

CONCEITOS E PRINCÍPIOS DA GEOTECNIA AMBIENTAL APLICADOS NA RECUPERAÇÃO DO PASSIVO AMBIENTAL DE SÃO PEDRO DA COVA

Concepts and principles of environmental geotechnics applied to the reclamation of the environmental liability of São Pedro da Cova

António José Roque^a, Vitor Monteiro^b, Maria João Coelho^a

^a Departamento de Geotecnia, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Portugal.

^b Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte, Portugal.

RESUMO – Com o objetivo de proceder à recuperação paisagística de uma área com topografia muito irregular, maioritariamente escavada nas escombreyas da antiga mina de carvão de São Pedro da Cova, em Gondomar, e à sua futura urbanização, foram transportados para o local resíduos produzidos pela Siderurgia Nacional da Maia entre 1976 e 1996. As autoridades nacionais autorizaram esta operação de valorização de resíduos com base na sua classificação como “claramente inertes”. Devido a dúvidas sobre esta classificação, para além de outras, a operação foi cancelada em fevereiro de 2002, cerca de sete meses após o seu início. Os alertas e as pressões, quase uma década depois, de vários setores da sociedade, locais e nacionais, para os riscos do depósito de resíduos para a saúde pública e para o ambiente, desencadearam a realização de estudos que permitissem reavaliar a perigosidade e a quantidade dos resíduos depositados. O artigo expõe os principais métodos e resultados dos estudos e os principais trabalhos que foram implementados entre 2010 e 2023, e que permitiram a recuperação ambiental e paisagística do local.

ABSTRACT – In order to accomplish the landscape reclamation of an area with very irregular topography, mostly excavated in the spoils of the old coal mine São Pedro da Cova, in Gondomar, and its future urbanization, waste produced by the Siderurgia Nacional da Maia between 1976 and 1996 was transported to the site. The national authorities authorised this waste recovery operation based on its classification as ‘clearly inert’. Due to doubts about this classification, among other doubts, the operation was cancelled in February 2002, about seven months after it started. Near a decade later, warnings and pressure from various sectors of society, both local and national, about the risks of waste disposal for public health and the environment were responsible for initiating studies being launched to reassess the hazardousness and the quantity of waste that had been dumped. The paper sets out the main methods and results of the studies and the work that were carried out between 2010 and 2023 and which enabled the environmental and landscape reclamation of the site.

Palavras Chave – resíduos, perigosidade, contaminação.

Keywords – waste, hazardousness, contamination.

1 – INTRODUÇÃO

A nível global, entre as décadas de 1940 e 1960, muito poucas, ou nenhuma, ações estavam focadas nas questões ambientais. Apesar de já existirem manifestações de sensibilização ambiental, o *slogan* “a diluição é a solução para a poluição”, indicia o grau de preocupação que estes assuntos

E-mails: aroque@lnec.pt (A. Roque), Vitor.Monteiro@ccdr-n.pt (V. Monteiro), marjoao@lnec.pt (M.J. Coelho)

ORCID: orcid.org/0000-0003-4467-0164 (A. Roque), orcid.org/0000-0003-0013-9179 (M.J. Coelho)

granjeavam à época (Reddy e Adams, 2015). Os resíduos, sólidos e líquidos, eram, então, depositados ou lançados, mesmo os não acondicionados, diretamente em cursos de água ou no terreno, onde não existiam quaisquer estruturas de confinamento. Em consequência do rápido aumento das descargas poluentes, a capacidade de o ambiente as absorver, sem manifestar efeitos secundários, estava a ser ultrapassada. Além disso, existem numerosas substâncias químicas que não se degradam por processos naturais num período aceitável à escala de tempo da vida humana.

As primeiras manifestações de interesse público pela proteção do ambiente e as primeiras iniciativas legislativas com o mesmo objetivo, surgiram apenas nas décadas de 1960 e de 1970 nos Estados Unidos da América (EUA), quando se tomou consciência da existência de um grande número de locais contaminados, devido às más práticas que vinham sendo adotadas, e que muitos desses locais constituíam uma ameaça significativa para a saúde pública e para o ambiente.

O passivo ambiental¹ mais conhecido no mundo é o de Love Canal, em Niagara Falls (EUA). Entre 1942 e 1953 foram depositadas mais de 21 000 toneladas de resíduos perigosos num canal abandonado, até ao esgotamento da sua capacidade, altura em que foram cobertos com uma camada de solo. Após a urbanização do local, iniciada na década de 1950, começaram a surgir problemas de saúde na população, causados pelos lixiviados e pelos gases tóxicos emanados a partir do depósito de resíduos. Em 1978, Love Canal foi declarada área de emergência médica, com a realocação dos seus moradores.

Para mitigar as consequências negativas do elevado número de locais com solos e águas subterrâneas contaminados em todo o mundo, que se estimam em vários milhões (Lee et al., 2021; Gao et al., 2022), vem-se recorrendo a diversas opções de remediação baseadas em tecnologias de tratamento e(ou) de confinamento. A primeira iniciativa legislativa com esse objetivo foi aprovada nos EUA, em 1980, com a designação de *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liabilities Act*, conhecida abreviadamente por *Superfund*. Na União Europeia (UE), e em Portugal, ainda não existe legislação com os mesmos fins. A proposta de Diretiva do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de setembro de 2006, a COM (2006) 231, sobre a “Estratégia Temática de Proteção do Solo”, foi retirada em maio de 2014 sem ser publicada no Jornal Oficial da União Europeia. Recentemente, em 5 de julho de 2023, foi apresentada uma nova proposta, a COM (2023) 416, relativa à “Monitorização e Resiliência do Solo (Diretiva da Monitorização do Solo)”, que visa assegurar o mesmo nível de proteção para o solo que o já existente para a água, o meio marinho e o ar na UE, e que até 2050, todos os solos sejam saudáveis. A nível nacional foi apresentado, em 2015, um projeto de Decreto-Lei sobre a “Prevenção da Contaminação e Remediação da Qualidade do Solo”, conhecido por PRoSolos. Até à publicação de legislação específica para a prevenção da contaminação do solo e a sua remediação, a Agência Portuguesa do Ambiente, I.P. (APA) elaborou cinco “Guias Técnicos” e outros documentos técnicos com “Elementos Orientativos” e com “Medidas e Recomendações”, disponíveis em <https://apambiente.pt/>.

Por outro lado, para prevenir a continuação das práticas responsáveis pela contaminação dos solos e das águas subterrâneas, os resíduos passaram a ser depositados em aterros de resíduos, que contrariamente às lixeiras, são obras projetadas e construídas com sistemas de proteção ambiental na base e na cobertura, cujas características variam em função da perigosidade dos resíduos. Estabeleceram-se, igualmente, regras para a gestão integrada dos resíduos, designadamente, para promover a sua valorização e prolongar o período de exploração dos aterros de resíduos, que estava a ser inferior à projetada. As primeiras leis, neste âmbito, foram aprovadas em 1965 nos EUA, a designada *Solid Waste Disposal Act*, revista em 1970, e em 1976, conhecida como a *Resource Conservation and Recovery Act* (Reddy e Adams, 2015). Em Portugal, a gestão dos resíduos foi enquadrada, pela primeira vez, em 1985, através do Decreto-Lei n.º 488/85, de 25 de novembro,

¹ Passivo ambiental é um tipo de dano ao ambiente que resulta da acumulação de contaminantes ao longo do tempo em resultado de atividades extrativas, industriais ou urbanas, passadas, geograficamente limitadas, que necessitam ser resolvidas pelos potenciais riscos para a saúde pública e para o ambiente (APA, 2008).

revogado, em 1995, pelo Decreto-Lei n.º 310/95, de 20 de novembro, que transpôs as Diretivas n.º 91/156/CEE, de 18 de março e n.º 91/689/CEE, de 12 de dezembro. Como o diploma se revelou insuficiente para a gestão adequada dos resíduos, foi revisto e substituído pelo Decreto-Lei n.º 239/97, de 9 de setembro.

Apesar de no início deste século já haver, a nível nacional, tanto conhecimento da ocorrência de desastres ambientais e das suas consequências negativas para a sociedade, o ambiente e a economia, *vide* o caso emblemático de Love Canal, como legislação para o setor, e estar em curso o encerramento das lixeiras (1996-2001) e a construção dos primeiros aterros de resíduos, o que seria, inicialmente, uma operação de valorização de resíduos (produzidos entre 1976 e 1996 pela Siderurgia Nacional da Maia, SNM), esteve na origem do passivo ambiental de São Pedro da Cova (SPC), sito no concelho de Gondomar. Em 2011, este passivo ambiental foi adicionado, pelas autoridades nacionais competentes, à lista de passivos ambientais de intervenção prioritária, na sequência do estudo do local pelo Laboratório Nacional de Engenharia Civil, I.P. (LNEC), que classificou os resíduos como perigosos e recomendou a sua remoção, logo que possível, a destino final adequado (Roque e Pina, 2011).

Dada a circunstância dos estudos e dos trabalhos efetuados no campo e em laboratório, ao longo de cerca de 13 anos (2010 - 2023), para a recuperação do passivo ambiental de SPC, terem abrangido um grande número de metodologias e de procedimentos que seguiram conceitos e princípios da Geotecnia Ambiental, e de uma pesquisa efetuada aos artigos publicados nesta revista ter mostrado que ainda não foram abordados, a sua divulgação constitui um dos objetivos deste trabalho.

Os imprevistos que ocorreram e as consequentes soluções adotadas constituíram ensinamentos igualmente relevantes que, geralmente, só são passíveis de obter em casos de estudo aplicados a situações reais, como o que se apresenta neste artigo, pelo que se considerou de interesse partilhá-los através deste número especial da revista. Segundo Marr et al. (2014), os casos de estudo claros, completos e criteriosos constituem informação essencial para o avanço da prática e, como tal, são contribuições altamente valiosas, devendo, sempre que possível, serem apresentadas recomendações específicas; pressupostos que se aplicam ao caso de estudo de SPC.

Atendendo à existência de outros passivos ambientais no País (APA, 2008 e 2011; EDM, 2011) a requerer igualmente intervenção prioritária, entende-se que se contribui com informações relevantes e úteis para os estudos e os trabalhos que venham a ser desenvolvidos na sua recuperação ou na recuperação de outros que venham a ser identificados.

2 – ORIGEM DO PASSIVO AMBIENTAL

O passivo ambiental de SPC, situado no lugar do Alto do Castanhal, em Gondomar (Figura 1), foi construído, em grande parte, sobre uma área escavada nas escombrelas da antiga mina de carvão explorada neste concelho, até ao início da década de 1970.

A origem do passivo ambiental resultou da conjugação de dois interesses: a) a recuperação paisagística do local para posterior urbanização, e b) a existência de material de empréstimo nas instalações da SNM, atualmente propriedade da Siderurgia Nacional - Empresa de Produtos Longos, S.A., à distância de cerca de 30 km de SPC, na quantidade necessária para construir uma plataforma à cota de 142 m, num terreno com grande irregularidade topográfica.

O material de empréstimo utilizado foi um resíduo proveniente das partículas libertadas pelos fornos da SNM e captadas pelos filtros de mangas eletrostáticas existentes nos sistemas de despoeiramento, o qual se designa habitualmente por cinzas volantes. O volume de resíduos acumulado durante 20 anos, entre 1976 e 1996, foi estimado em cerca de 65 000 m³, a que corresponderiam cerca de 97 000 toneladas (Tecninvest, 1997).

A operação de valorização dos resíduos foi autorizada em 2001, na sequência da sua classificação como “claramente inertes”, baseada na concentração dos componentes no eluato (Publiambiente, 2000). Contudo, avaliações anteriores, efetuadas em 1995 e em 1996, por duas entidades distintas, classificaram os mesmos resíduos, igualmente com base na concentração dos

componentes no eluato, na categoria de apenas admissíveis em aterros de resíduos perigosos (Tecninvest, 1997). Segundo Publiambiente (2000), a evolução da perigosidade dos resíduos de perigosos para inertes, passados apenas cerca de quatro anos, ter-se-á devido à significativa lixiviação dos resíduos pelas águas pluviais.

A área de cerca de 11 000 m², aprovada pela Câmara Municipal de Gondomar, para a construção da plataforma à cota de 142 m, está identificada na Figura 1 como “Área 1”. A operação de valorização dos resíduos iniciou-se em julho de 2001, mas em fevereiro de 2002 foi cancelada pelas razões seguintes: a) existência de dúvidas sobre a classificação dos resíduos como “claramente inertes”, b) deposição dos resíduos numa área superior à Área 1 licenciada, e c) deposição de resíduos numa quantidade superior à licenciada.

Devido ao cancelamento da operação, não terão sido transportados cerca de 19 000 m³ dos resíduos existentes na SNM, segundo estimativa de uma perícia colegial solicitada pelo Tribunal Arbitral (2006). A mesma perícia reavaliou em cerca de 98 000 m³ o volume dos resíduos que existiriam, inicialmente, nas instalações da SNM.

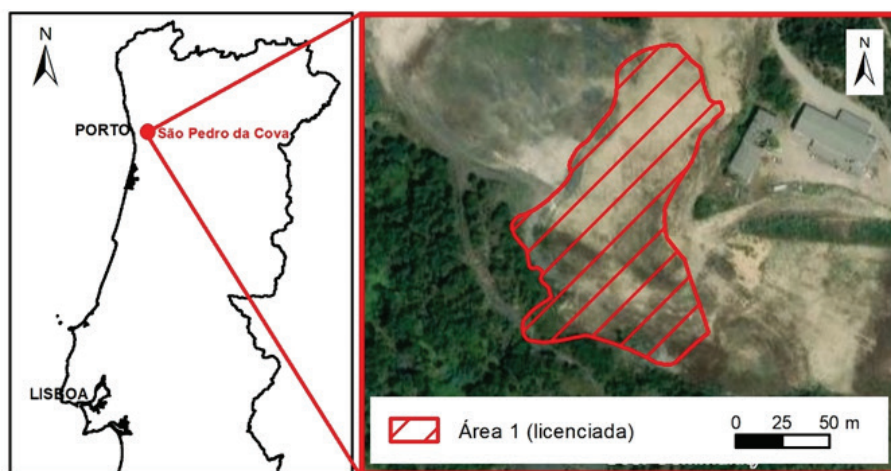


Fig. 1 – Localização do passivo ambiental de São Pedro da Cova e da área de deposição licenciada (Área 1).

3 – FASEAMENTO DOS ESTUDOS E DOS TRABALHOS PARA A RECUPERAÇÃO DO PASSIVO AMBIENTAL

Na sequência de ações desenvolvidas pelos habitantes e autarcas locais, forças políticas e associações de defesa do ambiente, e de um pedido, em junho de 2010, para a Comissão Europeia intervir na resolução do que já era considerado um “crime ambiental”, a Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte (CCDRN), observando o princípio da precaução ambiental, solicitou ao LNEC, ainda em junho de 2010, a avaliação da perigosidade, da quantidade e da homogeneidade dos resíduos depositados em SPC.

Devido, tanto à dimensão do problema e à complexidade do conjunto de medidas que foi necessário desenvolver e implementar, como a vários imprevistos, a recuperação do passivo ambiental estendeu-se até 2023, ou seja, por um período de cerca de 13 anos. Pela sua relevância para a compreensão da globalidade da intervenção, justifica-se a apresentação do faseamento dos principais estudos e trabalhos realizados para a recuperação do passivo ambiental, bem como dos principais imprevistos ocorridos.

A descrição cronológica das principais atividades desenvolvidas é exposta de acordo com o faseamento seguinte: a) Fase 1 - entre junho de 2010 e abril de 2011, b) Fase 2 - entre maio de 2011

e setembro de 2015, c) Fase 3 - entre maio de 2015 e março de 2017, e d) Fase 4 - entre agosto de 2020 e setembro de 2023.

Fase 1: Caracterização do depósito de resíduos

Na sequência da solicitação da CCDRN, o LNEC elaborou um programa experimental para a execução de trabalhos no campo e em laboratório (Roque, 2010). A execução deste programa e a interpretação dos resultados obtidos evidenciaram que: a) os resíduos eram perigosos, b) existiam resíduos no exterior da Área 1 (licenciada), representada na Figura 2 pela “Área 2”, c) a espessura da camada de recobrimento dos resíduos era muito superior aos 0,3 m a 0,5 m previstos no projeto licenciado, e d) inexistia a camada de impermeabilização, com 0,30 m de espessura, na base do depósito, que as alterações ao projeto inicial previam que fosse construída com caulino. Os estudos elaborados nesta fase reconfirmaram, portanto, a classificação de resíduos perigosos apresentada em Tecninvest (1997) e a incorreção da classificação dos resíduos como “claramente inertes” apresentada em Publiambiente (2000). Ficou igualmente esclarecido que os resíduos foram depositados numa área superior à licenciada, que na Figura 2 estão representadas pelas Área 2 e Área 1, respetivamente. Com base nos resultados obtidos, o LNEC estimou a quantidade de resíduos na Área 2 e recomendou a sua remoção para destino final adequado (Roque e Pina, 2011).

Fase 2: Remoção dos resíduos

No seguimento do recomendado na Fase 1, a recuperação do passivo ambiental foi considerada prioritária, como foi referido anteriormente, e a CCDRN solicitou ao LNEC a apresentação de uma metodologia para a remoção dos resíduos (Roque, 2013). No decurso dos trabalhos da remoção, verificou-se que na Área 2, a sudeste da Área 1, a massa de resíduos continuava para nordeste e sudeste do limite definido para aquela área. A remoção também expôs uma vala que foi escavada no terreno situado na base do depósito, com volumetria significativa, preenchida pelos resíduos (Figura 3). Devido a estas ocorrências, e a estimativa da quantidade de resíduos a remover se basear, sobretudo, nas espessuras dos resíduos retiradas dos diagramas das sondagens realizadas na Fase 1, a quantidade contratualizada foi atingida numa área que era cerca de metade da Área 2 estudada, identificada na Figura 2 pela “Área 3”. O elevado volume de solos naturais que existiam sobre os resíduos, justificou que na metodologia proposta (Roque, 2013) tivesse sido considerado o seu encaminhamento para áreas de armazenamento temporário, para posterior reutilização no preenchimento da área onde houve escavação de resíduos. Dada a perigosidade dos resíduos, o tempo que decorreu entre o depósito e a remoção (cerca de 12 anos), e a inexistência de estrutura de confinamento basal, a metodologia proposta também contemplou a avaliação da contaminação dos terrenos subjacentes ao depósito. Nos casos em que houve contaminação, procedeu-se à sua remoção.

Fase 3 – Caracterização do depósito de resíduos remanescente

Dada a existência de resíduos numa área superior à Área 2, bem como aos resíduos da Área 2 que não foram removidos na fase anterior, a CCDRN solicitou ao LNEC, ainda no decurso da Fase 2, a elaboração de um novo programa experimental (Roque, 2015), similar ao da Fase 1, tendo por objetivo delimitar a área remanescente com resíduos e estimar a sua quantidade. Com base nos resultados obtidos, delimitou-se a área representada na Figura 2 como “Área 4” e estimou-se a quantidade de resíduos a remover (Roque et al., 2017). Esta área também incluiu a área que não foi possível remover na Fase 2.

Fase 4 – Remoção dos resíduos remanescentes

Na sequência dos resultados obtidos na Fase 3, a CCDRN promoveu a remoção dos resíduos da Área 4, tendo sido utilizadas metodologias semelhantes às adotadas na Fase 2 (Roque et al., 2017; Roque, 2017). No decorrer das operações de remoção, verificou-se, tal como na Fase 2, a existência de resíduos numa área (“Área 5”) superior à estudada na Fase 3 (Área 4), como se pode observar na

Figura 2. Também neste caso, a quantidade de resíduos estimada na Fase 3 foi inferior à quantidade total removida na Fase 4. As principais razões que contribuíram para a diferença entre as quantidades estimada e real foram as seguintes: a) basear-se, principalmente, nas espessuras dos resíduos retiradas dos diagramas das sondagens realizadas na Fase 3, b) o levantamento topográfico do terreno sobre o qual foram depositados os resíduos só estava disponível para uma parte da área total intervencionada, e mesmo neste caso, sem a certeza de o levantamento disponibilizado corresponder à topografia do terreno na altura da deposição dos resíduos, c) a significativa irregularidade do terreno natural (Figura 4), acentuada por bacias escavadas com expressão volumétrica (Figura 5), provavelmente contemporâneas da atividade mineira no local, e d) a área escavada ser superior à área definida na Fase 3. As atividades desenvolvidas na Fase 4 permitiram concluir a recuperação do passivo ambiental, ou seja, a remoção dos resíduos perigosos e do terreno contaminado pelos resíduos, e a recuperação paisagística do local intervencionado, passados cerca de 20 anos sobre a deposição dos resíduos.

No final dos trabalhos verificou-se que a área total intervencionada, representada pela Área 5 na Figura 2, correspondia a cerca de 33 000 m², ou seja, aproximadamente 1,3 vezes superior à área resultante da união das áreas definidas pelo LNEC na Fase 1 e na Fase 3, e cerca de três vezes superior à área licenciada (Área 1). A massa de resíduos removida foi cerca de 290 000 toneladas, aproximadamente 1,2 vezes superior ao valor estimado pelo LNEC. Relativamente ao valor estimado para os resíduos transportados da SNM para SPC, entre junho de 2001 e fevereiro de 2002, a massa de resíduos removida foi cerca de 4,3 vezes superior, e ao valor posteriormente retificado pelo Tribunal Arbitral (2006), foi cerca de 2,0 vezes superior.

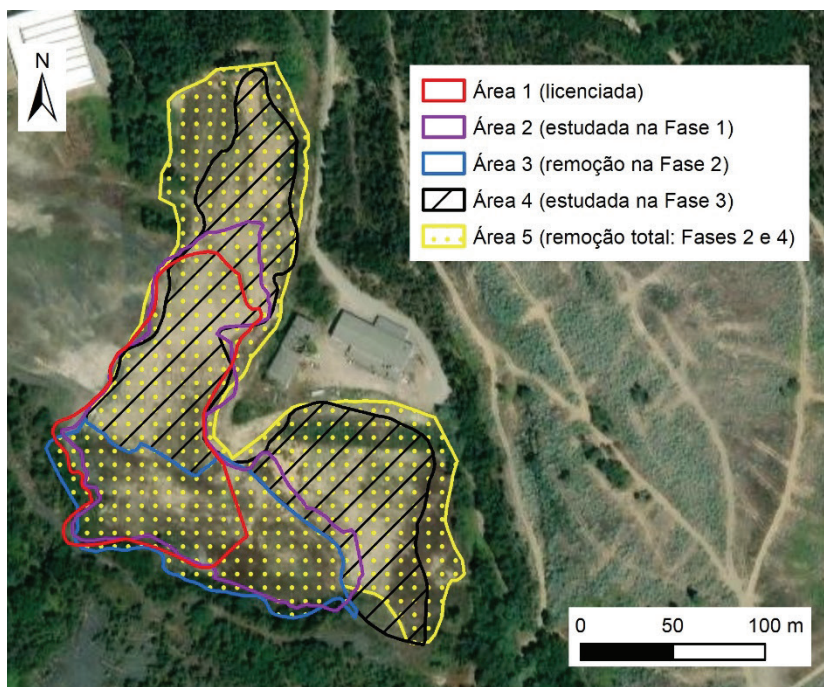


Fig. 2 – Comparação da área licenciada para a deposição dos resíduos (Área 1) com as áreas definidas a partir dos trabalhos de reconhecimento (Área 2 e Área 4) e após a remoção (Área 3 e Área 5).

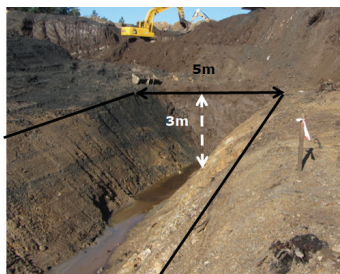


Fig. 3 – Vala escavada no terreno subjacente ao depósito de resíduos.



Fig. 4 – Irregularidade do terreno subjacente ao depósito de resíduos.



Fig. 5 – Bacias escavadas no terreno subjacente ao depósito de resíduos.

4 – METODOLOGIAS APLICADAS

4.1 – Reconhecimento do depósito

O reconhecimento do depósito de resíduos, quer na Fase 1, quer na Fase 3, foi efetuado, sobretudo, através de sondagens destrutivas e da recolha de amostras integrais. Na Fase 3 também se realizaram perfis de resistividade elétrica (Mota, 2017) para auxílio ao planeamento dos trabalhos de prospeção mecânica, em particular onde não foi recolhida informação na Fase 1. Durante a execução das sondagens na Fase 3, também foram abertos poços para definir, com maior aproximação, o perímetro da área de deposição dos resíduos. Considerando que os procedimentos utilizados na execução dos perfis de resistividade elétrica e dos poços foram os comumente utilizados na geotecnia, apenas se apresentam os procedimentos utilizados na execução das sondagens e na recolha das amostras, que exigiram meios e cuidados menos comuns e pouco divulgados em trabalhos geotécnicos. Na Figura 6 estão representados os locais de realização dos trabalhos de prospeção geotécnica na área estudada, resultante da reunião da Área 2 (Fase 1) com a Área 4 (Fase 3): 49 sondagens (25 na Fase 1 e 24 na Fase 3), 13 perfis de resistividade elétrica ao longo de sete alinhamentos e 31 poços.

Na execução das sondagens foi empregue um trado oco (diâmetro interno de 76 mm e diâmetro externo de 180 mm, na Fase 1, e diâmetros interno de 83 mm e externo de 210 mm, na Fase 3), que permitia a passagem de uma sonda de rotação (Figura 7). A rotação conjunta do trado e da sonda permitiu que a furação se efetuasse sem utilizar água ou ar comprimido. Estas condições foram requeridas para minimizar alterações nas características químicas dos resíduos.

Durante o atravessamento dos solos de recobrimento, a furação foi contínua. Atingido o topo dos resíduos, a sonda era retirada e o amostrador era introduzido (Figura 8a). Na Fase 1 foi utilizado o amostrador *Macro-Core* (diâmetro interno de 66 mm e comprimento de 1 m), e na Fase 3 o amostrador *Enviro-Core* (diâmetro interno de 65 mm e comprimento de 1,5 m), cravados por percussão. O interior dos amostradores estava equipado com uma camisa transparente, semirrígida (Figura 8b), para evitar o contacto entre a amostra e o amostrador. A construção da camisa em *Cellulose Acetate Butyrate* (CAB) visou minimizar a possibilidade de o porta-amostras contaminar os resíduos. Concluída a fase de amostragem, procedia-se à extração do amostrador com a amostra integral, e volta-se a inserir a sonda para continuar a furação até se atingir uma profundidade equivalente ao comprimento amostrado (Figura 9). Estas operações foram repetidas até se atingir o terreno subjacente aos resíduos, que foi confirmado continuando com a furação o comprimento necessário.

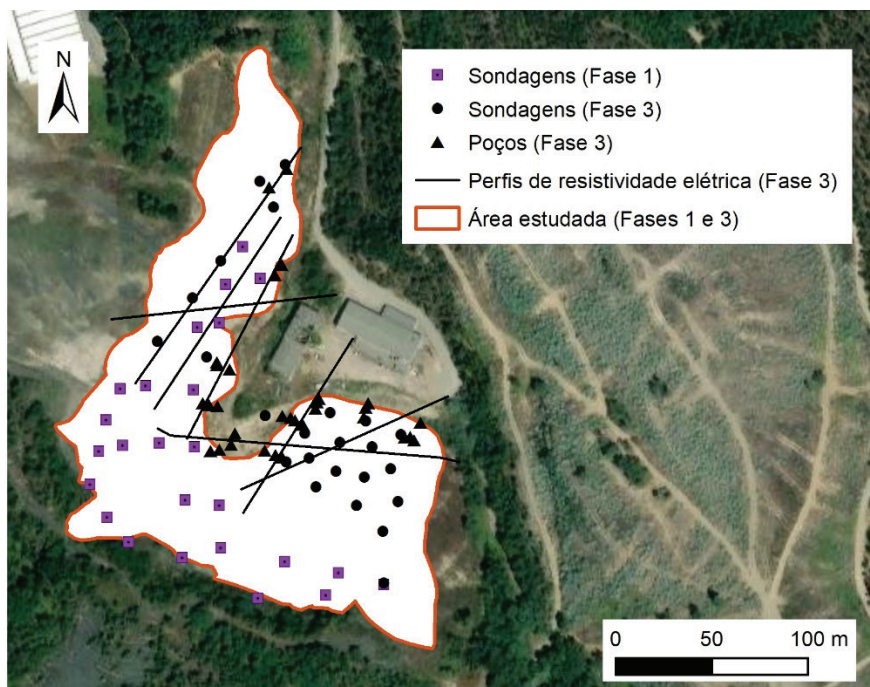


Fig. 6 – Localização dos trabalhos de prospeção geotécnica realizados na Fase 1 (Área 2) e na Fase 3 (Área 4) para delimitar a área de deposição dos resíduos.



a)



b)

Fig. 7 – a) Equipamento de furação; b) pormenor da extremidade inferior do trado oco com a sonda de rotação.

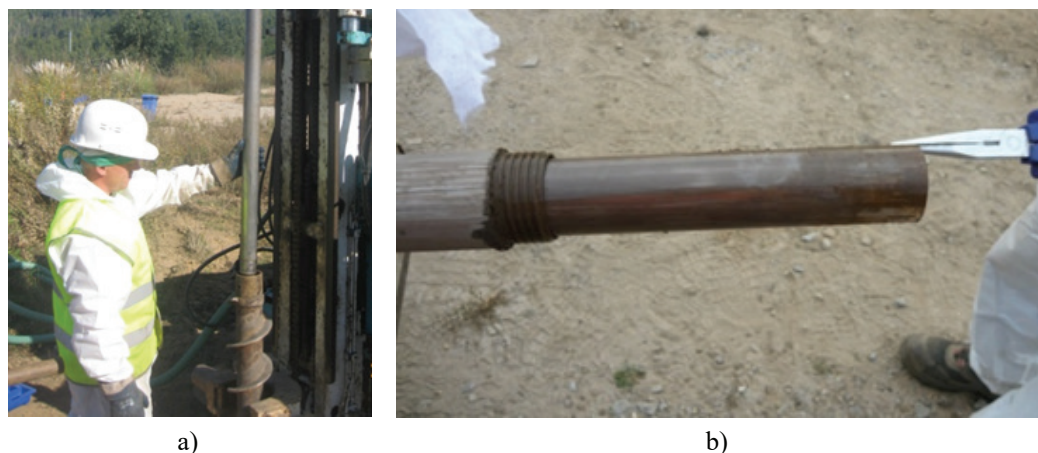


Fig. 8 – a) Introdução do amostrador no trado oco; b) camisa porta-amstras no interior do amostrador.

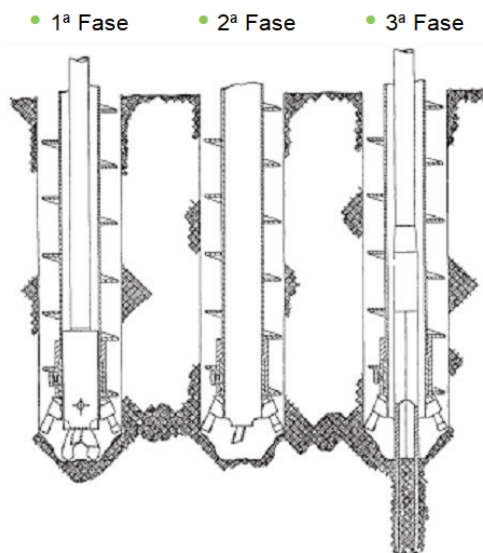


Fig. 9 – Representação esquemática do procedimento utilizado na furação e na amostragem.

Com este procedimento de furação e de recolha das amostras preveniu-se a queda de material das paredes do furo e a contaminação cruzada nos resíduos. Outra medida para minimizar a contaminação cruzada foi a lavagem da sonda rotativa e do amostrador, entre cada manobra, e do trado oco, no final de cada sondagem. A lavagem foi efetuada, inicialmente, com detergente biodegradável e solvente, terminando com água destilada a alta pressão. Após a lavagem e a secagem do equipamento, e enquanto não era utilizado, estava protegido do ambiente envolvente por uma tela.

A utilização da camisa em CAB como porta-amstras também minimizou a perturbação das amostras e evitou a exposição dos resíduos às condições ambientais. Após a extração da camisa do amostrador, e antes da colocação das tampas de selagem, cada topo foi envolvido em película plástica aderente e resistente. Para reforçar a estanqueidade do conjunto foi colocada uma fita em

teflon sobre a película plástica e as tampas (Figura 10a). Depois de seladas, as amostras eram acondicionadas em arcas térmicas (Figura 10b), à temperatura de 4° C a 6° C, até ao seu transporte para laboratório.

O transporte das amostras era efetuado ao final de cada dia, tendo havido, por vezes, recolhas a meio do dia. Este protocolo de preservação e de transporte das amostras foi seguido, tanto nas amostras utilizadas nos ensaios de caracterização química, como nos ensaios de caracterização física, ainda que neste caso o essencial fosse garantir a manutenção do teor em água. No caso das amostras utilizadas na caracterização química dos resíduos, foram ainda considerados os prazos máximos recomendados para a dosagem dos componentes químicos.



Fig. 10 – a) Porta-amostra selado; b) acondicionamento dos porta-amostras na arca térmica.

4.2 – Caracterização dos materiais

4.2.1 – Resíduos

A caracterização física dos resíduos contemplou a avaliação do teor em água natural, w_n , e do peso volúmico total, γ , tendo por objetivo quantificar a massa dos resíduos depositados.

A determinação de w_n foi efetuada de acordo com a norma portuguesa NP 84. Para obter γ adotou-se o seguinte procedimento: a) seleção de amostras com comprimento igual ou superior a 0,25 m, preferencialmente, b) corte da amostra nos dois topos, c) pesagem do provete, d) extração de resíduo dos dois topos e depois da zona central do provete para determinação de w_n , e) pesagem da camisa porta-amostra depois de esvaziada, lavada e seca, e f) medição do comprimento e do diâmetro da camisa porta-amostra em diferentes posições, com craveira digital de precisão da centésima do milímetro, para cálculo do valor médio das duas grandezas.

Na Fase 1 foram ensaiados 41 provetes e na Fase 3, 18 provetes, correspondendo a um total de 59 provetes. O número de provetes ensaiados na Fase 3 foi cerca de metade dos ensaiados na Fase 1 por haver semelhança, a olho nu, entre os resíduos amostrados nas duas fases, e se considerar que a redução do número de provetes ensaiados não teria influência relevante na obtenção de w_n e de γ .

A caracterização química e ambiental dos resíduos foi efetuada com a finalidade de avaliar: a) a homogeneidade da massa de resíduos, b) a perigosidade dos resíduos, e c) a classe de aterro de resíduos adequada à sua admissão, caso fosse esse o destino final dos resíduos, como se veio a verificar.

A partir de cada uma das 41 amostras selecionadas, 29 na Fase 1 e 12 na Fase 3, prepararam-se três provetes para a caracterização química e ambiental dos resíduos. A preparação e a preservação dos provetes foram asseguradas por um laboratório certificado, que também ficou responsável por analisar um provete por amostra. Sempre que aplicável e possível, os ensaios foram acreditados. Para controlo de qualidade dos resultados obtidos neste laboratório, foram selecionados, do segundo conjunto de provetes, três da Fase 1 e dois da Fase 3, respetivamente, cerca de 10% e 15% do total,

para serem ensaiados noutro laboratório certificado. O terceiro grupo de provetes destinava-se à realização de contra-análises, caso houvesse necessidade, como se veio a verificar.

A classificação da perigosidade dos resíduos foi efetuada de acordo com a Decisão 2000/532/CE da Comissão Europeia, na Fase 1, e com a Decisão 2014/955/EU da Comissão Europeia, na Fase 3, que revogou a primeira. A avaliação da admissibilidade dos resíduos em aterro seguiu o previsto no Decreto-Lei n.º 183/2009, de 10 de agosto (retificado pela Declaração de Retificação n.º 74/2009, de 9 de outubro), tanto na Fase 1, como na Fase 3, neste caso, com a redação alterada pelo Decreto-Lei n.º 88/2013, de 9 de julho.

4.2.2 – Terreno subjacente aos resíduos

Pelas razões já expostas na secção 3, considerou-se que o terreno subjacente aos resíduos podia ter sido contaminado por estes e, neste caso, devia estar contemplada a sua remoção na recuperação ambiental do local.

Para avaliar a contaminação do terreno foi considerada uma malha de amostragem composta por células quadradas com 25 m de lado, e a abertura de poços com 1 m de profundidade em cada nó da malha que se situava na área de remoção dos resíduos. A abertura dos poços com a profundidade de 1 m teve por referência a profundidade de migração de contaminantes registada em barreiras argilosas ou em terrenos de fundação de aterros de resíduos (Crooks e Quigley, 1984; Rowe, 1988; Yanful et al., 1988a e 1988b; FRTR, 2021), designadamente dos contaminantes que também existiam nos resíduos de SPC.

A Figura 11 mostra os locais de realização dos 43 poços, 13 na Fase 2 e 30 na Fase 4. Os poços abertos na Fase 2 estão identificados pela numeração P20 a P22, P27 a P31 e P35 a P39 e na Fase 4 pela numeração P1 a P19, P23 a P26, P32 a P34 e P40 a P43. Esta numeração resulta da renumeração dos poços abertos na Fase 2 e na Fase 4 para haver continuidade na Figura 11. Devido à utilização de malhas de amostragem ajustadas às áreas que resultaram da remoção dos resíduos na Fase 2 e na Fase 4, as localizações de alguns poços não se situam em células quadradas com 25 m de lado. A alteração à geometria previamente definida também se deveu à necessidade de proceder a pequenas deslocalizações dos poços P19, P35 e P42. A Figura 11 mostra, ainda, que em alguns locais não houve abertura de poços, por se situarem em zonas de talude, de acesso difícil, ou de reduzida espessura dos resíduos.

Os poços começaram por ser abertos com o balde de uma retroescavadora até 1 m de profundidade (Figura 12a). Para minimizar a contaminação cruzada, antes da recolha da amostra com uma pá em aço inoxidável, limpa e seca, procedia-se à raspagem da parede do poço, no troço a amostrar, com uma pá igualmente em aço inoxidável, limpa e seca (Figura 12b). Entre cada manobra de raspagem e de amostragem, a pá era limpa e seca, seguindo um procedimento equivalente ao adotado na descontaminação do equipamento de furação e do amostrador. Na Fase 2, as amostras foram recolhidas em cinco troços, às profundidades seguintes: 0,00-0,10 m, 0,10-0,25 m, 0,25-0,50 m, 0,50-0,75 m, e 0,75-1,00 m. Na Fase 4 manteve-se mesmo comprimento do troço de amostragem a todas as profundidades, ou seja, os troços de 0,00-0,10 m e de 0,10-0,25 m na Fase 2, passaram a 0,00-0,25 m na Fase 4. Esta alteração teve por base os conhecimentos adquiridos na Fase 2, e permitiu uma redução de 30 amostras a analisar na Fase 4.

O material recolhido para avaliar a concentração dos metais e dos hidrocarbonetos de petróleo (HP) foi preservado de maneira distinta. As amostras para dosear os metais foram guardadas num saco em plástico limpo, resistente e de cor negra (opaco à luz), como mostra a Figura 12c, enquanto as amostras para dosear os HP foram, primeiro, envolvidas em folha de alumínio, e só depois guardadas no saco em plástico com as características já descritas. Antes do fecho do saco, procedia-se à expulsão do ar existente. Cada saco era devidamente identificado, designadamente com a indicação do grupo de componentes a dosear (metais ou HP), e guardado dentro de outro saco em plástico, com as mesmas características do primeiro e, igualmente, identificado. As massas de material recolhido para a avaliação da concentração dos contaminantes, foram, no mínimo, de 2 kg

para o doseamento dos metais e de 1 kg para o doseamento dos HP. As amostras depois de recolhidas foram preservadas em câmaras frigoríficas existentes nos laboratórios montados nos estaleiros da Fase 2 e da Fase 4, até à dosagem *on-site* dos componentes. A dosagem era iniciada no dia seguinte ao da conclusão da amostragem, que durava entre um e dois dias.

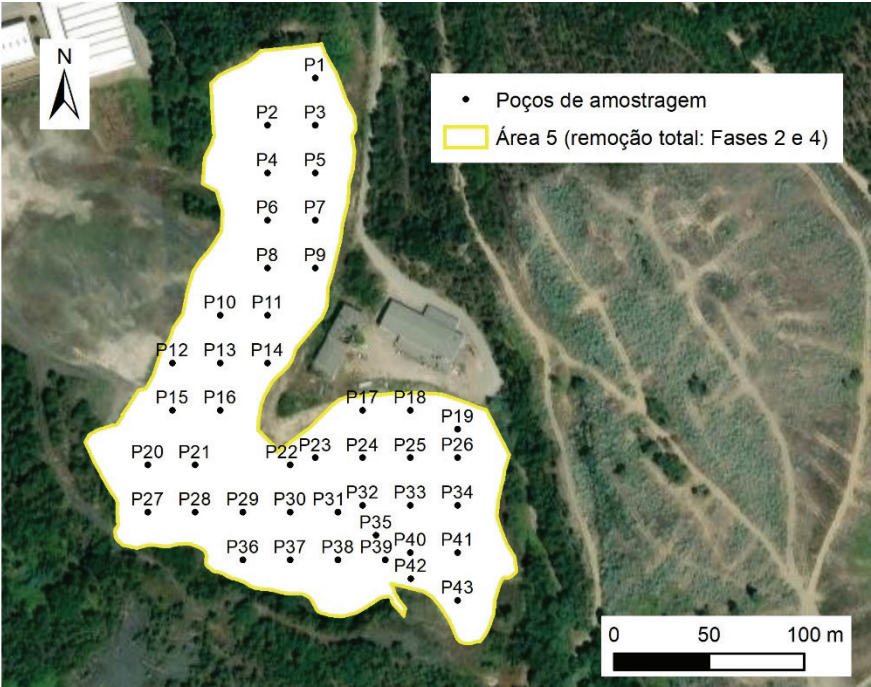


Fig. 11 – Localização dos poços realizados na Fase 2 e na Fase 4.

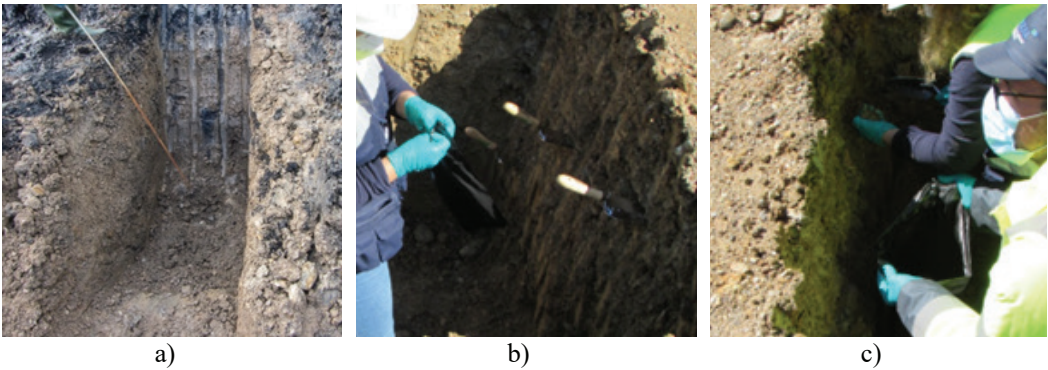


Fig. 12 – a) Poço com 1 m de profundidade; b) raspagem da parede do poço; c) recolha de amostra.

Todas as amostras foram doseadas *on-site*, com recurso a meios expeditos. Na dosagem dos metais foi utilizado o analisador ambiental NITON, que permite a dosagem direta por fluorescência de raios-X. Para dosear a concentração dos HP foi utilizado o analisador PetroFLAG, que apenas permite a medição do teor dos HP e não os teores das suas frações. Para aferir as dosagens obtidas

com os dois métodos, foram preparados provetes em amostras seleccionadas, e enviados a laboratório certificado para análise *off-site*.

A avaliação da contaminação dos terrenos na Fase 2 foi efetuada comparando os resultados obtidos para os componentes doseados com os correspondentes valores de referência previstos na coluna “Residential/Parkland/Institutional Property Use” da “Table 2 - Full depth generic site condition standards in a potable ground water condition” do guia de Ontário (Ministry of the Environment, 2011). O guia de Ontário era, à data da execução dos trabalhos da Fase 2, o guia recomendado pela APA. Na Fase 4 foram utilizados os valores de referência publicados na “Tabela E - Valores de referência genéricos para o solo” da primeira edição do guia técnico da APA, datada de 2019 (APA, 2022), previstos para o uso urbano do terreno, com utilização de água subterrânea. Os valores de referência adotados para o guia da APA são, em grande parte, os apresentados no guia de Ontário.

Nos casos em que havia contaminação do terreno subjacente aos resíduos, procedeu-se à remoção de um volume equivalente a um paralelepípedo retangular com 25 m de lado e a altura do troço amostrado, centrado com o poço onde foi recolhida a amostra. Como o volume de terreno contaminado foi reduzido, não se considerou a avaliação da perigosidade do resíduo resultante do solo contaminado escavado, tendo sido transportado conjuntamente com os resíduos perigosos.

4.2.3 – Solos de recobrimento dos resíduos

Para viabilizar a reutilização dos solos naturais de recobrimento dos resíduos na recuperação do passivo ambiental de SPC, através do seu reaterro na área de escavação dos resíduos, era necessário garantir que não haveria contaminação pelos resíduos perigosos. Para tal, os solos situados a menos de cerca de 0,30 m do topo dos resíduos não foram reutilizados, tendo sido escavados conjuntamente com os resíduos perigosos.

Os solos de recobrimento escavados e reutilizados na Fase 2 e na Fase 4 foram colocados em áreas de deposição temporária existentes na zona intervencionada e armazenados em pilhas, a partir das quais foram recolhidas as amostras para proceder à sua caracterização geotécnica. Os ensaios efetuados no laboratório montado nos estaleiros das duas fases foram os seguintes: a) análise granulométrica por peneiração, segundo a especificação LNEC E 196 (LNEC, 1996a), b) limites de consistência, pela NP 143 (IPQ, 1969), c) teor em água, w , pela NP 84 (IPQ, 1965a), d) densidade das partículas, pela NP 83 (IPQ, 1965b), e e) compactação tipo Proctor modificado, pela especificação LNEC E 197 (LNEC, 1966b). A frequência de amostragem requerida era de uma amostra a cada 5000 m³ de solo movimentado, ou sempre que existisse alteração visual nas suas características. Contudo, tanto na Fase 2, como na Fase 4, a frequência de amostragem foi superior, respetivamente, uma amostra a cada cerca de 1900 m³ e de 3100 m³.

Antecedendo os trabalhos do reaterro na Fase 2 e na Fase 4 foi realizado um trecho experimental com o objetivo de estabelecer os procedimentos e os critérios de controlo da qualidade para a sua construção. O grau de compactação (GC) das camadas do reaterro devia ser igual ou superior a 90%, tendo como referência os resultados do ensaio de compactação Proctor modificado, não podendo o valor de w da camada compactada exceder o valor de w utilizado como referência em mais de 2%, nem lhe ser inferior em mais de 1%. Para controlo de qualidade da construção das camadas do reaterro foi preconizada a utilização de um gamadensímetro, realizando-se, no mínimo, três ensaios por cada 25 m de comprimento de camada colocada. Para aferir os resultados obtidos com o gamadensímetro para o peso volúmico seco, γ_d e para w , na execução dos trechos experimentais os resultados obtidos para estes parâmetros foram comparados com os obtidos em ensaios realizados com o método da garrafa de areia, pela especificação LNEC E 204.

5 – RESULTADOS

5.1 – Características do depósito

As 49 sondagens efetuadas, com um comprimento total de 496 m, 253 m na Fase 1 e 243 m na Fase 3, evidenciaram a existência de uma camada de solo natural a recobrir uma camada construída com material das escombreyas da antiga mina de carvão. Esta camada, em contacto direto com os resíduos, com espessura de cerca de 0,3 m a 0,5 m, corresponde à camada que estava prevista no projeto licenciado, pelo que o solo natural terá sido transportado para o local numa fase posterior à da constituição do depósito.

O recobrimento dos resíduos perigosos pelo solo natural foi registado em 42 sondagens, variando a espessura entre 0,3 m e 7,2 m. Nas sete sondagens restantes, em seis, o solo natural foi depositado diretamente sobre o terreno subjacente, variando a espessura entre 0,8 m e 8,8 m, e na outra, com 15 m de comprimento, não foi atingida a base da camada do solo de recobrimento. Durante os trabalhos de remoção dos resíduos na Fase 2, verificou-se, contudo, que havia resíduos a uma profundidade superior àquela. Na Fase 3, uma sondagem efetuada no mesmo local, mostrou que a espessura dos resíduos era de 5 m.

No que se refere aos resíduos, a espessura medida nos digramas das sondagens variou entre 1,9 m e 11,85 m. Comparando as cotas no topo do depósito, com a cota projetada para a plataforma, ou seja, 142 m, verificou-se que em cerca de 55% das sondagens, as cotas se situam entre 141 m e 143 m.

A partir das espessuras dos resíduos obtidas nos trabalhos de reconhecimento geotécnico, e considerando nula a espessura dos resíduos na linha perimetral que foi definida para delimitar a área de deposição dos resíduos, foi avaliada a distribuição espacial da espessura dos resíduos e estimado o volume do depósito com recurso às ferramentas do ArcGIS da ESRI® (versão 10.0, na Fase 1 e versão 10.2, na Fase 3). Na Fase 1 foi ainda utilizado o levantamento topográfico disponibilizado para o terreno subjacente, que cobria uma área aproximadamente igual à Área 2 mostrada na Figura 2, admitindo-se que seria o existente à data da deposição dos resíduos. Na Fase 3, para além de se utilizar este levantamento topográfico na área que coincidia com a Área 4, também se consideraram as alterações que ocorreram na topografia do terreno entre a carta militar de 1999, ou seja, antes da deposição dos resíduos, e a carta militar de 2012, ou seja, depois da deposição dos resíduos. Apesar da escala 1:25 000 destas cartas não ser a mais adequada para a área de estudo, não existiam outros elementos cartográficos disponíveis.

As distribuições espaciais da espessura dos resíduos obtidas para a Área 2 e para a Área 4 são mostradas na Figura 13a e na Figura 13b, respetivamente. O volume de resíduos estimado para a Área 2 foi de 50 000 m³, a que correspondia uma massa de 88 000 toneladas, considerando o peso volumico obtido para os resíduos. Na Área 4 foi estimado um volume de resíduos de 71 700 m³, a que correspondia uma massa de 125 500 toneladas.

Apesar das quantidades de resíduos estimadas na Fase 1 e na Fase 3 terem sido majoradas entre 10-20% para as fases da remoção, respetivamente, Fase 2 e Fase 4, as quantidades removidas foram, nos dois casos, superiores às estimadas. Conforme já foi referido, a quantidade contratualizada na Fase 2 para a Área 2, só permitiu a remoção dos resíduos existentes na Área 3. Na Fase 4, verificou-se um diferencial de cerca de 34% entre a quantidade estimada e contratualizada, e a quantidade removida. Devido a este diferencial entre o contratado e o executado, os trabalhos foram interrompidos por duas vezes, até haver autorização para o pagamento dos custos associados aos trabalhos a mais. As principais razões para as diferenças entre as quantidades estimadas e removidas foram apresentadas na secção 3.

A Figura 14 ilustra as três litologias constitutivas do depósito (solos de recobrimento, material das escombreyas e resíduos perigosos) e a escavação/carregamento dos resíduos com retroescavadoras, tendo havido necessidade de criar duas banquetas para vencer o desnível entre o topo e a base do depósito.

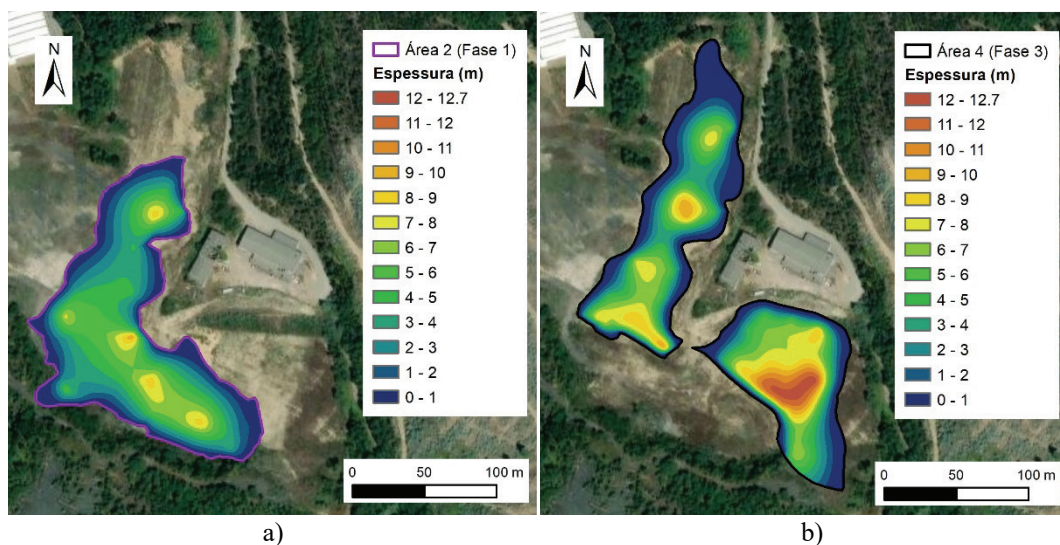


Fig. 13 – Distribuição espacial da espessura dos resíduos: a) Área 2 (Fase 1); b) Área 4 (Fase 3).



Fig. 14 – a) Litologias constitutivas do depósito; b) escavação e carregamento dos resíduos com retroescavadoras.

5.2 – Propriedades dos materiais

5.2.1 – Resíduos

Nas 59 amostras ensaiadas, o valor de w_n variou entre 14,0% e 65,4%. A mesma gama foi obtida nas 41 amostras ensaiadas na Fase 1, enquanto nas 18 amostras ensaiadas na Fase 3 variou entre 14,0% e 41,9%. Apesar da diferença entre o valor máximo e o valor mínimo de w_n nas 59 amostras ser de 51,4%, o desvio-padrão de $\pm 10,1\%$ ($\pm 10,5\%$ na Fase 1 e $\pm 8,0\%$ na Fase 3) em relação à média de 33,6% (36,6% na Fase 1 e 26,9% na Fase 3), indicia que existe alguma homogeneidade de w_n na massa de resíduos. Este entendimento é reforçado pelo facto de não haver relação entre w_n e a

profundidade de recolha das amostras, e entre w_n e a ocorrência de água em cinco sondagens, nas quais se recolheram 15 amostras.

No que se refere ao valor de γ_t , a variação foi entre 13,89 kN/m³ e 21,77 kN/m³ (o mesmo intervalo na Fase 1 e entre 15,10 kN/m³ e 20,07 kN/m³ na Fase 3), com um valor médio de 17,20 kN/m³ e um desvio-padrão de $\pm 1,53$ kN/m³ (respetivamente, 17,24 kN/m³ e $\pm 1,61$ kN/m³ na Fase 1 e 17,12 kN/m³ e 1,34 kN/m³ na Fase 3). Também neste caso, apesar de haver uma diferença de cerca de 8 kN/m³ entre os valores extremos, a dispersão em relação à média também indicia haver homogeneidade na compactidade dos resíduos depositados. A verificação desta homogeneidade no depósito foi relevante para viabilizar a utilização do valor médio de γ_t na estimativa da massa de resíduos a remover.

Os componentes analisados para avaliar a homogeneidade química e a perigosidade dos resíduos são mostrados no Quadro 1. Atendendo ao elevado número de dados obtidos nas 41 amostras analisadas (29 na Fase 1 e 12 na Fase 3), optou-se pela apresentação dos valores mínimo, máximo, média e desvio-padrão de cada componente.

As amostras analisadas no segundo laboratório para controlo de qualidade dos resultados obtidos no primeiro laboratório, conforme indicado na secção 4.2.1, mostrou que na maior parte dos componentes as diferenças relativas eram inferiores a 50%. Considerando que o segundo laboratório indicou que o grau de incerteza na determinação do teor dos componentes podia ser de $\pm 30\%$ ou de $\pm 40\%$, admitiu-se que as diferenças relativas eram aceitáveis.

Quadro 1 – Resumo dos teores dos componentes doseados nos resíduos.

Componente	Concentração (mg/kg de ms ⁽¹⁾)			
	Mínimo	Máximo	Média	Desvio-padrão
Alumínio (Al ₂ O ₃)	5,4	73	18	11
Cálcio (CaO)	4,8	251	153	50
Enxofre (SO ₃)	< 2 ⁽⁷⁾	12,4	4,9	1,8
Ferro (Fe ₂ O ₃)	31	480	243	71
Fósforo (P ₂ O ₅)	0,27	3,7	0,98	0,76
Magnésio (MgO)	0,49	34	13,4	4,3
Potássio (K ₂ O)	0,55	15,9	3,1	2,5
Sílica (SiO ₂)	32	520	131	84
Sódio (Na ₂ O)	0,34	6,8	2,0	0,95
Titânio (TiO ₂)	0,017	2,5	0,62	0,54
Zircónio (ZrO ₂)	< 0,017	—	—	—
Bário (Ba)	0,048	3,0	0,35	0,16
Chumbo (Pb)	0,45	29	16	4,9
Cobre (Cu)	0,033	1,8	1,3	0,25
Crómio (Cr)	0,026	1,7	1,0	0,21
Estrôncio (Sr)	0,006	0,11	0,057	0,009
Manganês (Mn)	0,34	27	11	3,4
Vanádio (V)	0,017	0,14	0,041	0,009
Zinco (Zn)	2,2	195	102	30
BTEX ⁽²⁾ (total)	< 1,4	—	—	—
COT ⁽³⁾ (%)	0,12	6,0	1,7	0,67
HAP ⁽⁴⁾ (total)	< 0,15	—	—	—
HP ⁽⁵⁾ (C ₁₀ -C ₄₀)	< 20	7790	1099	958
PCB ⁽⁶⁾ (total)	< 0,040	—	—	—
Matéria seca (%)	64	89	74	4,1

⁽¹⁾ms - Matéria seca. ⁽²⁾BTEX - Benzeno, tolueno, etilbenzeno, o-xileno, p+m-xileno. ⁽³⁾COT - Carbono orgânico total. ⁽⁴⁾HAP - Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. ⁽⁵⁾HP - Hidrocarbonetos de petróleo. ⁽⁶⁾PCB - Policlorobifelinos 7 congéneres. ⁽⁷⁾Teor inferior ao limite de quantificação do método.

No diagrama ternário da Figura 15a estão representadas as percentagens relativas aos teores em óxido de cálcio (CaO) e em óxido de sílica (SiO₂), e ao somatório dos teores em óxido de alumínio (Al₂O₃), óxido de magnésio (MgO), óxido de potássio (K₂O) e óxido de sódio (Na₂O), e no diagrama ternário da Figura 15b, as percentagens relativas aos teores em ferro (Fe) e em zinco (Zn), e ao somatório dos teores dos elementos seguintes: bário (Ba), cobre (Cu), crómio (Cr), enxofre (S), estrôncio (Sr), fósforo (P), manganês (Mn), titânio (Ti), vanádio (V) e zircónio (Zr). A Figura 15a mostra que em cerca de: a) 70% das amostras, o teor em CaO representa mais de 50% da composição química dos resíduos, b) 75% das amostras, o teor em SiO₂ representa menos de 50% da composição química dos resíduos, e c) 80% das amostras, o somatório dos teores dos restantes óxidos representa menos de 15% da composição química dos resíduos. Na Figura 15b também se observa que, à exceção de uma amostra, o teor em Fe representa mais de 50% da composição química dos resíduos, representando o teor em Zn menos de 45% em todas as amostras, e o somatório dos teores dos restantes elementos menos de 10% em 39 amostras das 41 ensaiadas. Estas distribuições nas representações gráficas e o facto de as amostras ensaiadas terem sido recolhidas em diferentes locais e a diferentes profundidades do depósito de resíduos, permitiu considerar que havia homogeneidade na composição química da massa de resíduos. Esta verificação foi de grande relevância por simplificar significativamente o planeamento das operações de remoção dos resíduos.

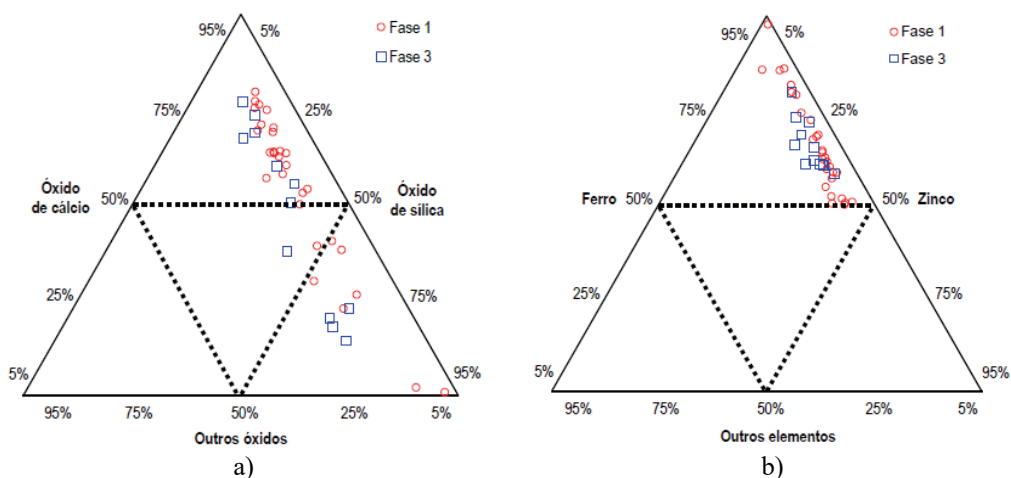


Fig. 15 – Distribuição das 41 amostras analisadas na Fase 1 e na Fase 3 num diagrama ternário: a) óxido de cálcio-óxido de sílica-outros óxidos; b) ferro-zinco-outros elementos.

No que se refere à avaliação da perigosidade dos resíduos, a Lista Europeia de Resíduos (LER) classifica as cinzas volantes provenientes da atividade siderúrgica como um resíduo com entrada espelho, ou seja, pode corresponder ao código LER de um resíduo perigoso, com a designação “10 02 07* - Resíduos sólidos do tratamento de gases, contendo substâncias perigosas”, ou ao código LER de um resíduo não perigoso, com a designação “10 02 08 - Resíduos sólidos do tratamento de gases, não abrangidos em 10 02 07”. Um resíduo é considerado perigoso se exibir, pelo menos, uma das características de perigosidade apresentadas no Regulamento (UE) n.º 1357/2014, da Comissão, de 18 de dezembro, que substituiu o anexo III da Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, e no Regulamento (UE) 2017/997, do Conselho, de 8 de junho, nos quais se publicam as características que tornam os resíduos perigosos, tendo a APA publicado em 2017 a primeira versão do guia para a classificação de resíduos (APA, 2020). Para avaliar a perigosidade dos resíduos foram selecionados um óxido, o CaO, e um metal pesado, o Pb. O CaO é uma substância perigosa por poder provocar irritação cutânea e das vias respiratórias, mas, particularmente, por poder provocar

lesões oculares graves. Relativamente a esta perigosidade mais gravosa, a regulamentação estabelece que se a sua concentração for igual ou superior a 10%, o resíduo deverá ser classificado como perigoso na aceção de “HP4: Irritante - irritação cutânea e lesões oculares” (HP - *Hazardous Property*). Nas 41 amostras ensaiadas, o teor em CaO foi igual ou superior a 10% em 27 amostras (66%). O Pb é uma substância perigosa sobretudo pela sua toxicidade para a reprodução. Segundo a regulamentação, se a concentração do Pb for igual ou superior a 0,3%, o resíduo deverá ser classificado como perigoso na aceção de “HP10: Tóxico para a reprodução”. Nas 29 amostras analisadas para o teor em Pb, o valor foi igual ou superior a 0,3% em 27 amostras, ou seja, em cerca de 93%. Para além destas duas substâncias com representação expressiva nas amostras ensaiadas, também se analisaram os teores em HP (C₁₀-C₄₀), salientando-se como perigosidade mais gravosa desta substância, a de poder provocar cancro. Relativamente a esta perigosidade, a regulamentação estabelece que se a concentração for igual ou superior a 0,1%, o resíduo deve ser classificado como perigoso na aceção de “HP7: Cancerígeno”. Neste caso houve apenas 11 amostras, cerca de 27% do total, com teores que classificam o resíduo como perigoso, portanto, com expressão significativamente inferior ao CaO e, em particular, ao Pb. Dado o expressivo número de amostras em que os teores do CaO e do Pb no resíduo o classificam como perigoso, aos resíduos depositados em SPC foi atribuída a entrada espelho da LER com o código “10 02 07* - Resíduos sólidos do tratamento de gases, contendo substâncias perigosas”.

Considerando que os resíduos podiam ter como destino uma operação de eliminação D1, ou seja, a deposição em aterro de resíduos, também se procedeu ao doseamento dos componentes no eluato conforme previsto na legislação. No período de execução do estudo estava em vigor o Decreto-Lei n.º 183/2009, de 10 de agosto, recentemente revogado pelo Decreto-Lei n.º 102-D/2020, de 10 de dezembro. Dada a classificação do resíduo como perigoso, o seu destino só podia ser para um aterro de resíduos perigosos. A comparação dos teores obtidos no eluato com os valores-limite previstos na legislação para o arsénio (As), o bário (Ba), o cádmio (Cd), o crómio total (Cr), o cobre (Cu), o mercúrio (Hg), o molibdénio (Mo), o níquel (Ni), o chumbo (Pb), o antimónio (Sb), o selénio (Se), o zinco (Zn), o cloreto (Cl), o fluoreto (F), o sulfato (SO₄), o índice de fenol, o carbono orgânico dissolvido (COD), e os sólidos dissolvidos totais (SDT), mostrou que o Pb excedia em 35 amostras, cerca de 83% do total, o valor-limite de 50 mg/kg de matéria seca (ms) previsto para a admissibilidade dos resíduos em aterro de resíduos perigosos. Nestes casos é exigido que previamente à deposição dos resíduos, se proceda ao seu tratamento, de forma que o teor dos componentes no eluato seja inferior ao valor-limite já referido. O principal objetivo deste tratamento, efetuado pela empresa responsável pelo aterro para onde foram encaminhados os resíduos perigosos, é garantir a imobilização do Pb, através de processos que absorvem fisicamente, encapsulam e mudam a sua forma físico-química, prevenindo a sua dissolução e migração para o ambiente.

As análises químicas efetuadas às três amostras selecionadas na Fase 1 para serem analisadas em dois laboratórios, apresentaram diferenças muito significativas para o Pb e para o COD, que se mantiveram nas segundas análises químicas. Previamente a nova repetição das análises foi combinado entre os dois laboratórios que os procedimentos adotados seriam acordados passo a passo, de forma a minimizarem-se as variáveis que pudessem estar a contribuir para as diferenças obtidas nos dois componentes. Concluiu-se que as diferenças se deviam à diferença de procedimentos que estavam a ser seguidos na filtração do eluato.

5.2.2 – Terreno subjacente aos resíduos

Na avaliação da contaminação do terreno subjacente aos resíduos perigosos foram selecionados três componentes, dois metais pesados, o Pb e o Zn, e os HP. Tanto no guia de Ontário (Ministry of the Environment, 2011), como no guia da APA (APA, 2022), os valores de referência para o Pb e para o Zn a partir dos quais o terreno está contaminado, são, respetivamente, 120 mg/kg.ms e 340 mg/kg.ms. Em relação aos HP, o guia de Ontário e o guia da APA apenas atribuem valores de referência a frações dos HP. Como o PetroFLAG só permite dosear o teor dos HP e não o teor das

frações, os valores obtidos com este equipamento foram comparados com o valor de referência previsto nos guias para a fração C₁₆-C₃₅ (300 mg/kg.ms), atendendo a que esta fração era claramente predominante em relação às restantes frações doseadas no resíduo, conforme evidenciado pelas análises químicas realizadas nos laboratórios certificados. Com a adoção deste procedimento, pode afirmar-se que a contaminação do terreno pelos HP terá sido avaliada conservativamente.

O Quadro 2 mostra os teores do Pb, do Zn e dos HP doseados nas 185 amostras recolhidas nos 43 poços. Nos casos em que as amostras foram analisadas *off-site*, optou-se por apresentar os teores dos componentes obtidos no laboratório certificado. Nestes casos, o teor dos HP corresponde ao teor da fração C₁₆-C₃₅. Os teores dos componentes acima do correspondente valor de referência nos guias estão assinalados em negrito/italico no Quadro 2. Aos 37 teores nestas condições, 16 devido ao Pb, 10 ao Zn e 11 aos HP, correspondem 30 amostras contaminadas. Em nenhuma das amostras coexistiram os três componentes com teor superior ao seu valor de referência, e apenas em 7 amostras coexistiram dois componentes com teores superiores aos seus valores de referência. Como foi referido anteriormente, nos casos em que havia amostras contaminadas, procedia-se à remoção do terreno equivalente a um quadrado com 25 m de lado e a altura do troço amostrado. Considerando as 30 amostras contaminadas, a área contaminada totalizou cerca de 18 750 m² (cerca de 4688 m³). A remoção do terreno contaminado permitiu iniciar o reaterro dos solos de recobrimento nas zonas em que também já tinham sido removidos os resíduos perigosos.

Com o final da intervenção e a disponibilização dos teores obtidos para o Pb, o Zn e os HP em todas as 185 amostras analisadas, interpolaram-se, através de ferramentas do ArcGIS da ESRI® (versão 10.6), as áreas contaminadas nos terrenos subjacentes aos resíduos (Figuras 16 a 18). Como na Fase 2 se analisaram os troços entre as profundidades 0,00-0,10 m e 0,10-0,25 m, e na Fase 4 o troço entre as profundidades 0,00-0,25 m, na interpolação foi utilizada a média aritmética dos teores dos componentes obtidos nos dois troços da Fase 2. Para a periferia da linha perimetral da Área 5, que corresponde à área total de remoção dos resíduos perigosos, os valores utilizados na interpolação foram os obtidos para o fundo natural do terreno de cada componente. No caso do Pb e do Zn, o fundo natural foi calculado a partir da média aritmética dos teores obtidos com o NITON, em 19 e 8 amostras, respetivamente, e no caso dos HP a partir da média aritmética dos teores obtidos com o PetroFLAG, em 16 amostras. As amostras com teores do fundo natural considerados anómalos não foram utilizadas nas médias aritméticas. A quantidade de amostras nestas condições foi a seguinte: uma amostra nos casos do Pb e do Zn, e quatro amostras no caso dos HP. Todas as amostras ensaiadas foram recolhidas no exterior da área de deposição dos resíduos, a cerca de 0,25 m de profundidade. O fundo natural obtido para o Pb foi de 35 mg/kg.ms, para o Zn foi de 31 mg/kg.ms e para os HP foi de 109 mg/kg.ms.

As Figuras 16 a 18 mostram que as amostras contaminadas foram maioritariamente recolhidas até à profundidade de 0,50 m: cerca de 73% no caso do Pb e dos HP, e 100% no caso do Zn. No último troço analisado (0,75-1,00 m), apenas se registaram duas amostras contaminadas por Pb, que corresponde a cerca de 5% do total das amostras analisadas, o que traduz a diminuição da migração dos componentes com a profundidade. O Quadro 3 quantifica as áreas contaminadas representadas nas Figuras 16 a 18, evidenciando que a taxa de diminuição da migração aumenta de acordo com seguinte ordem: Pb > Zn >> HP. A soma das áreas contaminadas obtidas através da interpolação é superior em 4964 m² à área total contaminada removida, mas essa diferença deve-se, sobretudo, à utilização de apenas 30 amostras contaminadas para estimar a área escavada durante a intervenção, enquanto para obter as áreas contaminadas por interpolação se utilizaram os 37 teores dos três componentes acima dos respetivos valores de referência.

Quadro 2 – Teores em chumbo (Pb), zinco (Zn) e hidrocarbonetos de petróleo (HP) no terreno subjacente aos resíduos.

Amostra		Componente (mg/kg.ms ⁽¹⁾)			Amostra		Componente (mg/kg.ms)		
Poço	Prof. (m)	Pb	Zn	HP	Poço	Prof. (m)	Pb	Zn	HP
P1	0,00-0,25	35	58	234	P13	0,00-0,25	100 ⁽²⁾	530 ⁽²⁾	104
	0,25-0,50	27	34	<10 ^(2,3)		0,25-0,50	37	46	223
	0,50-0,75	25	24	177		0,50-0,75	34	40	137 ⁽⁴⁾
	0,75-1,00	35	23	109		0,75-1,00	33	25	<10 ^(2,3)
P2	0,00-0,25	31	18	107	P14	0,00-0,25	31	20	30
	0,25-0,50	40	13	203		0,25-0,50	36	10	30
	0,50-0,75	34	-(⁵)	<10 ^(2,3)		0,50-0,75	30	20	68
	0,75-1,00	36	13	90		0,75-1,00	33	-(⁵)	30
P3	0,00-0,25	58	201	49	P15	0,00-0,25	26	22	29
	0,25-0,50	29	34	43		0,25-0,50	25	13	55
	0,50-0,75	31	26	47		0,50-0,75	31	22	64
	0,75-1,00	22	16	33		0,75-1,00	35	30	37
P4	0,00-0,25	110 ⁽²⁾	103	21	P16	0,00-0,25	42	30	262
	0,25-0,50	33	17	150		0,25-0,50	63	44	56
	0,50-0,75	36	9	49		0,50-0,75	54	24	89
	0,75-1,00	51	10	49		0,75-1,00	47	27	77
P5	0,00-0,25	54 ⁽²⁾	110 ⁽²⁾	63	P17	0,00-0,25	29	20	105
	0,25-0,50	47	15	72		0,25-0,50	37	17	121
	0,50-0,75	47	20	62		0,50-0,75	38	25	122
	0,75-1,00	67	14	49		0,75-1,00	33	23	48 ⁽²⁾
P6	0,00-0,25	94	56	7	P18	0,00-0,25	29	34	21 ⁽²⁾
	0,25-0,50	51	28	30		0,25-0,50	35	36	97
	0,50-0,75	35	22	25		0,50-0,75	26	70	76
	0,75-1,00	39	22	21		0,75-1,00	28	50	79
P7	0,00-0,25	100 ⁽²⁾	500 ⁽²⁾	203	P19	0,00-0,25	26	29	10 ⁽²⁾
	0,25-0,50	110 ⁽²⁾	530 ⁽²⁾	190 ⁽²⁾		0,25-0,50	34	23	61
	0,50-0,75	77	286	530 ⁽²⁾		0,50-0,75	30	15	145
	0,75-1,00	59	211	300 ⁽²⁾		0,75-1,00	30	14	37
P8	0,00-0,25	65	23	350 ⁽²⁾	P20	0,00-0,10	29	29	215
	0,25-0,50	39	37	760 ⁽²⁾		0,10-0,25	25	21	239
	0,50-0,75	37	33	640 ⁽²⁾		0,25-0,50	33	13	241
	0,75-1,00	24	33	51		0,50-0,75	17	10	184
P9	0,00-0,25	36	41	295	P21	0,75-1,00	25	20	296
	0,25-0,50	27	45	7		0,00-0,10	46	134	404
	0,50-0,75	27	29	63		0,10-0,25	26	22	181
	0,75-1,00	22	26	64		0,25-0,50	36	11	245
P10	0,00-0,25	10000 ⁽²⁾	230 ⁽²⁾	13	P22	0,50-0,75	23	18	335
	0,25-0,50	1200 ⁽²⁾	96 ⁽²⁾	328		0,75-1,00	19	19	184
	0,50-0,75	160 ⁽²⁾	49	100 ⁽⁴⁾		0,00-0,10	37	34	419
	0,75-1,00	53	27	152		0,10-0,25	41	28	124
P11	0,00-0,25	38	32	45	P23	0,25-0,50	53	119	<20 ^(2,3)
	0,25-0,50	30	15	75		0,50-0,75	41	-(⁵)	<20 ^(2,3)
	0,50-0,75	32	24	87		0,75-1,00	28	-(⁵)	55
	0,75-1,00	40	31	64		0,00-0,25	35	15	33
P12	0,00-0,25	87	88	33		0,25-0,50	34	-(⁵)	18
	0,25-0,50	730 ⁽²⁾	199	48		0,50-0,75	21	-(⁵)	36
	0,50-0,75	68 ⁽⁴⁾	44 ⁽⁴⁾	46		0,75-1,00	24	9	34
	0,75-1,00	200 ⁽²⁾	47	33					

⁽¹⁾ms – Massa seca. ⁽²⁾Resultado obtido *off-site*. ⁽³⁾<10 - Teor inferior ao limite de quantificação do método. ⁽⁴⁾Média de duas medições *on-site*. ⁽⁵⁾“-” – Sem valor *on-site*.

Quadro 2 – Teores em chumbo (Pb), zinco (Zn) e hidrocarbonetos de petróleo (HP) no terreno subjacente aos resíduos (continuação).

Amostra		Componente (mg/kg.ms)			Amostra		Componente (mg/kg.ms)		
Poço	Prof. (m)	Pb	Zn	HP	Poço	Prof. (m)	Pb	Zn	HP
P24	0,00-0,25	1800⁽²⁾	1100⁽²⁾	65 ⁽²⁾	P34	0,00-0,25	84 ⁽²⁾	240 ⁽²⁾	<10 ^(2,3)
	0,25-0,50	1800⁽²⁾	270 ⁽²⁾	19 ⁽²⁾		0,25-0,50	34	43	85
	0,50-0,75	46	42	75		0,50-0,75	30	55	114
	0,75-1,00	36	17	14		0,75-1,00	37	129	206
P25	0,00-0,25	24 ⁽²⁾	57 ⁽²⁾	1600⁽²⁾	P35	0,00-0,10	169	876	<20 ^(2,3)
	0,25-0,50	38	17	118		0,10-0,25	170⁽²⁾	806	<20 ^(2,3)
	0,50-0,75	38	10	192		0,25-0,50	40	-(⁵)	<20 ^(2,3)
	0,75-1,00	39	16	100		0,50-0,75	57	-(⁵)	260
P26	0,00-0,25	111	380	73	P36	0,75-1,00	38	24	208
	0,25-0,50	30	37	43		0,00-0,10	80	212	179
	0,50-0,75	27	43	59		0,10-0,25	44	24	291
	0,75-1,00	23	28	66		0,25-0,50	35	-(⁵)	265
P27	0,00-0,10	87 ⁽²⁾	34	<20 ⁽²⁾	P37	0,50-0,75	39	-(⁵)	276
	0,10-0,25	29	19	28		0,75-1,00	40	-(⁵)	111
	0,25-0,50	37	10	1		0,00-0,10	37	-(⁵)	104
	0,50-0,75	24	39	-(⁵)		0,10-0,25	51	-(⁵)	116
P28	0,75-1,00	11	52	-(⁵)	P38	0,25-0,50	42	-(⁵)	170
	0,00-0,10	520⁽²⁾	1589	90 ⁽²⁾		0,50-0,75	39	-(⁵)	117
	0,10-0,25	10	12	-(⁵)		0,75-1,00	45	-(⁵)	151
	0,25-0,50	39	45	413		0,00-0,10	36	-(⁵)	527
P29	0,50-0,75	36	30	-(⁵)	P39	0,10-0,25	46	-(⁵)	131
	0,75-1,00	29	40	253		0,25-0,50	115	22	<20 ^(2,3)
	0,00-0,10	600⁽²⁾	2823	140 ⁽²⁾		0,50-0,75	27	-(⁵)	<20 ^(2,3)
	0,10-0,25	59	153	171		0,75-1,00	29	-(⁵)	136
P30	0,25-0,50	55	130	144	P40	0,00-0,10	47	-(⁵)	44
	0,50-0,75	45	34	214		0,10-0,25	60	44	50
	0,75-1,00	36	29	246		0,25-0,50	35	19	93
	0,00-0,10	31	-(⁵)	<20 ^(2,3)		0,50-0,75	42	-(⁵)	10
P31	0,10-0,25	54	-(⁵)	109	P41	0,75-1,00	45	-(⁵)	176
	0,25-0,50	24	-(⁵)	19		0,00-0,25	30 ⁽²⁾	37 ⁽²⁾	<10 ^(2,3)
	0,50-0,75	48	-(⁵)	148		0,25-0,50	300⁽²⁾	35	25
	0,75-1,00	53	-(⁵)	45		0,50-0,75	540⁽²⁾	21	39
P32	0,00-0,10	37	19	54	P42	0,75-1,00	120 ⁽²⁾	92	158
	0,10-0,25	46	-(⁵)	58		0,00-0,25	37	42	177
	0,25-0,50	32	-(⁵)	51		0,25-0,50	34	17	<10 ^(2,3)
	0,50-0,75	41	-(⁵)	55		0,50-0,75	29	20	138
P33	0,75-1,00	39	-(⁵)	231	P43	0,75-1,00	26	20	<10 ^(2,3)
	0,00-0,25	420⁽²⁾	37	65 ⁽²⁾		0,00-0,25	53 ⁽²⁾	66 ⁽²⁾	26
	0,25-0,50	44	21	63		0,25-0,50	40	23	193
	0,50-0,75	31	29	143		0,50-0,75	64	48	<10 ^(2,3)
P34	0,75-1,00	67	17	<10 ^(2,3)		0,75-1,00	374	299	<10 ^(2,3)
	0,00-0,25	26 ⁽²⁾	30 ⁽²⁾	<10 ^(2,3)	P44	0,00-0,25	44	82	11 ⁽²⁾
	0,25-0,50	394	2470	68		0,25-0,50	45	55	260
	0,50-0,75	51	251	257		0,50-0,75	43	79	193
	0,75-1,00	28	17	58		0,75-1,00	29	88	<10 ^(2,3)
P35	0,75-1,00	39	-(⁵)	231					

(¹)ms – Massa seca. (²)Resultado obtido *off-site*. (³)<10 - Teor inferior ao limite de quantificação do método. (⁴)Média de duas medições *on-site*. (⁵)“-“ – Sem valor *on-site*.

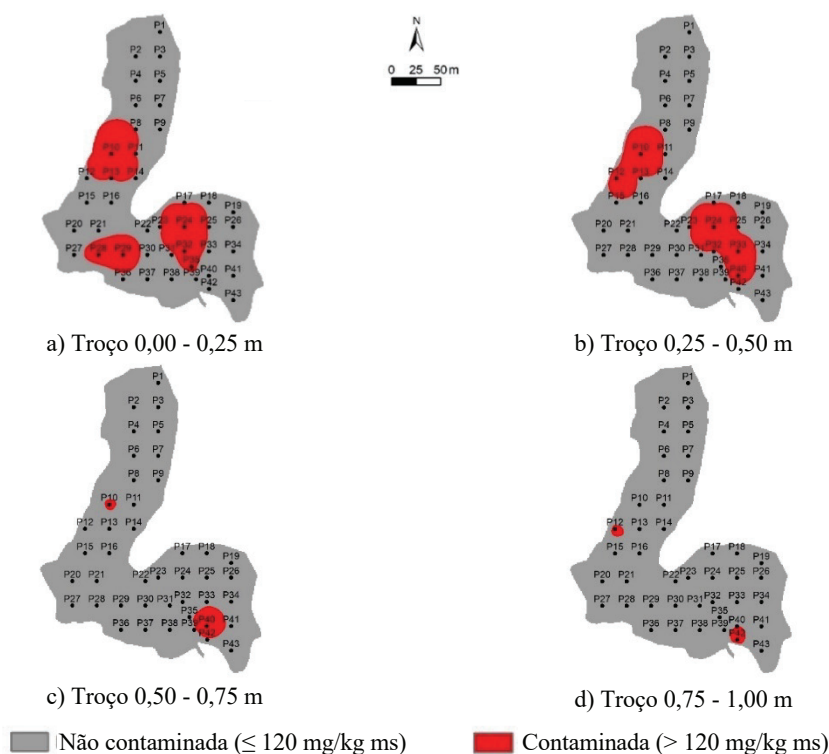


Fig. 16 – Variação das áreas contaminadas por chumbo (Pb) com a profundidade.

A migração dos contaminantes no terreno subjacente aos resíduos durante cerca de 12 anos, para as amostras recolhidas nos poços da Fase 2, e durante cerca de 20 anos para as amostras recolhidas nos poços da Fase 4, estão em acordo com o habitualmente documentado na bibliografia consultada. Por exemplo, no Confederation Road Landfill (Crooks e Quigley, 1984), onde o período de observação foi similar ao da Fase 2, os metais pesados Pb e Zn, bem como o Cu, o Fe e o Mn, migraram menos de 0,20 m, muito inferior à migração de cerca de 1 m dos cloretos (Cl). De acordo com o exposto pelo Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR, 2021), o Pb tende a acumular-se na superfície do terreno, geralmente, nos primeiros 0,03 a 0,05 m. Yanful et al. (1988a, e 1988b) também observaram que os metais pesados eram retidos no solo, em grande parte por precipitação.

Nas 65 amostras recolhidas nos terrenos subjacentes aos resíduos em que foi medido o pH, o valor variou entre 3,3 e 10,0, com uma média aritmética de $4,7 \pm 1,4$, que é inferior ao valor do pH acima do qual a precipitação dos dois metais pesados passa a ser o principal processo de retenção no solo: entre 5 e 6 no Pb e entre 6 e 8 no Zn (Bagchi, 1994). Nestas condições, a principal razão para a reduzida profundidade de migração destes metais não deverá estar associada à sua precipitação química. A elevada compacidade dos resíduos, que se traduz numa diminuição da permeabilidade, terá condicionado a infiltração e a percolação das águas pluviais na massa de resíduos, e o consequente transporte do Pb e do Zn por advecção para os terrenos subjacentes aos resíduos. A compacidade dos resíduos deveu-se, não só à sua compactação durante o processo de deposição, como, muito possivelmente, aos teores elevados em CaO. Com efeito, ainda que as propriedades cimentícias dos resíduos não tenham sido avaliadas, existem estudos que classificam cinzas volantes com origem idêntica à dos resíduos depositados, como materiais cimentícios (Sikalidis e Mitrakas, 2006; Fares et al., 2016; e Rubio-Cintas et al., 2019). A fraca permeabilidade

dos resíduos também é coerente com os elevados teores dos metais pesados no eluato dos ensaios de lixiviação, em particular do Pb, passados 20 anos sobre o seu armazenamento nas instalações industriais da SNM, onde estiveram diretamente expostos às condições atmosféricas, e 20 anos sobre a sua deposição nas escombrelas das antigas minas de carvão SPC. Estando o transporte dos componentes condicionada pela fraca infiltração das águas pluviais, admite-se, atendendo às profundidades alcançadas e ao tempo de constituição do depósito, que o transporte por difusão terá tido um contributo relevante na migração dos componentes. Em condições ideais, ou seja, em água infinitamente diluída, à temperatura de 25°C, o valor máximo do coeficiente de difusão está estimado em $9,45 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ para o Pb e em $7,15 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ para o Zn (Shackelford, 1989).

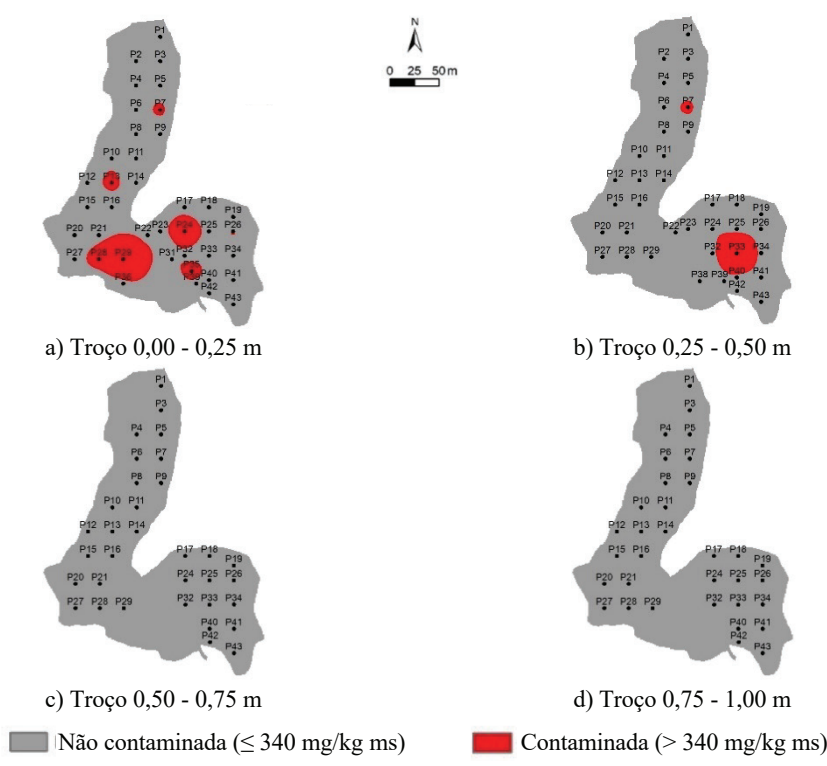


Fig. 17 – Variação das áreas contaminadas por zinco (Zn) com a profundidade.

Em relação à migração dos HP no terreno subjacente aos resíduos, a profundidade obtida foi, comparativamente, inferior à observada em Keele Valley Landfill, no Ontário (Canadá), onde os contaminantes orgânicos migraram, através de uma barreira argilosa compactada, quase 0,60 m, em cerca de 4 anos (Rowe, 1998). No entanto, considerando que os dois ambientes são muito distintos, as profundidades de migração alcançadas nos dois casos evidenciam alguma coerência. Por outro lado, o valor do coeficiente de difusão dos HP em água infinitamente diluída, à temperatura de 25 °C, é estimado em cerca de 10^{-9} m/s (Gustafson et al., 1997), inferior ao dos dois metais pesados, o que pode explicar a sua menor profundidade de migração, em particular em relação ao Pb.

5.2.3 – Solos de recobrimento dos resíduos

As propriedades dos solos de recobrimento foram avaliadas em 42 amostras, 25 na Fase 2 e 17 na Fase 4. Os resultados obtidos mostraram que os solos são homogêneos, considerando que cerca

de 95% são não-plásticos, 93% pertencem ao Grupo “SM - Areia siltosa com cascalho”, da Classificação Unificada de Solos, e cerca de 86% à designação “A-1-b (0)”, da Classificação de Solos para Fins Rodoviários. Nas restantes amostras, o solo foi classificado no Grupo “SM – Areia siltosa”, em duas, e no Grupo “SC – Areia argilosa com cascalho”, nas outras duas, pertencendo seis à designação “A-2-4 (0)”.

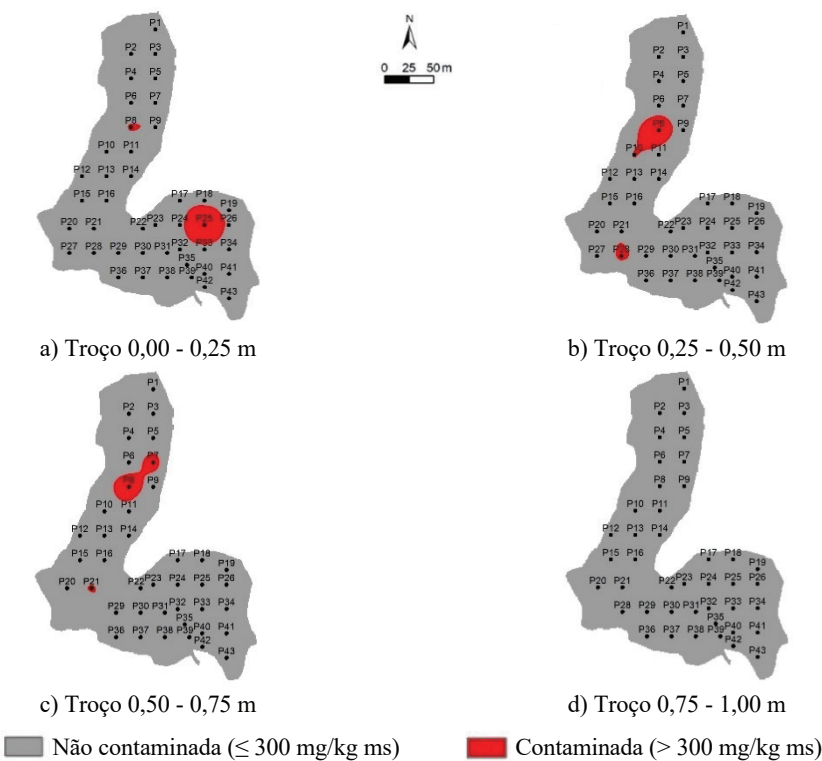


Fig. 18 – Variação das áreas contaminadas por hidrocarbonetos de petróleo (HP) com a profundidade.

Quadro 3 – Áreas contaminadas por chumbo (Pb), zinco (Zn) e hidrocarbonetos de petróleo (HP).

Componente	Profundidade	Área contaminada		Área não contaminada	
	m	m²	%	m²	%
Pb	0,00-0,25	6931	21	25859	79
	0,25-0,50	6065	18	26725	82
	0,50-0,75	937	3	31853	97
	0,75-1,00	347	1	32443	99
Zn	0,00-0,25	4040	12	28750	88
	0,25-0,50	1696	5	31094	95
	0,50-0,75	0	0	32790	100
	0,75-1,00	0	0	32790	100
HP	0,00-0,25	1437	4	31353	96
	0,25-0,50	1209	4	31581	96
	0,50-0,75	1052	3	31738	97
	0,75-1,00	0	0	32790	100

Para o trecho experimental da Fase 2 estava prevista a construção de três camadas com 0,5 m de espessura: uma com o teor em água ótimo, w_{ot} , do ensaio de compactação tipo Proctor modificado, cujo valor médio obtido em 12 amostras, das 25 recolhidas, foi de $9,5\pm 1,0\%$, e as outras duas com $w_{ot+1\%}$ e $w_{ot+2\%}$. O valor obtido para o peso volúmico seco máximo, γ_{dmax} , foi de $19,59\pm 0,46$ kN/m³. Devido ao valor de w do solo armazenado nas pilhas ser superior ao valor de w_{ot} e as condições atmosféricas existentes na data de realização dos trabalhos não serem favoráveis à secagem do solo, só foi construída a camada com $w_{ot+2\%}$.

Na construção e no controlo da compactação da camada do trecho experimental, cujo GC se pretendia igual ou superior a 90%, foi adotado o procedimento seguinte: a) passagem dupla do cilindro liso a vibrar na frequência de 40 Hz, b) primeiro controlo do GC da camada com o gamadensímetro (não aprovada, Quadro 4), c) passagem simples do cilindro a vibrar com a mesma frequência, seguida de passagem simples do cilindro sem vibração, e d) segundo controlo do GC com o gamadensímetro (Quadro 4). Face aos resultados obtidos, procedeu-se à aferição do GC da camada com o método do ensaio da garrafa de areia pela especificação LNEC E 204, tendo havido a aprovação da camada (Quadro 5). Atendendo aos resultados obtidos, as camadas do reaterro foram compactadas com três passagens simples do cilindro a vibrar na frequência de 40 Hz e uma passagem simples estática, e o valor de referência para o GC controlado com o gamadensímetro passou de 90%, para igual ou superior a 93%. No controlo de qualidade da construção das camadas do reaterro, o GC foi igual ou superior ao valor requerido em cerca de 97% das medições efetuadas.

Quadro 4 – Controlo do grau de compactação da camada do trecho experimental da Fase 2 com o gamadensímetro.

Parâmetro	Passagem dupla a vibrar					Passagens simples a vibrar e estática				
γ_d (kN/m ³)	18,08	17,43	17,40	17,48	17,48	18,10	18,13	18,52	18,28	18,17
w (%)	11,8	13,8	13,9	11,9	11,9	11,1	11,2	12,8	10,9	12,5
GC (%)	93,3	90,0	89,8	90,2	90,2	93,4	93,6	95,6	94,3	93,8

Quadro 5 – Aferição do grau de compactação obtido com o gamadensímetro a partir do grau de compactação obtido com o método do ensaio da garrafa de areia.

Parâmetro	GA ⁽¹⁾	Gamadensímetro				GA ⁽¹⁾	Gamadensímetro			
γ_d (kN/m ³)	17,41	18,29	17,97	18,00	17,74	18,18	17,91	18,28	18,52	18,14
w (%)	14,5	11,6	11,5	11,1	12,2	13,6	12,7	12,4	12,4	11,6
GC (%)	89,5	94,4	92,8	92,9	91,6	93,8	92,5	95,6	95,6	93,6

⁽¹⁾GA – Ensaio da garrafa de areia.

Na Fase 4, o procedimento foi ligeiramente diferente do adotado na Fase 2, tendo-se construído três camadas no trecho experimental, com as três espessuras seguintes: 0,40 m, 0,50 m e 0,60 m. Todas as camadas foram compactadas com w_{ot} , que de acordo com a caracterização laboratorial efetuada nas 17 amostras recolhidas, era igual a $9,7\pm 0,4\%$, ao qual correspondia um valor de γ_{dmax} de $19,56\pm 0,24$ kN/m³.

O procedimento adotado na construção e no controlo da compactação de cada camada do trecho experimental, onde se pretendia obter o valor de GC já mencionado ($\geq 90\%$), foi o seguinte: a) passagem dupla do cilindro liso sem vibração, seguida de passagem dupla do cilindro a vibrar, na frequência de 40 Hz, b) passagem dupla do cilindro sem vibração nas camadas de 0,50 m e 0,60 m de espessura, c) primeiro controlo do GC com o gamadensímetro (não aprovada, Quadro 6), d) passagem dupla do cilindro sem vibração, e) segundo controlo do GC com o gamadensímetro (não aprovada, Quadro 6), f) passagem dupla do cilindro sem vibração, g) terceiro controlo do GC com o gamadensímetro (Quadro 6). Atendendo aos resultados obtidos, procedeu-se à aferição do GC da camada de 0,50 m de espessura com o método do ensaio da garrafa de areia pela especificação LNEC E 204, tendo a camada sido aprovada (Quadro 7). No controlo de qualidade da construção

das camadas do reaterro, o GC foi igual ou superior ao valor requerido em todas as medições efetuadas.

A Figura 19 mostra uma fase de compactação de uma camada do trecho experimental e o controlo do GC da camada com o gamadensímetro e o ensaio da garrafa de areia.

Quadro 6 – Controlo do grau de compactação das camadas do trecho experimental da Fase 4 com o gamadensímetro.

Parâmetro	Espessura da camada											
	0,40 m				0,50 m				0,60 m			
Primeiro controle do GC com o gamadensímetro												
γ_d (kN/m³)	17,96	17,92	17,81	18,17	18,09	18,41	18,11	18,32	18,28	18,33	17,71	18,06
w (%)	10,3	9,8	9,6	10,2	10,2	10,5	10,8	10,1	9,9	10,7	9,9	11,0
GC (%)	90,1	89,9	89,4	91,2	90,8	92,4	90,9	92,0	91,8	92,0	88,9	90,7
Segundo controle do GC com o gamadensímetro												
γ_d (kN/m³)	18,03	18,19	18,23	17,94	18,51	18,61	18,48	18,27	18,22	18,60	18,86	18,64
w (%)	10,0	10,0	9,7	10,3	10,3	10,3	10,2	10,9	9,9	10,2	9,6	10,3
GC (%)	90,5	91,3	91,5	90,0	92,9	93,4	92,7	91,7	91,5	93,4	94,7	93,6
Terceiro controle do GC com o gamadensímetro												
γ_d (kN/m³)	18,36	18,42	18,42	18,43	19,15	18,85	19,03	19,00	18,21	18,82	18,79	18,84
w (%)	8,7	10,4	9,8	9,8	8,5	9,4	9,0	9,2	9,5	10,5	10,8	11,4
GC (%)	92,2	92,5	92,5	92,5	96,1	94,6	95,5	95,4	91,4	94,5	94,3	94,6

Quadro 7 – Aferição do grau de compactação obtido com o gamadensímetro na camada com 0,5 m de espessura a partir do grau de compactação obtido com o método do ensaio da garrafa de areia.

Parâmetro	Garrafa de areia		Gamadensímetro			
γ_d (kN/m ³)	18,49	18,51	19,15	18,85	19,03	19,00
w (%)	9,7	8,8	8,5	9,4	9,0	9,2
GC (%)	92,8	92,9	96,1	94,6	95,5	95,4



Fig. 19 – a) Compactação da camada do trecho experimental; b) controlo do grau de compactação com o gamadensímetro; c) aferição do grau de compactação com o ensaio da garrafa de areia.

6 – ATIVIDADES DE MINIMIZAÇÃO E PREVENÇÃO DOS IMPACTES

A atividade a realçar na minimização dos impactes foi a remoção dos resíduos perigosos depositados nas escombrelas da antiga mina de carvão de SPC, dados os riscos para a saúde pública e para o ambiente locais, desde a sua deposição em 2001-2002. Estes riscos provinham, não só da perigosidade dos resíduos e da quantidade depositada, cerca de 290000 toneladas, como também da inexistência de qualquer sistema de impermeabilização na base e na cobertura do depósito e da

permeabilidade das escombreyas subjacentes. Apesar dos cerca de 20 anos que decorreram entre a deposição e a remoção, a elevada compacidade dos resíduos terá contribuído para dificultar a infiltração das águas pluviais e o transporte dos contaminantes para os terrenos subjacentes, como foi evidenciado anteriormente, e para as águas subterrâneas, de acordo com os dados da monitorização dos piezómetros instalados (APA, 2014).

Ao nível da prevenção sobressaem duas medidas. A primeira medida está relacionada com o reaterro dos solos de recobrimento na área onde foram removidos os resíduos e o terreno subjacente contaminado, prevenindo a produção de cerca de 93 500 m³ de resíduos e permitindo a recuperação paisagística do local, que será integrado no Parque das Serras do Porto, que abrange, aproximadamente, 6000 hectares de zona verde dos concelhos de Gondomar, Paredes e Valongo, e está classificado como Paisagem Protegida Regional. A reutilização dos solos de recobrimento também preveniu a produção de gases com efeito de estufa, ao evitar o seu transporte a destino final adequado, e o consumo de solos naturais provenientes de áreas de empréstimo próximas ao local, com benefícios económicos igualmente relevantes. A segunda medida a salientar só se aplicou aos trabalhos de remoção dos resíduos realizados na Fase 4. Com o objetivo de reduzir a emissão de gases com efeito de estufa, para a ordenação das propostas das empresas concorrentes à execução da empreitada foram considerados os coeficientes de ponderação seguintes: 60% para o preço e 40% para a pegada de carbono. Enquanto na Fase 2 o critério se baseou apenas no preço e os resíduos foram transportados por camiões, na Fase 4 foram transportados em vagões, exceto nas ligações das estações ferroviárias a SPC e ao aterro de resíduos perigosos.

A recuperação do passivo ambiental de SPC também reparou os prejuízos sociais provocados por uma operação de gestão de resíduos que não se regeu pelas melhores práticas que, na altura, já eram conhecidas, à custa de um investimento público que ascendeu a cerca de 30 milhões de euros.

7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O passivo ambiental de SPC foi assim classificado pela APA em 2011, tendo por base os primeiros resultados do estudo do LNEC nesse mesmo ano, e incluído no grupo dos passivos ambientais de resolução prioritária.

Com a recuperação do passivo ambiental de SPC, terminada em 2023, foram mitigados os perigos de contaminação dos solos e das águas subterrâneas, bem como os riscos para a saúde pública e para o ambiente, que existiam desde a sua constituição em 2001-2002. A resolução do mesmo também reparou os significativos prejuízos sociais, a nível local, provocados por uma operação de gestão de resíduos baseada numa avaliação incorreta da perigosidade dos resíduos, que permitiu o seu transporte da SNM para as escombreyas das antigas minas de carvão de SPC, onde se pretendia construir uma plataforma para criar um espaço urbano habitacional.

A dimensão dos mencionados riscos devia-se não só à existência de cerca de 290 000 toneladas de resíduos perigosos, inicialmente classificados “claramente inertes”, como também à inexistência de camadas de confinamento na base e na cobertura dos resíduos, por um lado, e à permeabilidade das escombreyas. A falta destas camadas foi, no entanto, compensada pela compacidade dos resíduos, que reduziu a sua permeabilidade e a infiltração das águas pluviais na massa de resíduos, e o conseqüente transporte dos contaminantes para os terrenos subjacentes. Este comportamento é coerente, por um lado, com a limitação da profundidade de migração da contaminação no terreno subjacente, maioritariamente até à profundidade de cerca de 0,50 m, e por outro, não haver uma evidente influência da contaminação da massa de resíduos perigosos nos resultados obtidos nas águas subterrâneas recolhidas nos piezómetros instalados na área do depósito e na sua envolvente. Admite-se, atendendo às profundidades alcançadas pelos contaminantes doseados nos terrenos subjacentes aos resíduos e ao tempo de constituição do depósito, que o transporte por difusão terá tido um contributo relevante na sua migração, sendo o observado coerente com o habitualmente documentado na bibliografia consultada com os mesmos contaminantes.

Salientam-se, igualmente, duas ações que visaram contribuir para a economia circular e para a sustentabilidade da intervenção. Para prevenir a produção de cerca de 93 500 m³ de resíduos, procedeu-se à reutilização dos solos de recobrimento dos resíduos através do seu reaterro na área de escavação dos resíduos. Para além do benefício social da recuperação paisagística do local, esta reutilização também teve significativos benefícios económicos e ambientais, ao evitar-se, respetivamente, o transporte dos solos de recobrimento a destino final adequado e a consequente emissão de gases com efeito de estufa. Na última fase da intervenção, que se designou de Fase 4, consideraram-se para coeficientes de ponderação para a ordenação das propostas das empresas concorrentes à remoção dos resíduos, 60% para o preço e 40% para a pegada de carbono, o que se traduziu no transporte dos resíduos, até ao aterro de resíduos perigosos, em vagões, por via-férrea, na maioria do percurso, enquanto na primeira fase da remoção, designada de Fase 2, o transporte foi totalmente efetuado com recurso a camiões, por via rodoviária.

Tanto a origem do passivo ambiental de SPC, como os estudos e trabalhos desenvolvidos na sua recuperação, aos quais correspondeu uma despesa pública de cerca de 30 milhões de euros, evidenciaram a importância e a necessidade de haver especialistas em geotecnia ambiental nas equipas que tratam este tipo de problemas ou afins.

8 – AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte a utilização da informação obtida durante os estudos e os trabalhos realizados para a recuperação do passivo ambiental de São Pedro da Cova.

9 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APA (2008). *Documento enquadrador - Recuperação de passivos ambientais para orientação sobre os investimentos prioritários*. Agência Portuguesa do Ambiente. Disponível em: https://poseur.portugal2020.pt/media/38027/01_docenq_passivoambiental.pdf (acesso em setembro de 2024).
- APA (2011). *Aditamento à lista de propostas de ações/candidaturas prioritárias de sítios contaminados do documento enquadrador*. Agência Portuguesa do Ambiente. Disponível em: https://poseur.portugal2020.pt/media/38026/02_adendadocenq_passivoambiental.pdf (acesso em setembro de 2024).
- APA (2014). *Avaliação do estado das águas subterrâneas – Área das antigas minas de São Pedro da Cova, Gondomar*. Agência Portuguesa do Ambiente.
- APA (2020). *Guia de classificação de resíduos*. Agência Portuguesa do Ambiente. Disponível em https://apambiente.pt/sites/default/files/2021-06/Guia%20de%20Classifica%C3%A7%C3%A3o_vers%C3%A3o%202.0_20200107.pdf (acesso em outubro de 2024).
- APA (2022). *Solos contaminados - Guia técnico: Valores de referência para o solo*. Revisão 3, Agência Portuguesa do Ambiente. Disponível em: https://sniambgeoviewer.apambiente.pt/GeoDocs/geoportaldocs/AtQualSolos/Guia_Tecnico_Valores%20de%20Referencia_2019_01.pdf (acesso em outubro de 2024).
- Bagchi, A. (1994). *Design, construction, and monitoring of landfills*. 2.^a edição, Wiley, New York, New York, USA.
- Crooks, V. E.; Quigley, R. M. (1984). *Saline leachate migration through clay: a comparative laboratory and field investigation*. Canadian Geotechnical Journal, 21 (2), pp. 349-362. <https://doi.org/10.1139/t84-035>

- EDM (2011). *A herança das minas abandonadas – O enquadramento e a atuação em Portugal*. Empresa de Desenvolvimento Mineiro, Portugal. Disponível em: https://edm.pt/wp-content/uploads/2017/03/livro_edm.pdf (acesso em setembro de 2024).
- Fares, G.; Al-Zaid, R. Z.; Fauzi, A.; Alhozaimy, A. M.; Al-Negheimish, A. I.; Khan, M. I. (2016). *Performance of optimized electric arc furnace dust-based cementitious matrix compared to conventional supplementary cementitious materials*. Construction and Building Materials, 112 (1), pp. 210-221. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.02.068>
- FRTR (2021). *Properties and behavior of inorganics*. JBSA Fort Sam Houston, Houston, Texas, USA. Disponível em: https://frtr.gov/matrix2/section2/2_8_1.html (acesso em outubro de 2024).
- Gao, J.; Faheem, M.; Yu, X. (2022). *Global research on contaminated soil remediation: A bibliometric network analysis*. Land, 11 (9), 16 p. <https://doi.org/10.3390/land11091581>
- Gustafson, J. B.; Tell, J. G.; Orem, D. (1997). *Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations*. Amherst Scientific Publishers, Amherst, Massachusetts, USA, vol. 3.
- IPQ (1965a). *NP 84: Solos - Determinação do teor em água*. Instituto Português da Qualidade.
- IPQ (1965b). *NP 83: Solos - Determinação da densidade das partículas*. Instituto Português da Qualidade.
- IPQ (1969). *NP 143: Solos - Determinação dos limites de consistência*. Instituto Português da Qualidade.
- Lee, H.-gil; Kim, H.-K.; Noh, H.-J.; Byun, Y. J.; Chung, H.-M.; Kim, J.-I. (2021). *Source identification and assessment of heavy metal contamination in urban soils based on cluster analysis and multiple pollution indices*. Journal of Soils and Sediments, 21 (5), pp 1947-1961. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02716-x>
- LNEC (1966a). *E 196: Solos - Análise granulométrica*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- LNEC (1966b). *E 197: Solos - Ensaio de compactação*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- LNEC (1967). *E 204: Solos - Determinação da baridade seca in situ pelo método da garrafa de areia*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- Marr, W. A.; Ladd, C. C.; Fox, P. J. (2014). *Guidelines for writing a case study paper*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 140 (3), 2 p. [https://10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0001076](https://10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001076)
- Ministry of the Environment (2011). *Soil, groundwater and sediment standards for use under Part XV.1 of the Environmental Protection Act*. Ontario, Canada.
- Mota, R. (2017). *Prospecção geoambiental para a remoção dos resíduos perigosos de São Pedro da Cova (Gondomar) - Componente geofísica*. Relatório 77/2017 - DG/NGEA, Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- Publiambiente (2000). *Projeto de recuperação ambiental e paisagístico da escombreira de S. Pedro da Cova. Fase I – Escombreira interior*. Publiambiente.
- Reddy, K. R.; Adams, J. A. (2015). *Sustainable remediation of contaminated sites*. 1.^a edição, Momentum Press®, LLC, New York, USA.
- Roque, A. J. (2010). *Programa e especificações técnicas para o estudo geoambiental dos resíduos depositados nas escombreiras das antigas minas de São Pedro da Cova (Gondomar)*. Relatório 261/2010 - DG/NGEA, Laboratório Nacional de Engenharia Civil.

- Roque, A. J.; Pina, B. (2011). *Avaliação das quantidades e das características físico-químicas dos resíduos depositados nas escombreyas das antigas minas de São Pedro da Cova (Gondomar)*. Relatório 121/2011 - DG/NGEA, Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- Roque, A. J. (2013). *Remoção dos resíduos perigosos depositados nas escombreyas das antigas minas de carvão de São Pedro da Cova (Gondomar)*. 1.º Relatório: Metodologia e planeamento dos trabalhos e procedimentos a implementar. Relatório 399/2013 - DG/NGEA, Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- Roque, A. J. (2015). *Programa de prospeção geoambiental para a remoção dos resíduos perigosos de São Pedro da Cova (Gondomar)*. 2.ª Fase. Relatório 122/2015 - DG/NGEA, Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- Roque, A. J.; Coelho, M. J.; Ramos, R. (2017). *Avaliação das quantidades e das características físico-químicas dos resíduos depositados nas escombreyas das antigas minas de São Pedro da Cova (Gondomar)*. 2.ª Fase. Relatório 93/2017 - DG/NGEA, Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- Roque, A. J. (2017). *Avaliação das quantidades e das características físico-químicas dos resíduos depositados nas escombreyas das antigas minas de São Pedro da Cova (Gondomar)*. 2.ª Fase (Aditamento ao Relatório 93/2017 – DG/NGEA). Relatório 320/2017 – DG/NGEA, Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- Rowe, R. K. (1998). *From the past to the future of landfill engineering through case histories*. Proceedings of the 4th International Conference on Case Histories in Geotechnical Engineering, St. Louis, USA, pp. 145-166.
- Rubio-Cintas, M. D.; Barnett, S. J.; Perez-García F.; Parron-Rubio, M. E. (2019). *Mechanical-strength characteristics of concrete made with stainless steel industry wastes as binders*. Construction and Building Materials, 204, pp. 675-683. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.01.166>
- Shackelford, C. D. (1989). *Diffusion of contaminants through waste containment barriers*. Transportation Research Record 1219, Transportation Research Board, National Research Council, Washington, D.C., USA, pp. 169-182.
- Sikalidis, C.; Mitakak, M. (2006). *Utilization of electric arc furnace dust as raw material for the production of ceramic and concrete building products*. Journal of Environmental Science and Health Part A, 41 (9), pp. 1943-1954. <https://doi.org/10.1080/10934520600779240>
- Tecninvest (1997). *Auditoria ambiental à SN – Empresa de Produtos Longos, SA – Fábrica da Maia*. Relatório final - Volume 1. Tecninvest.
- Tribunal Arbitral (2006). *Acordo de responsabilidade pelos custos ambientais – Perícia colegial*.
- Yanful, E. K., Nesbitt, H. W. e Quigley, R. M. (1988a). *Heavy metal migration at a landfill site, Sarnia, Ontario, Canada – 1. Thermodynamic assessment and chemical interpretations*. Applied Geochemistry, 3 (5), pp. 523-533. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(88\)90024-8](https://doi.org/10.1016/0883-2927(88)90024-8)
- Yanful, E. K., Quigley, R. M. e Nesbitt, H. W. (1988b). *Heavy metal migration at a landfill site, Sarnia, Ontario, Canada – 2. Metal partitioning and geotechnical implications*. Applied Geochemistry, 3 (6), pp. 623-629. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(88\)90094-7](https://doi.org/10.1016/0883-2927(88)90094-7)