meio de uma bomba (*mechanical blader pump*) acoplada no sistema HPT-GWS. Com o HPT-GWS, é aconselhável o uso de uma sonda multiparâmetro para verificar, principalmente, a condutividade elétrica da água,

uma vez que é injetada água deionizada na formação. Assim que o bombeamento para a coleta da água subterrânea se inicia, observa-se um aumento da condutividade elétrica, sendo uma linha de evidência que a água da formação está sendo coletada, e não a água deionizada injetada. Após a coleta de amostra, o operador retoma o registro HPT e a ferramenta avança para a próxima profundidade (caso necessário).

Figura 14.3-59 – Ilustração mostrando o uso da ferramenta HPT-GWS no campo



Fonte: ITRC (2019).

A **Tabela 14.3-9** apresenta as vantagens e limitações da coleta de amostras discretas de água subterrânea.

Tabela 14.3-9 – Vantagens e limitações da coleta de amostras discretas de água subterrânea

Vantagens	Limitações
<ul style="list-style-type: none"> - A coleta de amostras de águas subterrâneas em intervalos discretos; - Possibilidade de uso laboratório móvel em campo para análises rápidas e em tempo real para rápida tomada de decisão. - Amostragem de água subterrânea em múltiplas profundidades discretas em uma única sondagem; - Rapidez e precisão na coleta de água; - Caracterização da fase dissolvida em alta resolução (HRSC); - Mínimo distúrbio de formação; - Seção filtrante de inox pode ser descontaminada e reutilizada várias vezes; - Possibilidade de medir a condutividade hidráulica específica da UH de interesse através de um transdutor de pressão; - Menor geração de resíduos, sendo mais sustentável e diminuindo potencial de exposição a substâncias perigosas; - Não cria a obrigatoriedade de monitoramento, uma vez que não é permanente. 	<ul style="list-style-type: none"> - Não é recomendável estabilizar os parâmetros físico-químicos usando o Screen Point (quando usado o HPT-GWS sim), pois não é uma amostra extremamente representativa. O objetivo é um diagnóstico expedito da fase dissolvida na unidade hidroestratigráfica de interesse (zona de fluxo). - Amostra geralmente vem com alta turbidez devido à falta de pré-filtro ao redor do screen point; - Dificuldade de coletar amostras em UHs de baixa condutividade hidráulica. - Usado apenas para formações não consolidadas. - Não é possível recuperar grande volume de água, por isso, há uma limitação na quantidade de frascos a serem coletados. - As portas de amostragem do HPT-GWS podem ficar obstruídas dependendo da formação (argilas), impedindo a passagem de água; - Limitações de profundidade de instalação do screen point (~25 m), por isso é ideal pra coleta de água em aquíferos mais rasos; - Necessidade de instalação posterior de poço de monitoramento para coleta de amostra para caracterização em laboratório; - Os dados coletados não podem ser utilizados para os estudos de análise de risco à saúde humana.

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

2.3.2.2. Poços de monitoramento

1 Tipos de poços de monitoramento

Os poços de monitoramento são ferramentas utilizadas para avaliar a qualidade ambiental da água subterrânea e verificar cargas hidráulicas no horizonte de interesse.

Nesse contexto, o processo de tomada de decisão quanto à localização do poço e o horizonte de interesse dever ser baseado em dados obtidos em etapas anteriores, a fim de reduzir a incerteza dos dados a serem obtidos. Recomenda-se que a seção filtrante dos poços de monitoramento seja construída em uma única unidade hidroestratigráfica.

Em áreas ainda sem dados ambientais disponíveis, é recomendado que as etapas iniciais do processo de investigação e caracterização (tais como sondagens de reconhecimento, coletas de amostras de água subterrânea discreta e perfilagem com HPT) sejam realizadas antes da instalação dos poços de monitoramento.

Dessa forma, cada poço de monitoramento deve ser projetado e instalado com base em:

- áreas fonte de contaminação;
- heterogeneidades dos compartimentos do meio e camada hidroestratigráficas de interesse;
- concentrações das substâncias químicas de interesse em água subterrânea;
- duração do programa de monitoramento.

Na instalação dos poços de monitoramento, deve-se utilizar métodos de perfuração que possibilitem o revestimento do furo de sondagem desde o início da perfuração até a finalização da instalação do poço. Esses métodos devem ser utilizados para evitar ou diminuir as chances de carreamento/transporte dos impactos entre diversos horizontes (USEPA, 2018). Dependendo do tipo de contaminante presente no aquífero, revestimentos adicionais, que não fazem parte do equipamento de sondagem, devem ser construídos para evitar a migração do contaminante.

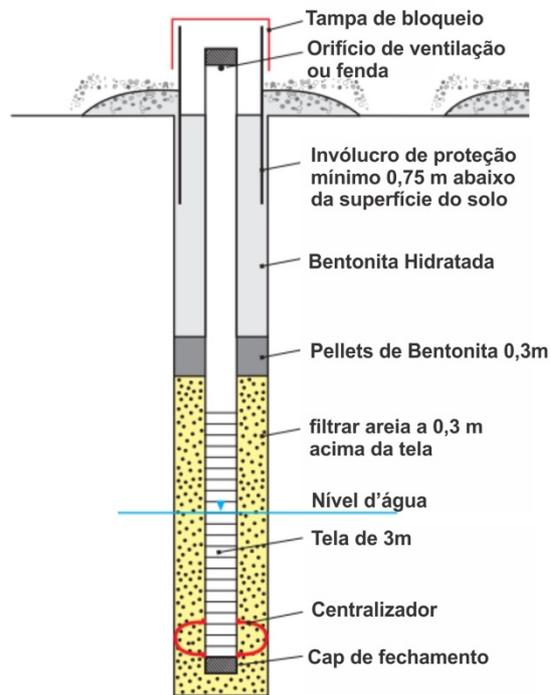
Em caso de contaminações em diferentes unidades hidroestratigráficas, deve-se optar pela instalação de um poço de monitoramento para cada unidade ou poços que permitam o monitoramento em vários níveis, com seções filtrantes dedicadas e isoladas entre os horizontes.

Para a instalação de poços de monitoramento, recomenda-se que seja utilizada a norma técnica da NBR 13895 (ABNT, 1997), caso suceda alguma revisão deste documento, a versão revisada deverá ser utilizada como referência.

Os tipos de poços de monitoramento mais usuais são:

- **Poços de monitoramento convencionais (revestimento simples):** instalados para fins de avaliação da qualidade da água subterrânea e para monitoramento do nível do aquífero, devem possuir seção filtrante instalada em apenas uma unidade hidroestratigráfica. Geralmente, possuem revestimento de 2 polegadas ou 4 polegadas de diâmetro e são constituídos de: revestimento interno, filtro, pré-filtro, proteção sanitária, tampão, sistema de proteção, selo e preenchimento. Ocasionalmente, podem ser instalados poços de monitoramento temporários, os quais têm a mesma configuração dos descritos anteriormente, mas geralmente utilizam revestimento de 1 polegada. Ressalta-se que a granulometria do pré-filtro deve ser calculada conforme a granulometria da unidade hidroestratigráficas em que o filtro será instalado. A **Figura 14.3-60** ilustra o perfil construtivo de um poço de monitoramento convencional.

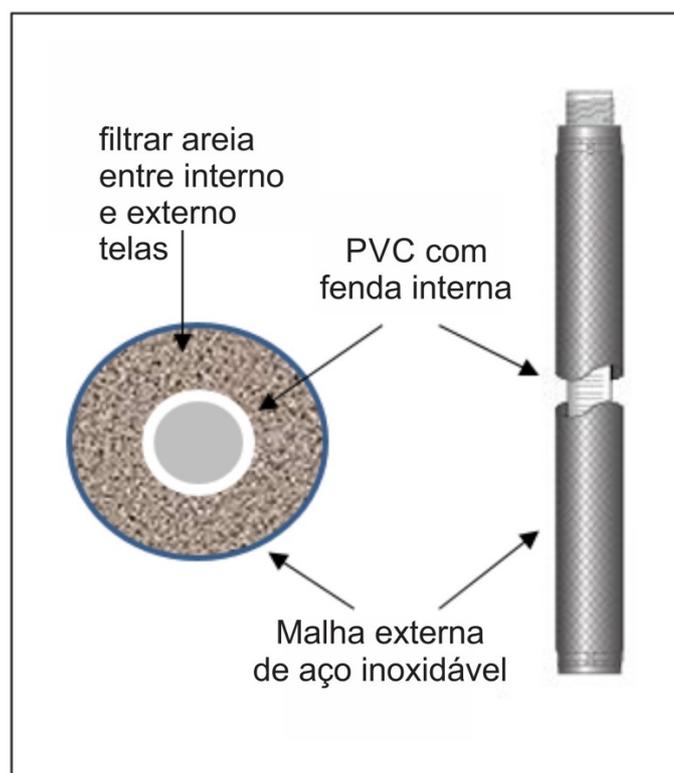
Figura 14.3-60 – Perfil esquemático de poço de monitoramento convencional



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

- **Poços de monitoramento pré-moldados:** são poços geralmente de pequeno diâmetro (inferior à 2 polegadas) instalados por *direct push*, conforme ilustrado na **Figura 14.3-61**.

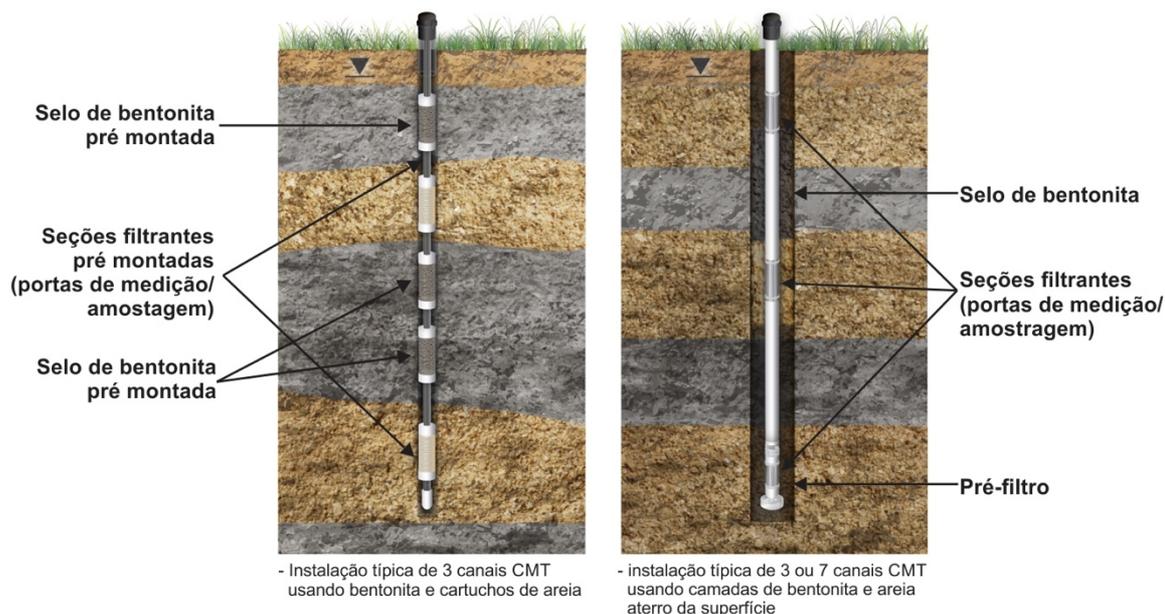
Figura 14.3-61 – Perfil esquemático de poço pré-moldado



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

- **Poços de monitoramento com sistema multinível (*Channel multi tubing – CMT*):** são poços em corpo único que possibilitam o monitoramento de até sete zonas distintas. Esse acesso é permitido por canais isolados no mesmo tubo. Poços CMT de três canais também estão disponíveis no mercado. Nesse sistema, são abertas “janelas” de amostragem em um tubo contínuo de polietileno com aproximadamente 1,5 polegada adicionando-se uma tela metálica em aço inoxidável para retenção de materiais, que funciona como filtro. Em seguida, todo o sistema é inserido no interior do poço de 2,5 polegadas ou superior. A selagem das zonas pode ocorrer de duas formas: com o uso de “*packers*” de bentonita e pré-filtros pré-moldados, ou por meio da injeção de ar pressurizado e seções de areia e bentonita formando filtros ou selos, respectivamente. A **Figura 14.3-62** ilustra o perfil esquemático desse poço.

Figura 14.3-62 – Perfil esquemático de poço tipo CMT.

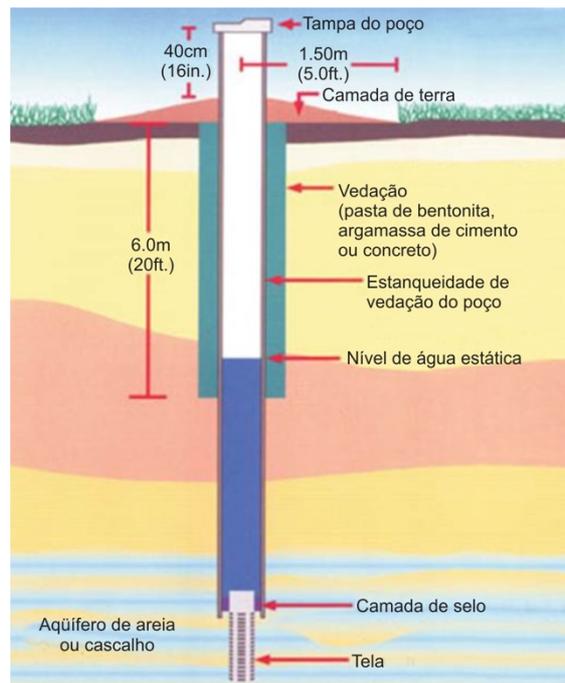


Fonte: Adaptado de <https://www.solinst.com> - 403-2-Typical-3-or-7-Channel-Installations-BentAndSand.jpg

Fonte: Adaptado de Solinst (s.d.)

- **Poços de monitoramento com duplo revestimento (*double casing*):** são recomendados quando as características, principalmente dos contaminantes, mas também das camadas hidroestratigráficas, indicam riscos potenciais para a migração vertical forçada (durante a perfuração) do contaminante de unidades hidroestratigráficas mais rasas para mais profundas. Para instalação desse tipo de poço, deve-se realizar a perfuração até a camada confinante, com diâmetro externo maior que o diâmetro do espaço anelar do poço a ser instalado. Quando atingida a camada confinante, deve ser instalado o primeiro revestimento (*casing*) adentrando cerca de 0,5 m nessa camada. Na instalação, o espaço anelar entre o revestimento e o solo deve ser preenchido por um selo de cimento e bentonita. Feito isso, deve-se aguardar cerca de 3 a 7 dias (dependendo da composição do selo), até a cura total do selo, para prosseguir com a perfuração. A continuação da perfuração (com menor diâmetro que a inicial) abaixo da unidade selante, deve ser realizada por dentro do revestimento instalado, até a camada alvo da instalação do poço. Usualmente, a perfuração externa é realizada com 10 polegadas a 12 polegadas e a interna com 8 polegadas a 6 polegadas. A **Figura 14.3-63** ilustra o perfil construtivo de um poço de monitoramento com duplo revestimento.

Figura 14.3-63 – Perfil esquemático de poço com revestimento duplo



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

A **Tabela 14.3-10** apresenta as vantagens e desvantagens de cada poço de monitoramento descrito nesse capítulo.

Tabela 14.3-10 – Vantagens e desvantagens de cada poço de monitoramento

	Monitoramento	PM pré-moldado	PM CMT	PM com duplo revestimento
Vantagens	<ul style="list-style-type: none"> - Permite a amostragem da água subterrânea, como os demais poços e menor custo agregado para a instalação. 	<ul style="list-style-type: none"> - As seções filtrantes podem ser dimensionadas conforme as heterogeneidades dos compartimentos do meio. 	<ul style="list-style-type: none"> - As seções filtrantes podem ser dimensionadas conforme as heterogeneidades dos compartimentos do meio. - Permite monitorar isoladamente 3 a 7 unidades hidroestratigráficas por poço 	<ul style="list-style-type: none"> - Possui revestimento para evitar a migração vertical do contaminante durante a instalação
Limitações	<ul style="list-style-type: none"> - As seções filtrantes geralmente são dimensionadas de metro em metro - Não possui revestimento para evitar a migração vertical do contaminante durante a instalação - Permite monitorar apenas uma unidade hidroestratigráfica por poço 	<ul style="list-style-type: none"> - Possui custo levemente mais elevado que os poços de monitoramento convencionais - Não possui revestimento para evitar a migração vertical do contaminante durante a instalação. - Permite monitorar apenas uma unidade hidroestratigráfica por poço 	<ul style="list-style-type: none"> - Possui maior custo que os demais poços de monitoramento. 	<ul style="list-style-type: none"> - Maior custo que o poço convencional

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

2.3.3. Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento

As amostras coletadas a partir de poços de monitoramento devem ser representativas das condições naturais do aquífero, causando o mínimo de distúrbio possível. Os métodos de amostragem necessitam ser selecionados de acordo com cada situação específica e em função das características do aquífero. Deve-se levar em conta regulamentos e normas estabelecidos pelos órgãos reguladores federal, estadual ou municipal. Para tanto, a norma NBR 15847 (ABNT, 2010), apresenta os diferentes procedimentos para a execução da purga e amostragem de poços de monitoramento, e as informações necessárias para a seleção do método mais apropriado para cada situação específica.

Anteriormente à execução da amostragem, deve ser elaborado um plano de amostragem. Esse plano servirá como guia da amostragem, contendo, inclusive, os métodos de coleta a serem utilizados. O plano de amostragem deve ponderar os procedimentos específicos para cada local e situação, considerando diferentes aspectos, por exemplo: a localização dos pontos de coleta e questões de acessibilidade, informações prévias das condições atuais e características construtivas dos poços a serem monitorados, técnicas de coleta e equipamentos necessários, ocorrência e detecção de camadas imiscíveis, amostras de controle de qualidade aplicadas, técnicas de preservação e acondicionamento de amostras, transporte de amostras, métodos de análise, a ordem em que as amostras devem ser coletadas (considerando as concentrações da área de estudo e a susceptibilidade à volatilização), medição do nível estático do poço antes de cada operação de esgotamento, e outros (ABNT, 2010).

A água subterrânea estagnada nos poços de monitoramento antes da amostragem não é representativa das condições naturais do aquífero. Por esse motivo, anteriormente à coleta devem ser adotados procedimentos que permitam a coleta da água subterrânea representativa do aquífero. Diversas metodologias de amostragem podem ser utilizadas para garantir a representatividade da água subterrânea a ser coletada (ABNT, 2010). É importante ressaltar que, independentemente do procedimento de purga adotado, o distúrbio das condições naturais do aquífero deve ser minimizado e controlado (ABNT, 2010).

Na seleção do método de amostragem adequado, deve-se considerar diversos fatores relacionados às características dos poços de monitoramento, como seu projeto, informações sobre seu desenvolvimento, condições hidráulicas, seu estado de conservação/qualidade, além de informações sobre os dados históricos de investigações realizadas na área de interesse, a geoquímica do subsolo e as características hidrogeológicas do local. Um ponto importante a se considerar é o volume e o manejo da água removida pelo método a ser escolhido (ABNT, 2010). O descarte da água purgada deve ser destinado conforme as legislações vigentes de cada estado.

Os principais métodos de amostragem da água subterrânea, para fins ambientais, são:

- **Baixa vazão:** este método é o mais indicado para as amostragens em poços de monitoramento e, sempre que possível, deve ser priorizado, pois leva em consideração as características geoquímicas da água produzida para definir a finalização da purga. Nesse método, a purga é realizada por meio de taxas de bombeamento reduzidas (entre 0,05 L/min e 1 L/min), compatíveis com a capacidade de produção do poço de monitoramento, que não causem o rebaixamento excessivo do nível d'água, evitando a coleta da água não representativa e de volume excessivo durante a purga. Durante o bombeamento, parâmetros indicadores da qualidade da água subterrânea (e.g., temperatura, pH, condutividade elétrica, potencial de oxirredução e oxigênio dissolvido) são monitorados continuamente até que se obtenha a estabilização das leituras,

indicativa de que a água representativa da formação está sendo coletada e que a purga está completa. Considera-se que a estabilização dos parâmetros indicativos da qualidade da água foi atingida quando as variações das leituras permanecem dentro de uma faixa de oscilação predeterminada, por no mínimo três leituras consecutivas. As faixas de variação apresentadas pela ABNT NBR 15847:2010 são: temperatura: ± 5 °C; pH: $\pm 0,2$ unidade; condutividade elétrica: $\pm 5,0$ % das leituras; oxigênio dissolvido: $\pm 10\%$ das leituras ou 0,2 mg/L (o que for maior); potencial de oxirredução: ± 20 mV. A frequência das leituras deve ser baseada no tempo necessário para renovar pelo menos um volume da célula de fluxo ou, no mínimo, a cada 3 minutos. Esse tipo de amostragem pode ser realizado com bombas do tipo bexiga ou peristáltica. Contudo, deve-se dar preferência para a coleta com bombas do tipo bexiga, pois reduzem as perdas de compostos orgânicos voláteis. A vazão de preenchimento dos frascos de coleta deve ser menor ou igual à vazão de purga e nunca superior a 250 mL/min para substâncias orgânicas e 500 mL/min para inorgânicas.

- **Purga mínima:** este método deve ser utilizado somente quando o poço apresentar baixa capacidade hidráulica (que atinge rebaixamento contínuo de 25 cm do nível d'água estático desde o início do bombeamento em vazão de 50mL/min) e não for possível realizar a amostragem por baixa vazão. Essa técnica tem como objetivo permitir a amostragem, removendo o menor volume de água possível, sem a realização completa da purga. Contudo, essa amostragem pode não ser tão representativa quanto a amostragem de baixa vazão, e seus resultados devem ser analisados com muito cuidado. Esse tipo de amostragem deve ser realizado, preferencialmente, com bombas do tipo bexiga e, em segundo caso, com bombas do tipo peristáltica. A utilização de *bailers* deve ser realizada somente quando a coluna de água for menor que 0,5 m (não é possível utilizar a bomba de bexiga) e o nível d'água for mais profundo que 7 m (não é possível utilizar a bomba peristáltica). A amostragem com *bailers* deve ser evitada, pois esse recurso pode acarretar perda de voláteis, reportando falsos negativos nas análises químicas.
- **Passiva (sem purga):** este método é entendido como procedimento para coleta de amostra de água de determinado intervalo do aquífero, sem a realização de purga da água existente no poço. Na amostragem passiva, o equipamento de coleta (membrana de polietileno) deve ser preenchido com água mineral ou deionizada e posicionado na seção filtrante do poço de monitoramento, na profundidade desejada, ficando exposto ao meio por um tempo que permita que a água de dentro da membrana entre em equilíbrio com as condições naturais do aquífero. O tempo de exposição utilizado, geralmente, é de 14 dias, mas pode variar de acordo com: as recomendações do fabricante para cada tipo de equipamento, as condições hidrogeológicas e das SQI locais, e as características construtivas do poço. Esse tipo de amostragem não necessita de bombas para a coleta e é normalmente realizado para compostos orgânicos voláteis. A amostragem passiva é tão representativa quanto a amostragem de baixa vazão para compostos orgânicos voláteis.
- **Purga de volume determinado:** este método consiste na remoção de determinado volume de água subterrânea do poço antes de se proceder à amostragem, com a finalidade de assegurar que a água que será coletada seja representativa da formação. Com base no diâmetro do tubo-filtro, da profundidade do poço e da profundidade do nível da água, é calculado o volume de água contida no poço, que, multiplicado por três, é o volume que deve ser extraído. Visando avaliar as

características hidrogeológicas da área e diminuir as incertezas quanto à coleta de uma amostra representativa do local de coleta, recomenda-se o monitoramento dos parâmetros físico-químicos antes do início da purga e ao final da coleta, para melhor interpretação dos resultados obtidos. A vazão de preenchimento dos frascos de coleta deve ser menor ou igual à vazão de purga e nunca superior a 250 mL/min para substâncias orgânicas e 500 mL/min para inorgânicas. Esse tipo de amostragem pode ser realizado com bombas do tipo bexiga ou peristáltica. Pelos mesmos motivos citados no item “purga mínima”, a coleta por *bailers* deve ser evitada, principalmente quando o composto de interesse for composto orgânico volátil ou semivolátil.

As principais vantagens e desvantagens dos métodos de amostragem descritos estão sumarizadas na **Tabela 14.3-11**.

Outras ações importantes para assegurar a representatividade dos resultados obtidos a partir da amostragem dos poços são: a calibração e checagem dos equipamentos de medição utilizados (por empresa habilitada para tal procedimento); a coleta e análise de brancos e duplicatas; a descontaminação de equipamentos reutilizáveis, como bombas, por exemplo; a utilização de materiais descartáveis (mangueiras, bexigas etc.) em apenas um ponto de amostragem; o controle de temperatura adequada; e *holding time* das amostras até a chegada no laboratório (ABNT, 2010).

Tabela 14.3-11 – Principais vantagens e desvantagens dos métodos de amostragem

	Baixa Vazão	Purga mínima	Amostrador passivo	Purga de volume determinado
Vantagens	O critério de finalização do método é definido através dos parâmetros físico-químicos da água, levando maior precisão na coleta de amostras representativas da formação. Menor volume de efluente pode ser gerado durante a purga.	Aplicado em poços de baixa permeabilidade (low K), assumindo que o volume de água contido no interior do poço seja representativo da formação. Procedimento de amostragem de menor tempo comparado com outros métodos que requerem controle de parâmetros físico-químicos.	Mínimo distúrbio no aquífero durante amostragem além de não gerar efluentes por não ser necessário a realização da purga no poço. Ideal para poços com baixa permeabilidade (low K).	Não requer monitoramento e controle contínuo de parâmetros físico-químicos para determinação do fim da purga. Pode ser utilizado com bailer e bombas de amostragem.
Limitações	Requer equipamentos adequados de medição de parâmetros físico-químicos, sendo necessário a calibração periódica. Necessita de cuidados com descontaminação dos equipamentos a cada poço a ser amostrado, podendo haver risco de contaminação cruzada quando não realizada adequadamente.	Dependendo do elenco analítico e volume máximo disponível no poço para purga requer limitação de análises.	Maior quantidade de equipamentos para realização do procedimento, sendo de maior custo quando comparado com outros métodos. Não aplicável em poços não afogados.	Pode gerar grande volume de efluente durante a purga. Pode rebaixar o nível d'água quando não aplicado adequadamente, podendo esgotar poços de baixa permeabilidade.

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

2.3.4. Comparação entre as técnicas quantitativas de caracterização de fase dissolvida

Conforme comentado neste capítulo, a caracterização da fase dissolvida pode ser realizada de duas maneiras: por meio da investigação da água subterrânea ou do monitoramento da sua qualidade. A investigação da água subterrânea deve ser realizada anteriormente ao monitoramento da água subterrânea.

A investigação da água subterrânea de compostos orgânicos deve ser priorizada por meio da amostragem discreta. Isso se deve ao fato de que esse tipo de amostragem permite a caracterização em alta resolução de diversos níveis do aquífero isoladamente, propiciando um melhor entendimento do modelo conceitual da área de interesse. Posteriormente à caracterização pelas amostragens discretas, que fornecerá informações em 3D da ocorrência das SQIs, deve-se identificar as zonas de fluxo que possuem transporte significativo de massa de contaminantes pela água subterrânea. Uma vez identificadas as zonas de transporte significativas de contaminantes, devem ser instalados os poços de monitoramento nessas unidades hidroestratigráficas. Esses poços terão a função de monitorar a qualidade da água subterrânea nessas zonas no decorrer das demais atividades de GAC.

A utilização de poços de monitoramento para a investigação justifica-se somente quando atrelada às limitações da técnica de amostragem discreta, como, por exemplo: a investigação de substâncias químicas inorgânicas de interesse que necessitam de amostras com baixa turbidez, unidades hidroestratigráficas com baixa condutividade hidráulica onde não é possível realizar a coleta com amostragem discreta, entre outros casos.

Além de ser mais assertiva e ter maior resolução do que a amostragem em poços de monitoramento, a amostragem discreta é mais sustentável, possui menor custo e apresenta o resultado em menor tempo. Na amostragem discreta, um único filtro de inox pode ser utilizado para a investigação em todos os pontos, desde que descontaminado propriamente. Não é necessária a utilização de pré-filtro, selo de bentonita ou acabamento de poço de monitoramento na amostragem discreta, culminando em menores custos materiais. Por fim, além de não haver tempo de instalação de poço inexistente na amostragem discreta, não é necessário o aguardo do tempo de descanso entre o desenvolvimento do poço e a amostragem (7 a 10 dias). A amostragem no método discreto é realizada no mesmo dia da perfuração, otimizando o intervalo entre a investigação e o reporte do resultado.

Portanto, ressalta-se que, idealmente, na grande maioria dos casos, principalmente quando as SQIs se referem a compostos orgânicos, a investigação da água subterrânea, por meio de amostras discretas, deve ser realizada anteriormente à instalação de poços de monitoramento. O monitoramento, etapa posterior à investigação, deve ser realizado com os poços de monitoramento. Essa sequencialidade, além de melhorar a qualidade da investigação, mostra-se mais sustentável, menos custosa, e mais rápida, evitando a criação de malhas de poços de monitoramento desnecessárias e, conseqüentemente, custos excessivos nas campanhas de monitoramento da qualidade da água subterrânea, preservando recursos para futuras etapas do GAC.

A **Tabela 14.3-12** sumariza as vantagens e limitações das técnicas para a caracterização de fase dissolvida.

Tabela 14.3-12 – Vantagens e limitações das técnicas para caracterização de fase dissolvida

	Amostragem Discreta (VAP)	Amostragem de Poços de Monitoramento
Vantagens	<ul style="list-style-type: none"> - Permite maior rapidez e flexibilidade na tomada de decisão nas investigações; - Maior precisão e resolução da caracterização; - Permite amostragem em múltiplas unidades hidroestratigráficas no mesmo ponto de investigação; - Menor custo e mais sustentável que a instalação de um poço de monitoramento, pois a seção filtrante de inox pode ser descontaminada e utilizada em diversos pontos; - Distúrbio mínimo da formação. 	<ul style="list-style-type: none"> - O procedimento de amostragem permite estabilizar os parâmetros físico-químicos anteriormente a coleta (amostra garantindo a representatividade da amostra); - A presença de pré-filtro no espaço anelar permite coletar amostras com baixa turbidez e aumentar o volume de água subterrânea a ser recuperado se comparado a amostragem discreta; - Não existe limite de profundidade para instalação, o limite fica apenas relacionado ao método de perfuração; - Resultados são utilizados como parâmetros de entrada da avaliação de risco à saúde humana sem contestação
Limitações	<ul style="list-style-type: none"> - O procedimento de amostragem não estabiliza os parâmetros físico-químicos para a coleta (amostra menos representativa das condições do aquífero); - Turbidez relativamente alta, fazendo com que seja impossibilitada investigação para algumas SQL (i.e: metais dissolvidos); - Recuperação do volume de água é menor que no poço de monitoramento. Impossibilidade/ dificuldade de coleta em formações com condutividades baixas ($K < 10^{-6}$ cm/s); - Limitação de profundidade para cravação do filtro temporário; 	<ul style="list-style-type: none"> - Menor precisão da caracterização na maioria dos tipos de poços, com exceção dos poços CMT; - Amostragem pode ser realizada apenas no nível em que o filtro for instalado; - Instalação com pré-filtro, construção de selo, desenvolvimento e descanso depois do desenvolvimento são necessários, culminando em maior tempo/custo final; - Não é ideal para investigações da água subterrânea quando não se tem informação dos compartimentos do meio.

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

2.3.5. Cromatografia a gás (CG)

Os cromatógrafos a gás (CG) portáteis são utilizados para analisar as concentrações de determinados contaminantes no solo e na água, sendo empregados também para mapear a extensão da contaminação.

Os CGs possuem suprimentos de gás internos, detectores e um sistema de integração das medições de concentração dos poluentes. Em geral, os CGs podem detectar limites na ordem de ppb de concentração, porém possuem um leque reduzido de compostos detectáveis. A depender dos detectores, podem medir: compostos orgânicos voláteis (VOCs) halogenados e não halogenados, compostos orgânicos semivoláteis (SVOCs), bifenilas policloradas (PCBs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), pentaclorofenol (PCP), hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH), pesticidas e dioxinas.

Fundamentalmente, existem dois tipos de cromatógrafos a gás: *Purge and trap* e *Headspace*.

Purge and trap: são utilizados para analisar compostos orgânicos voláteis (VOC) em solo e água que possuam baixas constantes da Lei de Henry.

Dois exemplos desse tipo de cromatógrafo são o detector de ionização do argônio (AID) e o detector de condutividade termal (TCD).

O primeiro exemplo (AID) possui um detector de captura de elétron (ECD), e é comumente utilizado para compostos halogênicos, como tricloroetileno, e, especialmente, para alcanos clorados que não podem ser detectados pelo sistema de fotoionização (PID). O AID pode ainda detectar hidrocarbonetos voláteis, tais como benzeno, tolueno, xileno etc., nos meios solo e água.

Headspace: possuem um limite de detecção mais alto do que os *purge and trap*, portanto, são utilizados na faixa onde as constantes da Lei de Henry são maiores para determinados compostos.

O método baseia-se num PID (detector de fotoionização) sensível a compostos aromáticos e poli-insaturados, como benzeno e estireno.

PIDs, no entanto, não detectam metanos ou alcanos. O princípio do método é detectar somente substâncias que são ionizáveis abaixo ou à intensidade da lâmpada usada no aparelho para a ionização dos compostos.

Dessa maneira, não há em determinados aparelhos a definição de qual composto está sendo detectado, mas sim todos aqueles que se encontram numa determinada faixa de fotoionização.

Por isso, quando se usam os métodos de CG, é útil determinar o composto-alvo primeiro, para selecionar de maneira apropriada os métodos analíticos e, conseqüentemente, as ferramentas adequadas.

A **Figura 14.3-64** apresenta um cromatógrafo de campo (A) e um cromatógrafo portátil (B).

Figura 14.3-64 – Exemplos de cromatógrafos de campo:



Fonte: xxx

Notas:

(A) laboratório móvel;

(B) cromatógrafo portátil.

2.3.6. Cromatografia a gás/espectrometria de massa (GCMS)

Alguns detectores de GC portáteis podem ser combinados com espectrômetros de massa em uma unidade portátil de GCMS, capaz de fornecer análises semelhantes às de um laboratório fixo. O GCMS é particularmente útil pela sua capacidade de medir concentrações de uma ampla variedade de contaminantes. Alguns métodos SW-846 que podem ser adaptados para uso em campo incluem SVOCs, VOCs, PAH e PCBs.

São os métodos mais sofisticados e caros, comparados aos outros aqui descritos, voltados para análises finas de TOC (carbono orgânico total), POX/AOX/EOX (halogenados orgânicos purgáveis, adsorvidos ou extraídos) e ainda para análises por infravermelho.

Referências

- ABNT. **NBR 10007**: amostragem de resíduos sólidos. 2.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ABNT. **NBR 13895**: construção de poços de monitoramento e amostragem. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- ABNT. **NBR 15492**: sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental: procedimento. 1.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2007.
- ABNT. **NBR 15515-2**: passivo ambiental em solo e água subterrânea: parte 2: investigação confirmatória. 2.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2023
- ABNT. **NBR 15847**: amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento: métodos de purga. Rio de Janeiro: ABNT, 2010.
- ABNT. **NBR 15935**: investigações ambientais: aplicação de métodos geofísicos. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.
- ABNT. **NBR 16434**: amostragem de resíduos sólidos, solos e sedimentos: análise de compostos orgânicos voláteis (COV): procedimento. 1.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2015a.
- ABNT. **NBR 16435**: controle de qualidade na amostragem para fins de investigação de áreas contaminadas: procedimento. 1.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2015b.
- ABNT; ISO/IEC. **ABNT NBR ISO/IEC 17025**: requisitos gerais para competência de laboratórios de ensaio e calibração. 3.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2017.
- ALDSTADT, J.; ST. GERMAIN, R.; GRUNDL, T.; SCHWEITZER, R. **An in situ laser-induced fluorescence system for polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated sediments**: final report. Chicago, IL: EPA, 2002. 54 p. Disponível em: <https://clu.in.org/download/contaminantfocus/sediments/pah-lif-char.pdf>. Acesso em: maio 2025.
- API. **API LNAPL transmissivity workbook**: a tool for baildown test analysis: user guide. Washington, D.C.: API, 2016. (API Publication, 4762). 52 p. Disponível em: [https://www.api.org/~media/4762%20lnapl%20tn%20wkbk%20baildown%20userguide%20apr2016%20\(2\).pdf](https://www.api.org/~media/4762%20lnapl%20tn%20wkbk%20baildown%20userguide%20apr2016%20(2).pdf). Acesso em: maio 2025.
- ASQUITH, G.; GIBSON, C. **Basic well log analysis for geologists**. Tulsa, OK: American Association of Petroleum Geologists, 1982. (AAPG Methods in Exploration, v. 3). DOI: <https://doi.org/10.1306/Mth3425>.
- ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D2008-12**: standard test method for ultraviolet absorbance and absorptivity of petroleum products. West Conshohocken, PA: ASTM, 2018. DOI: 10.1520/D2008-12.
- ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D5092/D5092M-16**: standard practice for design and installation of groundwater monitoring wells. West Conshohocken, PA: ASTM, 2024. Last Updated: Jun 21, 2024. DOI: 10.1520/D5092_D5092M-16.
- ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D5521/D5521M-18**: guide for development of ground water monitoring wells in granular aquifers. West Conshohocken, PA: ASTM, 2025. Last Updated: Mar 04, 2025. DOI: 10.1520/D5521_D5521M-18.

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D6001/D6001M-20**: standard guide for direct-push groundwater sampling for environmental site characterization. West Conshohocken, PA: ASTM, 2020. Last Updated: Nov 12, 2020. DOI: 10.1520/D6001_D6001M-20.

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D6196-15e1**: standard practice for choosing sorbents, sampling parameters and thermal desorption analytical conditions for monitoring volatile organic chemicals in air. West Conshohocken, PA: ASTM, 2023. Last Updated: Mar 03, 2023. DOI: 10.1520/D6196-15E01.

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D7352-18**: standard practice for volatile contaminant logging using a Membrane Interface Probe (MIP) in unconsolidated formations with *direct push* methods. West Conshohocken, PA: ASTM, 2018. DOI: 10.1520/D7352-18

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D7663-18**: Standard Practice for Active Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Vapor Intrusion Evaluations. West Conshohocken, PA: ASTM, 2024. Last Updated: Jul 18, 2024.

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D7758-17**: standard practice for passive soil gas sampling in the vadose zone for source identification, spatial variability assessment, monitoring, and vapor intrusion evaluations. West Conshohocken, PA: ASTM, 2017. DOI: 10.1520/D7758-17.

AUSTIN, Rob; GATIBONI, Luke; HAVLIN, John. **Soil sampling strategies for site-specific field management**. Raleigh NC: NC State Extension/NC State University, 2020. Disponível em: <https://content.ces.ncsu.edu/soil-sampling-strategies-for-site-specific-field-management>. Acesso em: maio 2025.

BASSIOUNI, Z. **Theory, measurement, and interpretation of well logs**. Richardson, TX: SPE; San Ramon, CA: AIME, 1994. (SPE Textbook Series, v. 4).

BRAGA, A. C. de O.; CARDINALI, M. T. Aplicação da resistividade e cargabilidade em estudos de contaminação de sedimentos por derivados de hidrocarbonetos. **Revista Brasileira de Geofísica**, São Paulo, v. 23, n. 2, p.181-190, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-261X2005000200007>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbg/a/54Xv8yCP8smSgyWKn44ZKwc/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: maio 2025.

BUJEWSKI, G.; RUTHERFORD, B. **The rapid optical screening tool (ROSTTM) laser-induced fluorescence (LIF) system for screening of petroleum hydrocarbons in subsurface soils**. innovative technology verification report. Las Vegas: EPA, 1997. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30003JAJ.PDF?Dockey=30003JAJ.PDF>. Acesso em: maio 2025.

CARY, J. W.; MCBRIDE, J. F.; SIMMONS, C. S. Trichloroethylene residuals in the capillary fringe as affected by air-entry pressures. **Journal of Environmental Quality**, Madison, WI, v. 18, n. 1, p. 72-77, Jan.-Mar. 1989. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq1989.00472425001800010013x>. Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2134/jeq1989.00472425001800010013x>. Acesso em: maio 2025.

CASCADE ENVIRONMENTAL. **Membrane Interface Hydraulic Profiling (MIHPT)**. Bothel, WA: Cascade-env, [2021]. Disponível em: <https://www.cascade->

env.com/technologies/site-characterization/membrane-interface-hydraulic-profiling-mihpt/. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Emergências químicas**: detecção e monitoramento. São Paulo: CETESB, [202-]. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/emergencias-quimicas/logistica/deteccao-e-monitoramento/>. Acesso em: maio 2025.

CHEIRON RESOURCES Ltd. **Product catalogues**: oilscreensoil (Sudan IV)®. Alberta, CA: Cheiron Resources, c2011. Disponível em: <http://www.cheiron-resources.com/oss-sudaniv.php>. Acesso em: maio 2025.

CLEAN ENVIRONMENT BRASIL. **Shake test**. Valinhos, SP: Clean Environment Brasil, c2025. Disponível em: <https://www.clean.com.br/Produto/Detalhe/121>. Acesso em: maio 2025.

CLU-IN. **Laser-induced fluorescence**. Washington, DC: CLU-IN, 2018. Last updated on Friday, September 7, 2018. Disponível em: <https://clu-in.org/characterization/technologies/lif.cfm>. Acesso em: maio 2025.

CLU-IN. **Membrane Interface Probe (MIP)**. Washington, DC: CLU-IN. 2023. Last updated on Friday, April 28, 2023. Disponível em: <https://clu-in.org/characterization/technologies/mip.cfm>. Acesso em: maio 2025.

COHEN, R.; MERCER, M. J.; MATTHEWS, J. **Residual saturation**. In: COHEN, R.; MERCER, M. J.; MATTHEWS, John. **DNAPL site evaluation**. Boca Raton, FL: CRC Press, 1993. Chap. 4, part 4.5, p. 4–16. c1993 by C.K. Smoley.

COSTA FILHO, W. D.; GALVÃO, M. J. de T. G.; LIMA, J. B.; LEAL, O. **Noções básicas sobre poços tubulares**: cartilha informativa. [Recife]: CPRM, 1998. 22 p. Ações emergenciais de combate aos efeitos das secas. Disponível em: https://rigeo.sgb.gov.br/bitstream/doc/16636/1/nocoos_basicas_pocos_tubulares.pdf. Acesso em: maio 2025.

CRESSIE, N. A. **Statistics for spatial data**. Revised ed. New York: John Wiley & Sons, 1993. (Wiley series in probability and mathematical statistics. Applied probability and statistics section). DOI:10.1002/97811191115151.

DAKOTA TECHNOLOGIES. **DyeLIF**: overview. Fargo, ND: Dakota Technologies, [2021a]. Disponível em: <http://www.dakotatechnologies.com/services/dyelif>. Acesso em: maio 2025.

DAKOTA TECHNOLOGIES. **Intro to LIF**: overview. Fargo, ND: Dakota Technologies, [2021b]. Disponível em: <http://www.dakotatechnologies.com/learn-more>. Acesso em: 5 maio 2025.

DAKOTA TECHNOLOGIES. **MIP & MiHpt**: Membrane Interface Probe (MIP): overview. Fargo, ND: Dakota Technologies, [2021c]. Disponível em: <http://www.dakotatechnologies.com/services/mip/overview>. Acesso em: maio 2025.

DAKOTA TECHNOLOGIES. **TarGOST®**): overview. Fargo, ND: Dakota Technologies, [2021d]. Disponível em: <http://www.dakotatechnologies.com/services/targost>. Acesso em: maio 2025.

DIETZE, Michael; DIETRICH, Peter. **Evaluation of vertical variations in hydraulic conductivity in unconsolidated sediments**. Groundwater, Westerville, OH, v. 50, n. 3, p. 450-456, May/June 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2011.00854.x>.

DWARAKANATH, V.; JACKSON, R. E.; POPE, G. A. **Influence of wettability on the recovery of NAPLS from alluvium**. Environmental Science and Technology, Washington, D.C., v. 36, n. 2, p. 227-231, Jan. 2002. DOI: 10.1021/es011023w.

GALLAS, J. D. F. **O método do potencial espontâneo SP – Uma revisão sobre suas causas, seu uso histórico e suas aplicações atuais**. Revista Brasileira de Geofísica, São Paulo, v 23, n. 2, p. 133-144, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-261X2005000200003>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbg/a/6nXPC65xKWnH7dCjjTTK48M/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **Geoprobe® Membrane Interface Probe (MIP): standard operating procedure**. Salina, KS: Geoprobe Systems, 2020. 53 p. Disponível em: https://geoprobe.com/sites/default/files/pdfs/MIP_SOP_mk3010_1020.pdf. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **Geoprobe® SP22–ISP groundwater sampler**. [Salina, KS]: Geoprobe Systems, 2020. 1 vídeo (27 min), son., color. Disponível em: https://www.youtube.com/watch?v=KDEJ_KcEgeU. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **MIP Membrane Interface Probe**. Salina, KS: Geoprobe Systems, [2021a]. Disponível em: <https://geoprobe.com/direct-image/mip-membrane-interface-probe>. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **OIP-green successfully detects coal tar fluorescence**. Salina, KS: Geoprobe Systems, [2021b]. Disponível em: <https://geoprobe.com/articles/oip-green-successfully-detects-coal-tar-fluorescence>. Acesso em: maio 2025.

HALLIBURTON. **Basic petroleum geology and log analysis**. [Houston, TX]: Halliburton, 2001. Disponível em: https://irmat-ucan.com/library/admin/books_pdf/pdf_67a77ce8a3f6f5.61377927.pdf. Acesso em: maio 2025.

HAWAII (State). DOH. HEER Office. **Field screening methods: interim final**. In: HAWAII (State). DOH. HEER Office. **Technical guidance manual (TGM) for the implementation of the Hawai'i State Contingency Plan**. Pearl City, Hawaii: HEER Office, 2017. Section 8.0 (63 p.). Disponível em: <https://health.hawaii.gov/heer/tgm/pdf-downloads/>. Acesso em: maio 2025.

HODNEY, J.; WHETZEL, J.; ANDERSON, H. **Quantitative passive soil gas and air sampling in vapour intrusion investigations**. In: VAPOR INTRUSION 2009, AIR & WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION, 2009, San Diego, CA. **Proceedings** [...]. [S. l.]: [s. n.], 2009. Disponível em: <https://www.agisurveys.net/wp-content/uploads/2017/05/other-pdf-6.pdf>. Acesso em: maio 2025.

HONEYWELL. **Technical Note TN-106B: Correction Factors, Ionization Energies, And Calibration Procedures**. [S.l.]: RAE Systems by Honeywell, 2020. Disponível em: <https://automation.honeywell.com>. Acesso em: maio 2025.

HULLING, S. G.; WEAVER, JAMES W. **Ground water issue: dense nonaqueous phase liquids**. Washington, D.C.: EPA, Mar. 1991. 21 p. (EPA/540/4-91-002). Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/dnapl_issue_paper.pdf. Acesso em: maio 2025.

ISLER, E.; Teramoto, E. H.; Baessa, M. P. M.; Pedde, M. A. Z.; Kiang, C. H. **Trapeamento de LNAPL observado por meio da técnica de fluorescência induzida por laser (LIF)**. Revista Águas Subterrâneas, São Paulo, v. 32, n.3, p. 315-324, 2018. DOI: <https://doi.org/10.14295/ras.v32i3.29137>. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/download/28923/18848/0>. Acesso em: maio 2025.

ISLER, E.; TERAMOTO, E. H.; BAESSA, M. P. M.; PEDE, M. A. Z.; KIANG, C. H. **Trapeamento de LNAPL observado por meio da técnica de fluorescência induzida por laser (LIF)**. Revista Águas Subterrâneas, Belo Horizonte, v. 32, n.3, p. 315-324, 2018. DOI: <https://doi.org/10.14295/ras.v32i3.29137>. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/download/28923/18848/0>. Acesso em: maio 2025.

ISLER, E. **Aplicação de fluorescência induzida por laser (LIF) em área contaminada por querosene de aviação**. 2020. 166 p. Tese (Doutorado em geociências e meio ambiente) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2020. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/entities/publication/a1adce25-c8cf-450e-b935-de6c065d886d>. Acesso em: maio 2025.

ISO. **ISO 18400-204**: soil quality: sampling: part-204: guidance on sampling of soil gas. 1st ed. Geneva: ISO, 2017.

ITRC. **Appendix D: field screening methods**. In: ITRC. **TPH risk evaluation at petroleum-contaminated sites**. Washington, D.C.: ITRC, 2018. (TPH Risk-1). Disponível em: <https://tphrisk-1.itrcweb.org/>. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Integrated DNAPL site characterization and tools selection**. DNAPL Site Characterization Team. Washington, DC: ITRC, 2015. 381 p. (Guidance Document. ISC-1). Disponível em: https://projects.itrcweb.org/DNAPL-ISC_tools-selection/Content/Resources/DNAPLPDF.pdf. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Implementing advanced site characterization tools (ASCT-1)**. Washington, D.C.: ITRC, 2019. Disponível em: <https://asct-1.itrcweb.org/>. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Implementing advanced site characterization tools (ASCT-1)**. Washington, D.C.: ITRC, 2019. Disponível em: <https://asct-1.itrcweb.org/>. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Incremental Sampling Methodology (ISM) update**. Washington, D.C.: ITRC, 2020. 283 p. (Technical regulatory/guidance). Disponível em: https://ism-2.itrcweb.org/wp-content/uploads/2020/11/itrc_ism_compiled_508_092523.pdf. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Incremental Sampling Methodology (ISM-1)**. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, fev. 2012. Substituído por ITRC, 2020.

ITRC. **Light Non-Aqueous Phase Liquid (LNAPL) site management: LCSM evolution, decision process, and remedial technologies (LNAPL-3)**. Washington, D.C.:

ITRC, 2018. Disponível em: <https://quest-1.itrcweb.org/assessment-phase/site-characterization/contaminants/napl/lnapl/#!fancybox/f230acf2>. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **LNAPL Site Management: LCSM Evolution, Decision Process, and Remedial Technologies (LNAPL-2)**. Washington, D.C.: ITRC, 2018a. Disponível em: <https://lnapl-2.itrcweb.org/>. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **LNAPL Site Management: LCSM Evolution, Decision Process, and Remedial Technologies (LNAPL-3)**. Washington, D.C.: ITRC, 2018b. Disponível em: <https://lnapl-3.itrcweb.org/>. Acesso em: maio 2025.

KEAREY, P.; BROOKS, M.; HILL, I. **Geofísica de exploração**. Tradução Maria Cristina Moreira Coelho. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 438 p.

KRAM, M. L.; KELLER, A. A.; ROSSABI, J.; EVERETT, L. G. **DNAPL characterization methods and approaches: part 1: performance comparisons**. Groundwater Monitoring and Remediation, Westerville, OH, v. 21, n. 4, p. 109-123, Nov. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2001.tb00647.x>.

KUEPER, B. H.; MCWHORTER, D. B. **The behavior of dense, nonaqueous phase liquids in fractured clay and rock**. Groundwater, Westerville, OH, v. 29, n. 5, p. 716-728, Sept./Oct. 1991. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1991.tb00563.x>. Disponível em: <https://ngwa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1745-6584.1991.tb00563.x>. Acesso em: maio 2025.

LOS ANGELES LNAPL Workgroup. **Final report LA LNAPL recoverability study**. Torrance, CA: Western States Petroleum Association, 2015. 145 p. Disponível em: https://erwiki.net/images/f/fe/LALNAPL-2015_FinalReportb.pdf. Acesso em: maio 2025.

LOS ANGELES LNAPL Working Group. **Light Non-Aqueous Phase Liquids (LNAPL) literature review**. Version 1.0. Los Angeles, CA: LNAPL Working Group, 2011. 99 p. Disponível em: <https://www.gsienv.com/wp-content/uploads/2021/04/LA-LNAPL-Lit-Review-1.02.pdf>. Acesso em: maio 2025.

LSP Association Technical Practices Committee. **LNAPL and the Massachusetts contingency plan: part II**. [Belmont, MA] LSPA, 2008. 47 p. (LSPA Technical Practices Committee). Disponível em: <https://www.lspa.org/assets/documents/wp-LNAPLPartII.pdf>. Acesso em: maio 2025.

MASSACHUSETTS. DEP. **Light nonaqueous phase liquid and the MCP: guidance on site assessment and closure: policy #WSC-16-450**. Boston, MA: MassDEP, 2016. 53 p. (Final Policy #WSC-16-450). Disponível em: <https://www.mass.gov/doc/wsc-16-450-light-nonaqueous-phase-liquids-lnapl-and-the-mcp-guidance-for-site-assessment-and/download>. Acesso em: maio 2025.

MCCALL, W.; CHRISTY, T. M.; PIPP, D. A.; JASTER, B.; WHITE, J.; GOODRICH, J.; FONTANA, J.; DOXTADER, S. **Evaluation and application of the optical image profiler (OIP) a direct push probe for photo-logging UV-induced fluorescence of petroleum hydrocarbons**. Environmental Earth Sciences, Berlim, v. 77, p. 374-389, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7442-2>. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s12665-018-7442-2.pdf>. Acesso em: maio 2025.

MPCA. **Human Health Soil Investigation Guidance**. Remediation Division. [S. l.]: Minnesota Pollution Control Agency. Document number c-r1. 2016.

- MYERS, J. C. **Geostatistical error management**: quantifying uncertainty for environmental sampling and mapping. New York: Van Nostrand Reinhold, 1997.
- NEWELL, C. J.; ACREE, S. D.; ROSS, R. R.; HULING, S. G. **Ground water issue: light nonaqueous phase liquids**. Washington, D.C.: EPA, [1995]. 28 p. (EPA/540/S-95/500. NTIS 95-267738). Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/lnapl.pdf>. Acesso em: maio 2025.
- NIELSEN, D. M. **Practical handbook of ground-water monitoring**. Chelsea, MI: Lewis Publishers, 1991.
- OLIVEIRA, M. F.; FREITAS, J. G. **Desenvolvimento de poço multinível para amostragem de água subterrânea em solos tropicais**. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 3., 2013, São Paulo. **Anais** [...]. Belo Horizonte: ABAS, 2013. Publicado na Revista Águas Subterrâneas, Belo Horizonte, Supl. 2013. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/27495/17767>. Acesso em: maio 2025.
- PASTROVICH, T. L.; BARADAT, Y.; BARTHEL, R.; CHIARELLI, A.; FUSSEL, D. R. **Protection of ground water from oil pollution**. Den Haag, NL: CONCAWE, 1979. 61 p. (CONCAWE Report, 3/79).
- PAYNE, F. C.; QUINNAN, J. A.; POTTER, S. T. **Remediation hydraulics**. Boca Raton: CRC Press Taylor and Francis Group, 2008.
- PEDE, M. A. Z. **Flutuação do lençol freático e sua implicação na recuperação de hidrocarbonetos**: um estudo de caso. 2009. 126 f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2009. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/entities/publication/576c199a-f429-45ac-8a80-4cbcb30b77ca>. Acesso em: maio 2025.
- PEDE, MAZ. **Water table fluctuation and its implication for hydrocarbon recovery: A case study: Um estudo de caso**. Ph.D. dissertation, IGCE, São Paulo State University Rio Claro-SP, 2009. 126 p.
- PINE ENVIRONMENTAL SERVICES LLC. **Oil in soil screening kit**. Canada: Pine, c2019. Disponível em: https://www.pine-environmental.com/products/oil_in_soil_screening_kit. Acesso em: maio 2025.
- RAO, P. C.; JAWITZ, C. G.; ENFIELD, R. W.; FALTA, M. D.; ANNABLE, M. D.; WOOD, A. L. **Technology integration for contaminated site remediation: cleanup goals & performance criteria**. In: GROUNDWATER QUALITY: natural and enhanced restoration of groundwater pollution, 2001, Sheffield. **Proceedings** [...]. Oxfordshire, UK: IAHS, 2002. p. 571-578. (IAHS Publication, n. 275). Selected and reviewed papers. Disponível em: https://www.enviro.wiki/images/2/2b/2002-Rao_PSC-Technology_integration_for_contaminated_site_remediation.pdf. Acesso em: maio 2025.
- RIBEIRO, A. F.; MENDONÇA, C. A.; BUORO, A. A. **Perfilagem indução eletromagnética e radiação gama natural em poços de Monitoramento**. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF THE BRAZILIAN GEOPHYSICAL SOCIETY, 14.;

EXPOGEF, 2015, Rio de Janeiro. **Proceedings** [...]. Houston, TX: SEG, 2015.

Disponível em:

https://sbgf.org.br/mysbgf/eventos/expanded_abstracts/14th_CISBGf/session/BOREHOLE%20GEOPHYSICS/Perfilagem%20indu%C3%A7%C3%A3o%20eletromagn%C3%A9tica%20e%20radia%C3%A7%C3%A3o%20gama%20natural%20em%20po%C3%A7os%20de%20monitoramento.pdf. Acesso em: maio 2025.

RIYIS, M. T.; JESUS, L. S.; ARAKAKI, E. GIACHETI, H. L. **Varredura vertical de amostras de solo com LNAPL utilizando dispositivo de baixo custo com luz ultravioleta**. Águas Subterrâneas: revista, Belo Horizonte, v. 33, n. 3, p. 247-257, 2019. DOI: <https://doi.org/10.14295/ras.v33i3.29362>. Disponível em:

<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29362/19106>. Acesso em: maio 2025.

RIYIS, M. T.; GIACHET, H. L.; RIYIS, M. T.; DERRITE, M. R. **Estimativa da massa de contaminantes comparando técnicas tradicionais com ferramentas de investigação de alta resolução (HRSC)**. Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental, São Paulo, v. 5, n. 2, p. 38-49, 2015. Disponível em:

<https://www.abge.org.br/downloads/revistas/artigo3201708211410501326.pdf?linkAsp=ESTIMATIVA+DA+MASSA+DE+CONTAMINANTES+COMPARANDO+T%C3%89NICAS+TRADICIONAIS%C2%A0COM+FERRAMENTAS+DE+INVESTIGA%C3%87%C3%83O+DE+ALTA+RESOLU%C3%87%C3%83O+%28HRSC%29>. Acesso em: maio 2025.

RIYIS, M. T.; DERRITE, R. M.; RIYIS, M. T. **Uso de lâmpada de ultravioleta (UV) para varredura vertical de solos contaminados por hidrocarbonetos de petróleo**.

Revista InterfacEHS: saúde, meio ambiente e sustentabilidade, São Paulo, v.10, n. 1, p. 88-103, jun. 2015. Disponível em: <https://www.sumarios.org/artigo/uso-de-l%C3%A2mpada-de-ultravioleta-uv-para-varredura-vertical-de-solos-contaminados-por>. Acesso em: maio 2025.

RIYIS, M. T.; RIYIS, M. T. **Considerações sobre a norma brasileira 15.495-1: poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares – parte 1: projeto e construção**. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 2., São Paulo. **Anais** [...]. Belo Horizonte: ABAS, 2011. Publicado na

Revista Águas Subterrâneas, Belo Horizonte, Supl. 2011. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28105>. Acesso em: maio 2025.

ROBBAT, A. JR.; SMARASON, S.; GANKIN, Y. **Dynamic work plans and field analytics: the keys to cost-effective hazardous waste site investigations**. Field Analytical Chemistry & Technology, [s. l.], v. 2, n. 5, p. 253-265, 1998. DOI:

[https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1520-6521\(1998\)2:5<253::AID-FACT2>3.0.CO;2-T](https://doi.org/10.1002/(SICI)1520-6521(1998)2:5<253::AID-FACT2>3.0.CO;2-T).

ROSSABI, J. **DNAPL site characterization: the evolving conceptual model and toolbox approach**. Oak Ridge, TN: U.S. Department of Energy/OSTI, 2000. (Report number: WSRC-MS-2000-00183; TRN: AH200016%72. OSTI ID:755217). Disponível em:

<https://www.osti.gov/biblio/755217/>. Acesso em: maio 2025.

SALE, T, HOPKINS, H, KIRKMAN, A. **Managing Risk at LNAPL Sites. Frequent Asked Questions**. 2nd Edition. American Petroleum Institute (API), Soil and Groundwater Research. Bulletin (2018) No. 18, Washington, DC, USA

<https://www.api.org/oil-and-natural-gas/environment/clean-water/groundwater/lnapl/lnapl-faqs>. Acesso em: maio 2025.

SALE, T.; HOPKINS, H.; KIRKMAN, A. **Managing risk at LNAPL sites**: frequent asked questions. 2nd ed. Washington, D.C.: API, 2018. 72 p. (Bulletin, n. 18).

Disponível em: https://www.api.org/-/media/Files/EHS/Clean_Water/Ground_Water_Quality/LNAPL-FAQs/LNAPL_FAQs_2nd%20edition-050819_Lo.pdf?la=en&hash=566DA189ADCA66F29F62307C2ABB7F6FBDF6BE8F.

Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 63.261, de 9 de março de 2018**. Altera o Decreto nº 32.955, de 7 de fevereiro de 1991, que regulamenta a Lei nº 6.134, de 2 de junho de 1988. Dispõe sobre a preservação dos depósitos naturais de águas subterrâneas do Estado de São Paulo. Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 128, n. 45, p. 3-4, 10 mar. 2018. Disponível em:

<https://www.al.sp.gov.br/norma/?id=185448>. Acesso em: maio 2025.

SCHWILLE, F. **Dense chlorinated solvents in porous and fractured media**: model experiments. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1988.

SOEIRO, P. A. S. **Perfilagem de poços**: programa USP. São Paulo: [s. n.], 2005.

ST. GERMAIN, R. **UVOST Training**: LIF Data Interpretation and UVOST System Review. Fargo: Dakota Technologies, Inc, 2012.

SUTHERSAN, S.; KOONS, B.; SCHNOBRICH, M. **Contemporary Management of Sites with Petroleum LNAPL Presence**. Groundwater Monitoring & Remediation, Westerville, OH, v. 35, n. 1, p. 23-29, Winter 2015. DOI:10.1111/gwmr.12099.

SUTHERSAN, S.; QUINNAN, J.; WELTZ, N. **The New ROI: Return on Investigations by Utilizing Smart Characterization Methods**. Groundwater Monitoring & Remediation, Westerville, Ohio, v. 35, n. 3, p. 25-33, Summer, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/gwmr.12118>.

TERAMOTO, E. H. ; BAESSA, M. P. M.; CHANG, H.K. **Simulações da migração de plumas dissolvidas de compostos BTEX geradas por LNAPL trapeado**. Águas Subterrâneas, 33(3), 280-291, 2019.

TERAMOTO, E. H.; ISLER, E.; POLESE, L.; BAESSA, M. P. M.; KIANG, C. H. **LNAPL saturation derived from laser induced fluorescence method**. Science of the Total Environment, Amsterdam, v. 683, p. 762-772, Sept. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.262>.

TERAMOTO, Elias H.; CHANG, Hung K. **A Screening model to predict entrapped LNAPL depletion**. Water, Switzerland, v. 12, n. 2, p. 334-349, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12020334>. Disponível em: https://mdpi-res.com/d_attachment/water/water-12-00334/article_deploy/water-12-00334-v2.pdf?version=1582890419 Acesso em: maio 2025.

TITTMAN, J. **Geophysical well logging**. Orlando: Academic Press, 1986. Excerpted from: Methods in experimental physics, geophysics, v. 24, part B, p. 441-615.

USEPA. **Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air**. Washington, DC: EPA, c2024. Disponível em: <https://www.epa.gov/amtic/compendium-methods-determination-toxic-organic-compounds-ambient-air>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Design and installation of monitoring wells**. Washington, D.C.: EPA, 2018. (SESDGUID-101-R2). Disponível em: <https://www.epa.gov/quality/design-and-installation-monitoring-wells>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Guidance on choosing a sampling design for environmental data collection for use in developing a quality assurance project plan: for use developing [...]**. Washington, DC: EPA, 2002. 178 p. (EPA QA/G-5S. EPA/240/R-02/005). Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/g5s-final.pdf>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Guidance on systematic planning using the data quality objectives process**. Washington, D.C.: EPA, 2006. 121 p. (EPA QA/G-4. EPA/240/B-06/001). Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/g4-final.pdf>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **A decision-making framework for cleanup of sites impacted with Light NonAqueous Phase Liquids (LNAPL)**. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington, D.C.: EPA, 2005. 86 p. (EPA 542-R-04-011). Disponível em: <https://clu-in.org/download/rtdf/napl/decisionframework.pdf>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **OSWER technical guide for assessing and mitigating the vapor intrusion pathway from subsurface vapor sources to indoor air**. Washington, D.C.: EPA, 2015. 267 p. (EPA OSWER Publication, 9200). Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/oswer-vapor-intrusion-technical-guide-final.pdf>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Protecting the Nation's Ground Water: EPA's Strategy for the 1990s**. Washington, D.C.: Office of the Administrator, EPA, 1991. 84 p.

USEPA. **Site characterization techniques for DNAPL investigations**. Cincinnati, OH: EPA, 2004. 165 p. (EPA 542-R-04-017). Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/site_char_dnapl_542r04017.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **SW-846 test method 9095B: paint filter liquids test, part of test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods**. In: USEPA. **The SW-846 compendium: hazardous waste test methods**. Washington, DC: EPA, 2024. Last updated on August 12, 2024. Disponível em: <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-9095b-paint-filter-liquids-test>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Soil sampling and decision making using Incremental Sampling Methodology (ISM)**. Technology Innovation and Field Services Division. Washington, D.C.: EPA, 2017-2022. Disponível em: <https://clu-in.org/conf/itrc/ISM/>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **The SW-846 compendium: hazardous waste test methods**. Washington, DC: EPA, c2025. Disponível em: <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-compendium>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **The SW-846 compendium: hazardous waste test methods**. Washington, DC: EPA, c2025. Disponível em: <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-compendium>. Acesso em: maio 2025.

VILAR, J.; JARDIM, L.; RIYIS, M. T.; CUNHA, R. C. de A. **Smart Characterization para mapeamento da distribuição de contaminantes em área fonte impactada por**

solventes clorados. Revista InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade. Vol. 13. nº 1. Centro Universitário SENAC. Junho de 2018.

WILSON, J. L.; CONRAD, S. H.; MASON, W. R.; PEPLINSKI, W.; HAGAN, E. **Laboratory investigation of residual liquid organics from spills, Leaks, and the Disposal of Hazardous Wates in Groundwater.** Ada, OK: EPA, 1990. 287 p. (EPA/600/6-90/004). Disponível em:

<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/20012VSS.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1986%20Thru%201990&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&UseQField=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C86THRU90%5CTXT%5C00000014%5C20012VSS.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=2>. Acesso em: maio 2025.