

AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO MECÂNICO E AMBIENTAL DE RESÍDUOS INORGÂNICOS PARA USO EM OBRAS GEOTÉCNICAS SUSTENTÁVEIS

Evaluation of the mechanical and environmental behaviour of inorganic waste materials for use in sustainable geotechnical works

Beatriz Sales Bandarra^a, Lana Sobral Vieira Escada Monteiro^b, Margarida João Quina^a, Paulo Alexandre Lopes de Figueiredo Coelho^c

^a Universidade de Coimbra, CERES, Departamento de Engenharia Química, 3030-790 Coimbra, Portugal.

^b Universidade Estadual Paulista (UNESP), FEG, Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá, 13876-750 São João da Boa Vista, Brasil.

^c Universidade de Coimbra, CITTA, Departamento de Engenharia Civil, 3030-788 Coimbra, Portugal.

RESUMO – A aplicação dos princípios da economia circular tem sido incentivada. A geotecnia ambiental pode dar um contributo relevante na valorização de resíduos e subprodutos através da substituição de agregados naturais. Garantir a segurança e a proteção ambiental exige uma avaliação multidisciplinar. Este trabalho pretende apoiar a aplicação informada de determinados resíduos em obras geotécnicas, complementando a perspetiva geotécnica com análises pertinentes. Foram estudadas escórias de incineração de resíduos sólidos urbanos e suas misturas com areia e rejeitado de mina de ferro. Estes resíduos são abundantes e a sua gestão não é consensual. A avaliação incluiu caracterização física, geotécnica, química e ecotoxicológica. Os resíduos exibiram baixo potencial de lixiviação e não causaram efeitos ecotóxicos relevantes. As amostras apresentaram boa rigidez unidimensional, permeabilidade razoável e resistência ao corte semelhante a solos granulares densos. Globalmente, os materiais demonstraram desempenho geotécnico e ambiental promissor para aplicação como materiais de construção sustentáveis em obras geotécnicas.

ABSTRACT – The application of circular economy principles has been promoted. Environmental geotechnics may give a relevant contribution to waste and by-products valorisation through the replacement of natural aggregates. In this context, a multidisciplinary evaluation is essential to ensure safety and environmental protection. This study aims to support an informed application of certain types of waste in geotechnical works, complementing the geotechnical perspective with pertinent analyses. The materials studied were incineration bottom ash from municipal solid waste and its mixtures with sand and iron ore tailings. These wastes are abundant, and their management is not consensual. The assessment involved physical, geotechnical, chemical, and ecotoxicological characterization. The waste showed low leaching potential and did not cause relevant ecotoxic effects. The samples exhibited good one-dimensional stiffness, reasonable permeability, and shear strength similar to dense granular soils. Overall, the materials demonstrated geotechnical and environmental potential for use as sustainable construction materials in geotechnical works.

Palavras-chave: escórias de incineração de resíduos sólidos urbanos; rejeitado de mina de ferro, economia circular em obras geotécnicas.

Keywords: municipal solid waste incineration bottom ash, iron ore tailing, circular economy in geotechnical works.

E-mails: bsbandarra@eq.uc.pt (B. Bandarra), lana.sobral@unesp.br (L. Monteiro), guida@eq.uc.pt (M. Quina), pac@dec.uc.pt (P. Coelho)

ORCID: orcid.org/0000-0003-2796-4996 (B. Bandarra), orcid.org/0000-0002-5093-5117 (L. Monteiro), orcid.org/0000-0002-9651-2427 (M. Quina), orcid.org/0000-0001-6078-0393 (P. Coelho)

1 – INTRODUÇÃO

A economia circular tem sido destacada tanto na legislação (e.g., Diretiva 2008/98/CE, Diretiva (EU) 2018/851, Diretiva (EU) 2018/850, Diretiva (EU) 2018/852) como em políticas (e.g., Pacto Ecológico Europeu) relativas a resíduos. Estas iniciativas visam dissociar o crescimento económico da extração de recursos naturais, aumentar a eficiência de recursos e reduzir os impactos negativos dos resíduos na saúde humana e no ambiente. Neste contexto, a Geotecnia Ambiental poderá desempenhar um papel importante na valorização de resíduos em obras geotécnicas. Contudo, a utilização de materiais não convencionais envolve novos desafios, sendo essencial a sua caracterização holística para garantir uma aplicação segura e sustentável. Uma avaliação multidisciplinar é crucial para desenvolver soluções de engenharia eficientes e verdadeiramente sustentáveis, considerando as dimensões técnica, económica e ambiental.

A valorização de escórias de incineração de resíduos sólidos urbanos (RSU) e rejeitados de minas em aplicações geotécnicas sustentáveis poderá ser relevante na transição para uma economia circular. Estes resíduos podem ser classificados como perigosos ou não perigosos (Decisão 2014/955/EU relativa à Lista Europeia de Resíduos) dependendo da sua composição, sendo a segurança ambiental uma preocupação primária.

As escórias são o principal resíduo da incineração de RSU, representando 15-25% dos RSU incinerados (Bandarra et al., 2021; Blasenbauer et al., 2020). Adicionalmente, a incineração reduz o volume e massa dos RSU em 90% e 70% (Chandler et al., 1997; Silva et al., 2019), respetivamente, eliminando de forma eficaz os microrganismos patogénicos. As escórias são produzidas em quantidades relevantes globalmente (Dou et al., 2017). Na União Europeia (UE), Reino Unido, Noruega e Suíça são produzidas aproximadamente 18 Mt/ano de escórias (Blasenbauer et al., 2020). As suas propriedades dependem da composição dos RSU, da tecnologia de incineração, das condições de combustão e da sua gestão (Dou et al., 2017). As escórias são matrizes heterogéneas, e maioritariamente inorgânicas, constituídas por minerais, compostos metálicos, cerâmicas e vidro (Chimenos et al., 1999), apresentando partículas angulares com superfície rugosa (Lynn et al., 2017). A concentração de sais solúveis e metais potencialmente tóxicos pode ser elevada do ponto de vista ambiental (del Valle-zermeño et al., 2014; Luo et al., 2019). A sua distribuição granulométrica é ampla (Dou et al., 2017), sendo a fração mais fina (<4 mm) a que, geralmente, apresenta maiores concentrações de potenciais contaminantes (Alam et al., 2019; Chimenos et al., 1999; Luo et al., 2019; Tang e Steenari, 2016). As escórias frescas são alcalinas (pH 10-13) (Dou et al., 2017; Luo et al., 2019). Todavia, através de envelhecimento natural (armazenamento em pilhas ao ar livre sujeitas às condições ambientais durante 6-20 semanas), o potencial de perigosidade pode ser reduzido (CEWEP, 2019; Maldonado-Alameda et al., 2020a). Neste processo ocorrem reações de oxidação em contacto com o ar, e em particular a reação de carbonatação, formando e hidratando fases minerais e reduzindo o pH para 8-10 (Chimenos et al., 2000; A. Maldonado-Alameda et al., 2020b). A redução do pH pode, consequentemente, reduzir o potencial de lixiviação de metais tóxicos (Chimenos et al., 2000, 2003). Os metais ferrosos e não ferrosos maiores são, geralmente, removidos para reciclagem (Oehmig et al., 2015; Wiles, 1996), melhorando a qualidade das escórias para aplicações em engenharia civil. A gestão dessas escórias difere consideravelmente entre países (Blasenbauer et al., 2020; CEWEP, 2019; Dou et al., 2017). A valorização como material não convencional na engenharia civil, particularmente em aplicações geotécnicas, é uma potencial solução, contribuindo para reduzir a deposição em aterro sanitário e o consumo de recursos naturais. A utilização das escórias como agregado secundário em construções rodoviárias (base, sub-base e aterro) tem sido considerada uma via com grande potencial (Blasenbauer et al., 2020; CEWEP, 2019; Dou et al., 2017). Outras aplicações promissoras incluem a produção de cimento e betão, cerâmica, barreiras acústicas, para *pipe bedding* e preenchimento/restauração de áreas degradadas por atividades extrativas (Blasenbauer et al., 2020; Born e Van Brecht, 2014; CEWEP, 2019; Silva et al., 2019).

Os rejeitados de minas correspondem à fração sólida ou lamas decorrentes dos tratamentos físico-químicos de separação dos minerais valiosos das rochas com menor valor económico (Diretiva 2006/21/CE relativa à gestão dos resíduos de indústrias extrativas). A mineração gera um grande volume anual de rejeitados, constituindo mais de 90% do material mineral extraído (Jamieson, 2011). Este problema tenderá a agravar-se no futuro, devido às maiores necessidades de metais e minerais extraídos por mineração, e porque os depósitos mais ricos foram já explorados. Em 2020, os resíduos provenientes de minas e pedreiras representaram 23,4% dos resíduos gerados na UE (Eurostat., 2024). O minério extraído é sujeito a britagem e moagem para separar os minerais valiosos, produzindo rejeitados com partículas finas. A sua composição geoquímica reflete as propriedades geoquímicas da formação rochosa minerada, variando significativamente entre depósitos minerais (Jamieson, 2011; Xu et al., 2019). A crescente extração mineira coloca desafios à gestão dos rejeitados, geralmente, depositados em barragens ou aterros. Neste âmbito, a deposição de rejeitados pode induzir impactes ambientais através da drenagem ácida de minas e/ou de roturas em barragens de rejeitados (Mei et al., 2022; Nordstrom, 2011; Xu et al., 2019). Assim, a sua valorização poderá ser revelante para mitigar esses impactes, sendo promovida pela Diretiva 2006/21/EC, que incentiva a reciclagem, reutilização ou recuperação de rejeitados não perigosos. É de notar que os impactes ambientais dependem do tipo de depósito explorado. Contudo, algumas aplicações têm sido estudadas, incluindo a utilização na produção de cimento e betão (Adiguzel et al., 2022; Choi et al., 2009), geopolímeros (Krishna et al., 2021) e construção rodoviária (Bastos et al., 2016; Segui et al., 2023). Este material poderá, à semelhança das escórias, apresentar potencial para uso como material não convencional em obras geotécnicas.

Na prática, a mistura destes materiais poderá apresentar vantagens na valorização em aplicações geotécnicas, dadas as suas propriedades físico-químicas, como o pH e a granulometria. Contudo, as suas propriedades geotécnicas devem ser avaliadas relativamente ao potencial para uma aplicação tecnicamente segura na perspetiva da engenharia civil, enquanto a avaliação dos potenciais impactes ambientais também é necessária para salvaguardar a proteção ambiental na utilização de materiais alternativos. Neste contexto, os dados na literatura são reduzidos para os materiais em estudo, particularmente na UE. A escassez de dados é ainda mais evidente no caso da mistura com agregados naturais e entre resíduos. Além disso, as propriedades mecânicas destes resíduos podem variar como resultado da heterogeneidade da sua composição, sendo relevante avaliar amostras de diferentes origens.

Assim, o objetivo deste estudo foi analisar e comparar o potencial de escórias de incineração de RSU, misturas com rejeitados de minas de ferro e misturas com areia para aplicações geotécnicas, através de ensaios geotécnicos e análises complementares menos comuns na geotecnia tradicional. A avaliação incluiu caracterizações física, geotécnica, química e ecotoxicológica para avaliar o desempenho técnico e ambiental dos materiais em estudo numa perspetiva de economia circular.

2 – MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 – Materiais

Neste estudo, foram utilizadas duas amostras de escórias submetidas a envelhecimento natural, uma por 3 meses (E3) e outra por 12 meses (E12), provenientes de uma incineradora europeia equipada com tecnologia de queima em massa a temperaturas superiores a 1000 °C. Os metais ferrosos foram previamente removidos por separação magnética na incineradora.

As amostras foram secas à temperatura ambiente do laboratório e armazenadas em recipientes fechados. Os ensaios foram realizados com tamanho de partículas (ϕ) <9,5 mm, exceto os ensaios edométrico e de corte direto, que exigiram partículas com ϕ <2 mm, devido às limitações dimensionais dos equipamentos (anel edométrico: diâmetro=7 cm × altura=1,9 cm; caixa de corte: 10×10×3,7 cm). As subamostras representativas utilizadas nos ensaios foram obtidas com um esquadrelador e, quando necessário, moídas com um moinho de bolas.

Além disso, foram analisadas misturas de E3 com areia de quartzo portuguesa (A), previamente peneirada para $\phi < 2$ mm. As proporções testadas foram de 90%:10% (E3-A10) e 60%:40% (E3-A40) em ensaios geotécnicos. A10 e A40 referem-se às diferentes proporções de areia utilizadas nas misturas com E3.

Paralelamente, foram estudadas misturas de E12 com rejeitados de minas de ferro (RF) numa proporção de 90%:10% (E12-RF), numa abordagem conservadora relativamente à proporção de rejeitados, com vista a avaliar os impactos ambientais e técnicos da sua adição às escórias.

As amostras analisadas foram as estudadas por Bandarra et al. (2024) e Coelho e Camacho (2024), tendo sido realizada alguma caracterização previamente. A amostra de RF foi obtida no depósito de ferro (Fe) de Torre de Moncorvo (norte de Portugal), que é um dos maiores depósitos de Fe da Europa. Este tipo de rejeitados de minas é o mais abundante a nível mundial. As amostras deformadas foram recolhidas à superfície, em áreas com maior quantidade aparente de ferro. As amostras foram secas ao ar em laboratório e armazenadas.

Os eluatos para análises químicas e ecotoxicológicas obtiveram-se conforme a norma EN 12457-2, que prevê lixiviação numa relação líquido/sólido (L/S) de 10 L/kg com água destilada, em agitação durante 24 h, seguida de filtração com membrana de 0,45 μ m. Para tal, a fração de escórias com $4 < \phi < 9,5$ mm foi moída e, posteriormente, misturada com a fração com $\phi < 4$ mm.

2.2 – Análise geotécnica

2.2.1 – Propriedades físicas e de identificação

As distribuições granulométricas foram determinadas por peneiração por via seca ($\phi \geq 2$ mm), peneiração por via húmida ($0,075 \leq \phi < 2$ mm), segundo a norma ASTM D6913, e sedimentação ($\phi < 0,075$ mm), segundo a norma ASTM D7928.

A densidade das partículas sólidas (G) foi determinada por picnometria, com base na norma ASTM D854-14 sendo cada ensaio realizado em triplicado. No caso das escórias, a densidade foi avaliada em diferentes frações ($\phi < 0,425$ mm, $0,425 < \phi < 2$ mm e $2 < \phi < 9,5$ mm), para identificar potenciais efeitos da heterogeneidade das partículas. No caso das misturas, foi calculada a média ponderada das medições para os materiais utilizados.

O limite de liquidez (LL) foi determinado pelo método do cone penetrómetro, seguindo a norma BS 1377-2:1990 ($\phi < 0,425$ mm). Esta metodologia foi escolhida por ser mais eficaz na análise de materiais de baixa plasticidade, quando comparada com o método da concha de Casagrande. O limite de plasticidade (LP) foi determinado com base na norma ASTM D4318-17e1 ($\phi < 0,425$ mm). Ambos os ensaios foram realizados em triplicado.

2.2.2 – Ensaio de Proctor modificado

O ensaio Proctor modificado foi realizado com base na norma ASTM D1557-12(2021), usando um molde pequeno e uma energia de compactação elevada, para analisar o potencial para aplicações geotécnicas envolvendo compactação (ex., aterros rodoviários). Um ensaio foi realizado para cada amostra. Os valores obtidos para E3 foram admitidos para a compactação de E3-A10, dado que foi considerado que os resultados não seriam significativamente afetados pela baixa percentagem de areia adicionada. Igualmente, os valores obtidos para E12 foram admitidos para E12-RF dada a baixa percentagem de rejeitado. Além disso, qualquer dos materiais adicionados são não plásticos ou possuem baixa plasticidade. De facto, valores semelhantes foram reportados na literatura (Lee e Nicholson, 1997) para escórias e uma mistura de escórias com rejeitados de uma pedreira de basalto, na proporção 90%:10% relativamente ao $w_{ótimo}$ e ao $\gamma_{dmáx}$, sugerindo que a baixa percentagem de rejeitados não tem um impacto significativo na compactação das escórias, tal como foi assumido neste trabalho. O teor de água ótimo, $w_{ótimo}$, (sendo o teor de água calculado como o quociente entre

a massa de água e a massa seca a 105 °C por 24 h) e o peso volúmico seco máximo, $\gamma_{dm\acute{a}x}$, foram determinados pelo máximo da curva de compactação obtida nos ensaios.

2.2.3 – Ensaio edométrico

A compressibilidade unidimensional das amostras foi avaliada por ensaios edométricos realizados com base na norma ASTM D2435–04 em triplicado. As amostras foram preparadas por compactação, utilizando um teor em água igual ao $w_{ótimo}$ obtido no ensaio de Proctor modificado. O material foi compactado em três camadas no anel rígido do edómetro (dentro do molde de Proctor), aplicando uma energia específica semelhante à do Proctor. No decorrer do ensaio, foram aplicados ciclos de carga/descarga vertical obtendo-se diferentes tensões efetivas verticais (σ'_v). Durante a fase de carga, aplicaram-se sequencialmente σ'_v de 1,4 kPa, 8,5 kPa, 16 kPa, 30 kPa, 58 kPa, 114 kPa, 227 kPa, 452 kPa e 1016 kPa (carga). Na descarga intermédia, os valores seguiram a sequência de 227 kPa, 58 kPa, 16 e kPa. A recarga foi realizada com σ'_v sequenciais de 58 kPa, 227 kPa e 1016 kPa, seguida por nova carga com 2143 kPa e 4398 kPa. Finalmente, na descarga final, aplicaram-se σ'_v de 1016 kPa, 227 kPa, 58 kPa, 8,5 kPa, e 1,4 kPa. As cargas foram alteradas quando verificada a estabilização dos assentamentos. As amostras foram submersas sem alteração de carga durante 24 h após aplicação de $\sigma'_v=58$ kPa e o ensaio prosseguiu com as amostras saturadas, de modo a avaliar o comportamento do material quando sujeito a um processo de saturação. O índice de vazios (e) foi determinado para cada σ'_v através das Equações 1 e 2:

$$e_0 = \frac{G \times \gamma_w \times (1 + w)}{\gamma} - 1 \quad (1)$$

$$e = e_0 + \frac{\Delta h \times (1 + e_0)}{h_0} \quad (2)$$

onde: e_0 – índice de vazios inicial; G – densidade das partículas sólidas; γ_w – peso volúmico da água (= 9,81 kN/m³); γ – peso volúmico (kN/m³); Δh – assentamento vertical da amostra (mm); h_0 – altura inicial da amostra no anel edométrico (mm).

A média de G para $\phi < 2$ mm foi considerada para E12 (e E12-RF dada a sua heterogeneidade, enquanto a média total de G foi considerada para E3 (e suas misturas com areia). Os índices de compressão (C_c) e recompressão (C_r) foram obtidos, respetivamente, a partir do declive das linhas virgem e de recompressão nos gráficos e - $\log \sigma'_v$. O coeficiente de consolidação (C_v) foi estimado pelo método de Taylor aplicado aos resultados obtidos para $\sigma'_v=452$ kPa (Equação 3), tendo sido o coeficiente de permeabilidade (k) calculado a partir deste (Equação 4):

$$C_v = \frac{0.848 \times d^2}{t_{90}} \quad (3)$$

$$k = C_v \times \gamma_w \times m_v \quad (4)$$

onde: d – percurso máximo de drenagem ($= \frac{h_0}{2}$); t_{90} – tempo para um grau de consolidação de 90%; m_v – coeficiente de compressibilidade volumétrica.

2.2.4 – Ensaio de corte direto

A norma ASTM D3080 foi seguida para avaliar a resistência ao corte das amostras pelo ensaio de corte direto, o qual é frequentemente utilizado na engenharia rodoviária e de aterros para uma avaliação rápida dado a sua eficácia e conveniência (Lin et al., 2012). As amostras foram

compactadas em 3 camadas diretamente na caixa de corte com o $W_{ótimo}$, aplicando uma energia específica igual à do ensaio de Proctor Modificado, embora fazendo o pilão cair sobre um cubo de ferro sobre as amostras, devido à geometria da caixa de corte. Coincidências entre os limites das camadas e o plano de corte imposto foram evitadas. Foram realizados três ensaios com cada material aplicando $\sigma'_v (= \sigma'_n)$ de 50, 100 e 200 kPa, com uma velocidade de corte de 0,6 mm/min, a qual foi considerada baixa o suficiente para garantir a drenagem completa da amostra durante o corte. Tal hipótese foi avaliada através de um ensaio com escórias conduzido com $\sigma'_v = 100$ kPa e uma velocidade de corte de 0,01 mm/min. A coesão (c') e o ângulo de resistência ao corte (φ') referentes à envolvente de rotura de Mohr-Coulomb foram determinados através da análise da regressão linear das tensões normais e de corte referentes à rotura (pico e residual) para os diferentes valores de σ'_v , conforme Equação 5:

$$\tau_f = c' + \sigma'_f \times \operatorname{tg} \varphi' \quad (5)$$

onde: τ_f – tensão de corte na rotura (“*failure*”); σ'_f – tensão normal efetiva na rotura; c' – coesão em termos de tensão efetiva; φ' – ângulo de resistência ao corte em termos de tensão efetiva.

A deformação vertical foi obtida através da variação da altura das amostras (Δh) normalizada pela altura inicial (h_0). No cálculo do índice de vazios, em a média de G para $\phi < 2$ mm foi considerada para E12 (e E12-RF), enquanto a média total de G foi considerada para E3 (e misturas com areia).

2.2.5 – Ensaio triaxial

A amostra E12 foi analisada com um ensaio triaxial realizado, após consolidação isotrópica, em condições de corte drenado (CID), com base na norma ASTM D7181–20, de modo a avaliar o comportamento tensão-deformação do material. A amostra foi compactada com o $W_{ótimo}$ e com energia específica semelhante ao ensaio de Proctor Modificado. As amostras foram testadas numa razão altura:diâmetro de 2:1, com uma altura de 20 cm e um diâmetro de 10 cm. No triaxial, as amostras foram previamente saturadas, verificando-se um coeficiente B de Skempton superior a 0,95 em qualquer caso. A consolidação isotrópica ocorreu sob uma tensão efetiva de confinamento de 125 kPa, com uma contrapressão de 400 kPa. Posteriormente, o corte ocorreu a uma taxa de deformação vertical de 0,035 mm/min. O círculo de Mohr no plano τ - σ'_n foi obtido a partir das tensões efetivas principais máxima e mínima (σ'_1 e σ'_3). O comportamento tensão-deformação (q - ϵ_a) foi avaliado a partir do módulo de Young (E), nomeadamente o E_0 , relativo a muito pequenas deformações, o E_{50} , correspondente a 50% da tensão deviatórica máxima, e o E_r , correspondente à tensão deviatórica máxima. A degradação da rigidez com a deformação axial foi ainda analisada no gráfico E - ϵ_a . Finalmente, o coeficiente de permeabilidade (k ; em m/s) foi calculado a partir da lei de Darcy considerando um fluxo vertical de água induzido por carga hidráulica constante na amostra, medindo o caudal percolado e a área transversal da amostra, considerando a sequência de Equações 6 a 10:

$$\Delta H = \frac{\Delta u}{\gamma_w} \quad (6)$$

$$i = \frac{\Delta H}{L} \quad (7)$$

$$Q = \frac{\Delta V}{\Delta t} \quad (8)$$

$$v = \frac{Q}{A} \quad (9)$$

$$k = \frac{v}{i} \quad (10)$$

onde: v – velocidade de percolação (m/s); i – gradiente hidráulico; Q – caudal percolado (m³/s); A – área da seção transversal (m²); ΔV – volume de água que atravessa a amostra (m³); Δt – variação de tempo; ΔH – carga hidráulica (m); L – distância de fluxo relativa a ΔH (altura da amostra; m); Δu – variação da pressão nos poros relativa a ΔH (kPa); γ_w – peso volúmico da água.

2.3 – Estudo de possíveis impactes ambientais

2.3.1 – Análise química

A humidade e os sólidos voláteis foram determinados com base no Método EPA 1684 (EPA, 2001), i.e., a humidade foi determinada a 105 °C durante 24 h (quociente entre a massa da água e a massa total da amostra antes da secagem) e os sólidos voláteis (SV) foram depois obtidos a 550°C durante 2 h (assumindo SV como estimativa da matéria orgânica, MO). O pH e a condutividade elétrica (CE) foram medidos nos eluatos com um analisador multiparamétrico Consort C1020. A concentração elementar das matrizes sólidas e dos seus eluatos foram determinadas por espectrometria de absorção atómica em chama (*flame spectrometry atomic absorption*, FAAS) e espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado (*inductively coupled plasma mass spectrometry*, ICP-MS). Relativamente às matrizes sólidas, realizou-se uma digestão ácida assistida por micro-ondas (amostras moídas: $\phi < 0,075$ mm) segundo o Método EPA 3051 A, usando um Sistema de Digestão por Micro-ondas TRANSFORM 680 (Aurora Instruments). As análises através da FAAS foram realizadas no equipamento Analytikjena ContraAA 300 e software Aspect CS 2.1.1.0 Tech, enquanto as análises através de ICP-MS foram no espectrómetro Thermo Elemental X-series. Os cloretos e os sulfatos nos eluatos de escórias foram analisados por cromatografia iónica com um equipamento Dionex ICS 5000+. As análises químicas foram realizadas em triplicado.

2.3.2 – Análise ecotoxicológica

A ecotoxicidade dos eluatos das amostras foi analisada através do teste de inibição da bioluminescência com *Aliivibrio fischeri*. Este teste mede e compara a emissão de luz das bactérias em contacto com as soluções de teste e em contacto com o controlo. O ensaio foi realizado conforme a norma ISO 11348-2/2007, em duplicado. Para tal, foi utilizado um controlo não tóxico (solução de NaCl a 2%) e foram testados eluatos em diferentes concentrações (%v/v) obtidas por diluição com água destilada. Os eluatos foram testados com pH natural. No ensaio utilizou-se o equipamento LUMISTox 300 e kits da Dr LANGE. O ajuste osmótico das soluções requerido pela norma foi obtido pela adição de NaCl sólido. As inibições de bioluminescência foram medidas após 15 e 30 min de exposição ao controlo e às soluções de teste. A concentração efetiva mediana (*median effective concentration*, EC₅₀) que causa 50% de inibição do parâmetro biológico analisado foi considerada como referência ecotoxicológica. O critério considerado para classificar os resíduos como ecotóxicos foi EC₅₀ ≤ 10% dado que tem sido frequentemente proposto para classificar a ecotoxicidade de resíduos (Hennebert, 2018). O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis H foi utilizado para analisar os efeitos estatisticamente significativos dos eluatos sobre os organismos de teste ($p < 0,05$), uma vez que o pressuposto de homocedasticidade da abordagem paramétrica (one-way ANOVA) não se verificou (teste de Levene; $p < 0,05$).

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 – Análise geotécnica

3.1.1 – Propriedades físicas e de identificação

As amostras de escórias (E3 e E12) apresentaram uma granulometria extensa (Figura 1), tal como esperado (Lynn et al., 2017). Contrariamente, os RF apresentaram uma granulometria mais uniforme, exibindo um $C_u=2.9$, que se encontra na gama encontrada para materiais semelhantes (Hu et al., 2017). Os RF são compostos, maioritariamente, por partículas finas, tal como esperado (Bastos et al., 2016). Todas as amostras exibiram um índice de plasticidade (IP) baixo (Quadro 1), o que está de acordo com outros estudos da literatura que indicam um comportamento de baixa plasticidade ou não plástico para escórias (Forteza et al., 2004; Spreadbury et al., 2021) e para rejeitados de minas de ferro (Hu et al., 2017). Consequentemente, a mistura E12-RF apresentará também baixa plasticidade, o que representa uma vantagem para a sua aplicação em construção rodoviária e ferroviária, dado que existirá menor potencial para expansão (Sridharan e Gurtug, 2004), sendo favorável em termos de compressibilidade e resistência. De facto, Monteiro et al. (2024) reportaram um IP = 4,4 % para E12-RF na mesma proporção que a amostra testada neste estudo. Com base na norma ASTM D 2487 utilizada na classificação dos materiais, a areia é mal graduada (SP), as E3 assemelham-se a areia mal graduada com silte (SP-SM), as E12 a areia bem graduada com silte (MW-SM) e os RF a areia siltosa a areia argilosa (CL-ML). A mistura de E3 com areia bem como de E12 com RF permite alargar a distribuição granulométrica dos materiais. As granulometrias das misturas podem ser encontradas em Bandarra et al. (2024), no caso da areia, e em Monteiro et al. (2024) no caso dos rejeitados.

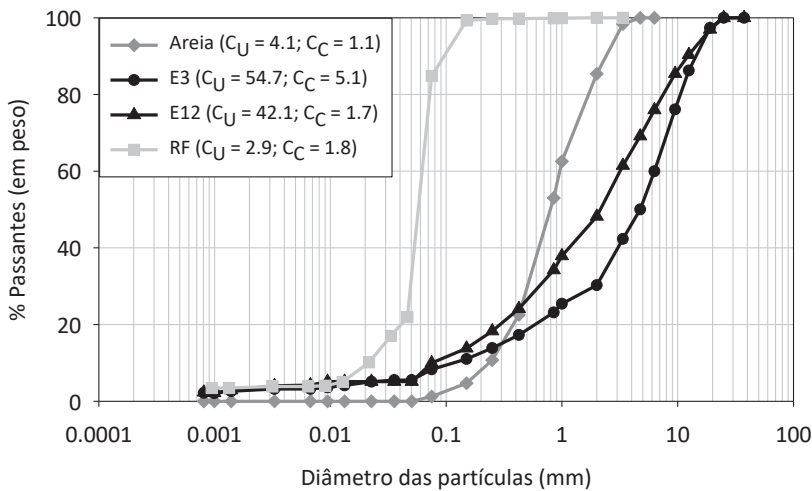


Fig. 1 – Distribuição granulométrica e coeficientes de uniformidade e curvatura da areia, E3, E12 (Bandarra et al., 2024) e RF.

O G obtido para as diferentes frações de E3 foi semelhante entre si e ao da gama típica para areias (2,65–2,67) (Oyediran e Enya, 2021), enquanto o das E12 diferiu, traduzindo a origem e heterogeneidade das partículas (Quadro 2). Contudo, os valores do G médio para E3 (2,62) e E12 (2,80) foram consistentes com os valores da literatura para escórias no geral (1,2–2,8)

(Lynn et al., 2017). Os RF apresentaram um G superior (Quadro 2), como seria expectável, dada a sua elevada composição em Fe, cuja densidade na forma metálica é aproximadamente 8. Na literatura, podem encontrar-se valores de G menores para materiais semelhantes a RF dada a maior eficiência dos métodos para separação do minério de ferro nessas minas (Hu et al., 2017). O material analisado no presente estudo foi produzido há cerca de 50 anos, utilizando processos industriais menos eficazes que os métodos mais recentes. Os valores de G estimados para as misturas de E3 com areia, nomeadamente E3-A10 (G=2,62) e E3-A40 (G=2,61), foram semelhantes aos da areia, enquanto foi estimado um G superior para a mistura E12-RF (= 2,98). Todos os valores estiveram de acordo com a gama esperada para a maioria dos solos (2,60–2,80) (Ameratunga et al., 2016), exceto o obtido para E12-RF que foi um pouco superior.

Quadro 1 – Características de plasticidade determinadas para E3 (Bandarra et al., 2024), E12 (Bandarra et al., 2024) e RF (Coelho e Camacho, 2024).

Parâmetro	E3	E12	RF
LL (%)	46,2	40,2	19,4
PL (%)	42,5	35,9	14,7
IP (%)	3,7	4,3	4,7

Quadro 2 – Densidade das partículas sólidas de diferentes frações granulométricas das amostras de escórias (Bandarra et al., 2024) e das amostras totais de areia (Bandarra et al., 2024) e rejeitados (obtidas neste estudo).

ϕ (mm)	E3	E12	Areia	RF
< 0,425	2,63 ± 0,02	2,57 ± 0,07	-	-
0,425 – 2	2,66 ± 0,01	2,64 ± 0,11	-	-
2 – 9.5	2,56 ± 0,0004	3,19 ± 0,51	-	-
Amostra total	-	-	2,60 ± 0,12	4,61 ± 0,07

3.1.2 – Compactação: Proctor modificado

As curvas de compactação obtidas neste ensaio apresentam um comportamento qualitativamente semelhantes ao de geomateriais convencionais, nomeadamente os geralmente utilizados em aterros, com um ponto ótimo de compactação bem definido (Figura 2). Os resultados são apresentados sem qualquer tentativa de definir uma única curva que represente os pontos obtidos experimentalmente, de modo a destacar a forma da curva de compactação obtida para estes materiais não convencionais. No caso da mistura E3-A40, a adição de areia relativamente uniforme às escórias parece influenciado ligeiramente a forma da curva de compactação (Figura 2a), dado que as areias uniformes apresentam curvas de compactação sem um pico bem definido. Ainda assim, nesta mistura foi obtido um menor teor de água ótimo e um maior peso volúmico seco neste caso (Quadro 3), indicando uma melhor compactação. Este comportamento está provavelmente relacionado com a redução relativa da fração fina e mais plástica (Yusoff et al., 2017), bem como com a ampliação da distribuição granulométrica. Da mesma forma, a amostra E12 apresentou melhor compactação em comparação com E3 (Quadro 3). Os resultados obtidos são consistentes com a literatura. No caso das escórias, são reportados $w_{ótimo}$ na gama de 9,6-20% e $\gamma_{dmáx}$ de 11,8-18 kN/m³ (Chandler et al., 1997; Lynn et al., 2017). Entre todos os materiais analisados, os RF foram os que apresentaram um menor $w_{ótimo}$ e um maior $\gamma_{dmáx}$ (Quadro 3). O valor elevado de $\gamma_{dmáx}$, nesse

caso, resulta da presença de ferro, o qual causa um aumento significativo de G (Quadro 2) e uma alteração pouco comum da curva de saturação (Figura 2b). A redução do teor de água ótimo deve antes resultar da própria composição das partículas do RF. Wagner et al. (2023) realizaram o ensaio de Proctor modificado com rejeitados de minas de ferro do Brasil, obtendo $w_{\text{ótimo}}=10\%$ e $\gamma_{\text{dmáx}}=20,2 \text{ kN/m}^3$. Bastos et al. (2016) reportaram valores próximos aos aqui encontrados, nomeadamente um $w_{\text{ótimo}}=10\%$ e $\gamma_{\text{dmáx}}=25 \text{ kN/m}^3$ para rejeitados de ferro testados com o ensaio de Proctor modificado.

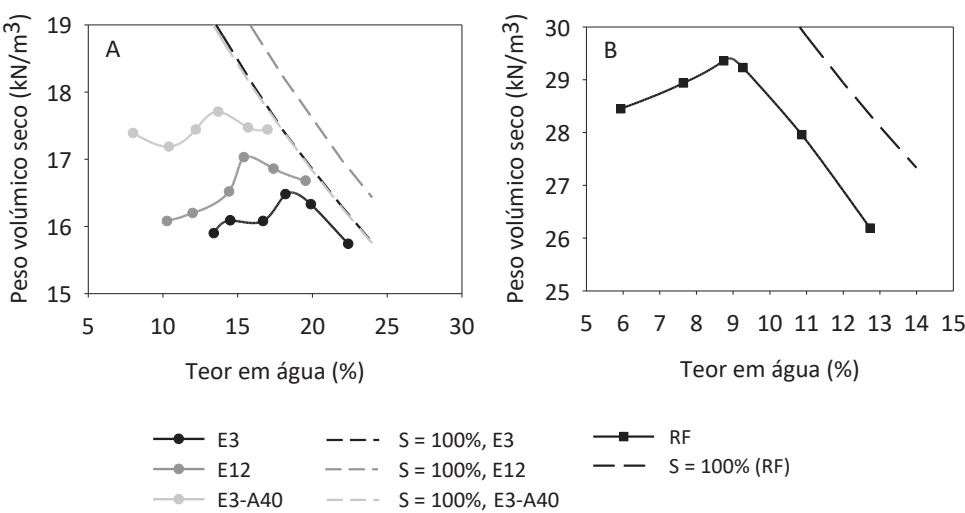


Fig. 2 – Curvas de compactação obtidas através do ensaio de Proctor modificado. A) E3, E12 e E3-A40 (Bandarra et al., 2024); B) RF (Coelho e Camacho, 2024). S – Grau de saturação.

Quadro 3 – Teor de água ótimo e peso volúmico seco máximo na compactação dos materiais em estudo.

Condições de compactação ótima	E3	E3-A40	E12	RF
$w_{\text{ótimo}}$ (%)	18,2	13,7	15,4	9,0
$\gamma_{\text{dmáx}}$ (kN/m^3)	16,5	17,7	17,0	29,3

3.1.3 – Compressibilidade unidimensional: Ensaio edométrico

As curvas de compressibilidade unidimensional representadas na Figura 3 sugerem não parece ter existido esmagamento significativo das partículas das diferentes amostras, uma vez que as curvas $e-\log \sigma'_v$ não exibem variações abruptas (Zamani e Badv, 2019). Após submersão em água, as amostras não expandiram, enquanto um colapso muito ligeiro foi detetado em todas as amostras, o qual não deve ter implicações negativas no campo. E12 apresentou um e_0 superior ao de E3, possivelmente relacionado com as dificuldades de preparação destas amostras complexas ou com a heterogeneidade das amostras de escórias. Relativamente aos valores de C_c , calculados para as tensões mais elevadas utilizadas nos ensaios (Quadro 4), foram obtidos valores semelhantes para E12, E3 e E3-A10,

provavelmente devido à pequena proporção de areia na mistura, embora a mistura tenha apresentado um valor ligeiramente inferior. Por outro lado, um valor algo menor foi encontrado para E3-A40, indicando a menor compressibilidade desta amostra, porventura devido à maior proporção de areia. O valor de C_c de E12-RF foi inferior ao de E12, indicando que a adição dos rejeitados reduziu a compressibilidade das escórias. O valor de C_c de E12-RF foi, na verdade, próximo ao de E3-A40, ainda que algo inferior. Assim, E12-RF foi a amostra menos compressível entre todas as testadas. A relação C_r/C_c de todas as amostras esteve dentro da gama típica para solos (1/10–1/5) (Ameratunga et al., 2016), encontrando-se valores entre 1/6 e 1/8. Mesri e Vardhanabhuti (2009) reportaram C_c numa gama entre 0,002 e 0,02 para areia de quartzo testada com $\sigma'_v=0,001\text{--}5$ MPa. O valor de C_c , quando obtido por esses autores para uma tensão máxima próxima da do presente trabalho, é ligeiramente superior aos valores encontrados para as amostras deste estudo. Gupta et al. (2021), por seu lado, estimaram $C_c = 0,04\text{--}0,07$ para escórias indianas. Os valores inferiores encontrados para esse estudo poderão estar relacionados com a σ'_v máxima aplicada de 0,8 MPa, a qual é inferior às deste estudo. De facto, considerando σ'_v mais próximas a essa (0,5–1 MPa) para o cálculo de C_c , um valor de 0,075 seria obtido para E12e de 0,121 para E3, indicando compressibilidades ligeiramente superiores ao do estudo referido. Li e Coop (2019) estimaram $C_c=0,189\text{--}0,380$ para rejeitados de ferro da China com σ'_v máximas entre 7,1 e 19,8 MPa, apresentando uma compressibilidade superior à encontrada neste estudo para a mistura E12-RF. É de notar, ainda, que a geoquímica do local pode contribuir para variações na compressibilidade.

Observou-se uma consolidação relativamente rápida após a aplicação de cada carga para todas as amostras, como se esperaria face às suas características de baixa plasticidade. De facto, o coeficiente de permeabilidade das escórias e suas misturas com areia e rejeitados variou entre $4,18 \times 10^{-7}$ e $8,41 \times 10^{-6}$ m/s, valores que superam muito os exibidos por argilas usualmente testadas no ensaio edométrico. Dada a relativamente elevada permeabilidade da areia, C_v e k aumentaram com o aumento da sua proporção nas misturas com escórias E3 (Quadro 4). E12 apresentaram uma permeabilidade superior à de E3, o que poderá ser justificado pela relação encontrada por Raju et al. (1995) que se traduz no aumento de k com a diminuição do limite de liquidez. Além disso, E12 apresentou maior permeabilidade comparativamente a E12-RF, o que deverá dever-se à granulometria mais fina dos rejeitados. Sormunen e Rantsi (2015) estimaram $k=10^{-5}\text{--}10^{-7}$ m/s para escórias da Finlândia, consistente com os valores aqui reportados. Igualmente, um estudo com rejeitados de minas de ferro (Hu et al., 2017) também encontrou k na gama $10^{-7}\text{--}10^{-6}$ m/s. Globalmente, a permeabilidade de todas as amostras foi semelhante à típica de areia fina/siltos soltos, da ordem de 10^{-7} a 10^{-5} m/s) (Das, 2019), representando permeabilidades razoáveis para aplicação.

Apesar do esforço na reconstituição das amostras, o γ_d das amostras compactadas variou entre amostras e comparativamente aos valores do ensaio de Proctor (Quadro 5). Diferentes fatores podem ter contribuído para estes resultados, incluindo a heterogeneidade das amostras (particularmente com escórias), os diferentes tamanhos de partículas testados nos dois ensaios, e diferenças entre os processos de compactação. Os resultados traduzem alguma dificuldade em preparar as amostras em condições ótimas, tendo-se optado, contudo por manter um critério objetivo de, em cada caso, utilizar a energia de compactação correspondente à utilizada no ensaio de Proctor Modificado. Contudo, é de destacar que foram deste modo produzidas amostras com um comportamento menos rígido nos ensaios edométricos, pelo que os resultados obtidos podem ser vistos como conservadores. É de referir que os valores obtidos na compactação de E3 e E3-A10 foram próximos, assim como os de E12 e E12-RF, indicando que a adição às escórias de areia e rejeitados, respetivamente, não teve um efeito significativo na sua compactação.

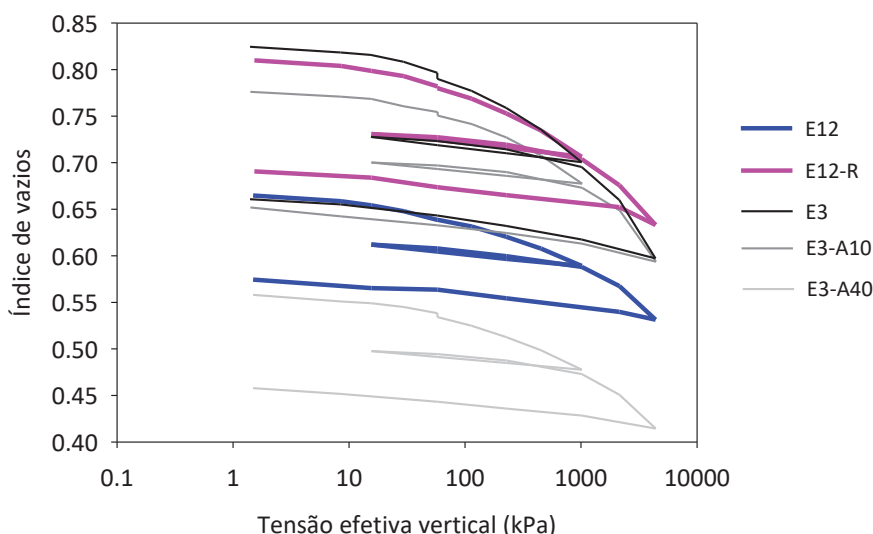


Fig. 3 – Índice de vazios em função da tensão vertical efetiva obtido para as diferentes amostras no ensaio edométrico.

Quadro 4 – Resultados obtidos no ensaio edométrico com os materiais em estudo.

Parâmetros	E3	E3-A10	E3-A40	E12	E12-RF
C_c	0,178	0,174	0,141	0,173	0,137
C_r	0,022	0,025	0,024	0,022	0,024
C_v (m ² /dia)	114	115	236	1419	136
k (m/s)	$4,18 \times 10^{-7}$	$6,58 \times 10^{-7}$	$1,34 \times 10^{-6}$	$8,41 \times 10^{-6}$	$6,98 \times 10^{-7}$

Quadro 5 – w e γ_d determinados para a compactação das amostras preparadas para o ensaio edométrico.

Parâmetro	E3	E3-A10	E3-A40	E12	E12-RF
w (%)	19,6	19,7	16,0	17,6	18,0
γ_d (kN/m ³)	13,3	14,2	14,3	15,3	15,2

3.1.4 – Resistência ao corte

3.1.4.1 – Ensaio de corte direto

As curvas tensão-deformação observadas nos vários ensaios são típicas de materiais compactados e são semelhantes à curva da Figura 4 ($v = 0.6$ mm/min). Os resultados do teste adicional realizado a uma velocidade de corte muito inferior para avaliar a existência de drenagem completa no caso das escórias mostraram uma resposta muito semelhante ao realizado a velocidade superior. Assim, confirma-se que não devem ter existido efeitos de geração de excesso de pressão

nos poros nos ensaios realizados (Figura 4) e, logo, a drenagem total foi verificada durante a fase de corte, tal como antecipado.

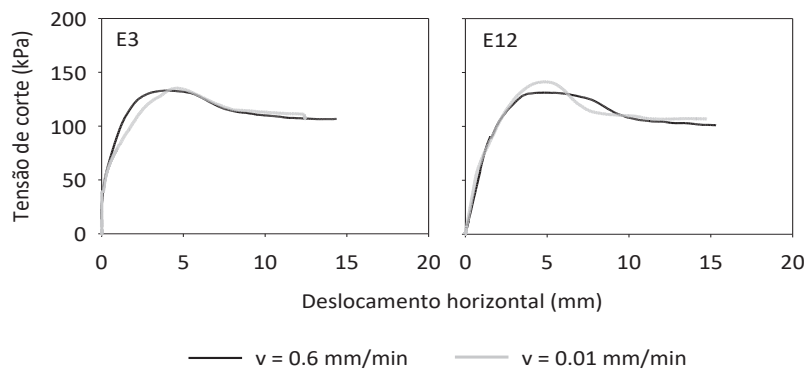


Fig. 4 – Efeito da velocidade no comportamento tensão-deformação para $\sigma'_v = 100$ kPa em E3 e E12 (Bandarra et al., 2024).

Os valores de γ_d após compactação das amostras na caixa de corte (Quadro 6) diferiram dos valores obtidos no ensaio de Proctor, sendo mesmo inferiores aos determinados no ensaio edométrico. A adaptação do método de compactação à geometria do equipamento deverá ter contribuído para as diferenças encontradas, incluindo alguma dissipação de energia de compactação por ter sido aplicada carga sobre um cubo de ferro. As amostras analisadas neste ensaio são, também, menos densas do que as do ensaio de Proctor e, logo, os resultados devem ser também conservadores.

Quadro 6 – w e γ_d determinados para a compactação das amostras preparadas para o ensaio de corte direto.

Parâmetro	E3	E3-A10	E3-A40	E12	E12-RF
w (%)	$19,4 \pm 0,01$	$17,9 \pm 0,01$	$13,6 \pm 0,005$	$15,8 \pm 0,002$	$15,9 \pm 0,004$
γ_d (kN/m ³)	$12,5 \pm 0,7$	$12,9 \pm 0,1$	$14,0 \pm 0,3$	$12,9 \pm 0,0$	$14,0 \pm 0,1$

A representação, no plano de Mohr, das tensões de corte relativas às condições de pico (τ_{pico}) e residuais ($\tau_{residual}$) em função de σ'_n (Figura 5) permitiram estimar os parâmetros da resistência ao corte (Quadro 7) através de regressões lineares para cada amostra. O aumento da proporção de areia nas misturas reduziu ligeiramente a coesão de E3 em condições de pico, possivelmente influenciada pelo menor impacto das partículas alongadas das escórias que poderão intersear o plano de corte imposto. Por outro lado, o ângulo de resistência ao corte de pico não foi influenciado significativamente pela adição de areia. A amostra E12, por sua vez, exibiu a menor coesão e o maior ângulo de atrito. A adição de rejeitados às escórias na mistura E12-RF aumentou consideravelmente os valores de c'_{pico} e de $c'_{residual}$, possivelmente devido à angularidade das partículas, enquanto o ϕ' obtido foi ligeiramente inferior na mistura. Apesar de se esperar coesão nula para materiais granulares não cimentados, os resultados sugerem a existência de alguma coesão nos materiais ensaiados. Ainda que tal possa resultar em parte da existência de partículas alongadas, sobretudo nas escórias, tais valores devem resultar sobretudo do facto de a envolvente de rotura de Mohr-Coulomb ser não linear para tensões mais baixas, nomeadamente para materiais granulares densos. Neste caso, tal coesão não terá um real significado físico. Por outro lado, nem sempre é

fácil atingir o estado residual no ensaio de corte direto, o que pode também ter, de certa forma, influenciado os resultados obtidos nesta condição.

Os resultados obtidos para todas as amostras são consistentes com os obtidos por Gupta et al. (2021), que reportaram ϕ'_{pico} e ϕ'_{residual} nas gamas de $43,3^{\circ}$ – $49,7^{\circ}$ e $36,5^{\circ}$ – $40,3^{\circ}$, respetivamente. Estes valores foram obtidos por ensaios com σ'_n igual a 100, 200 e 400 kPa (semelhantes à deste estudo) para escórias em condições secas. Muhunthan et al. (2004), por sua vez, obtiveram $c'_{\text{pico}}=7,7$ kPa, inferior às aqui determinadas, e $\phi'_{\text{pico}}=50,7^{\circ}$, ligeiramente superior aos resultados deste estudo, aplicando σ'_n de 5,5, 11 e 16,2 kPa em escórias compactadas com o teor ótimo em água (ensaio de Proctor modificado). Os resultados desses autores provavelmente refletiram o facto de terem sido obtidos na parte não linear da envolvente de rotura para tensões muito reduzidas. Por outro lado, Jiang et al. (2019) ensaiaram rejeitados de ferro, aplicando σ'_n de 100, 200, 300, 400 kPa, e estimaram $c'=12,3$ kPa e $\phi'=31,7^{\circ}$. Este valor de ϕ' é inferior ao que é geralmente obtido para escórias. Os resultados obtidos para a mistura E12-RF são consistentes com esses dados. Ainda assim, as escórias encontram-se presentes em maior proporção na mistura e parecem ter uma maior influência no comportamento das misturas. De modo geral, os valores de ϕ' estimados para as amostras deste estudo encontraram-se na gama dos valores de pico e superiores aos valores em condições residuais para solos granulares densos de 30° – 48° e 26° – 36° , respetivamente (Sivakugan, 2011). Este resultado esteve provavelmente associado à rugosidade e irregularidade das partículas. Portanto, todas as amostras exibiram boa resistência ao corte em condições de pico e residuais, semelhante ao de materiais tipicamente usados em obras geotécnicas, por exemplo, em obras rodoviárias. Assim, no que toca à resistência ao corte, os resultados mostraram potencial para as escórias serem não só utilizadas em misturas com areias, mas também individualmente e em mistura com rejeitados, maximizando a valorização de resíduos em aplicações com compactação pesada.

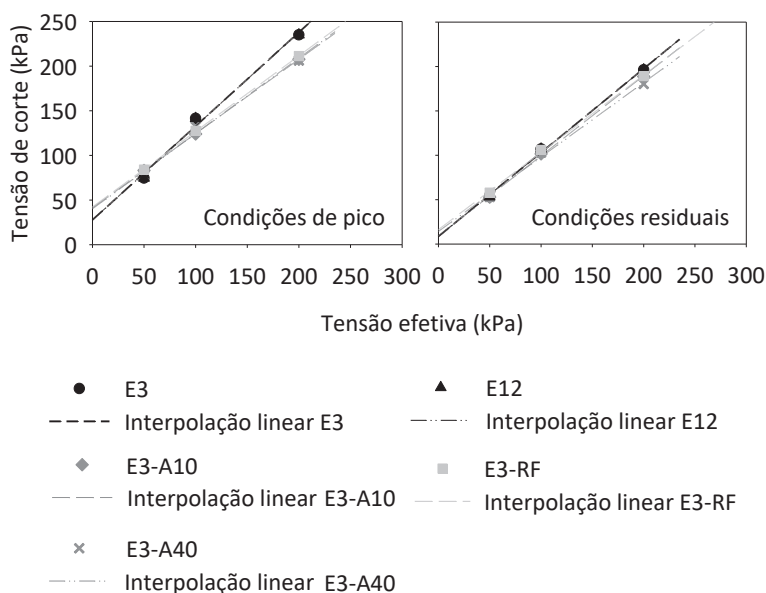


Fig. 5 – Envolventes de rotura de Mohr-Coulomb para as amostras E3, E3-A10, E3-A40, E12 (Bandarra et al., 2024) e E12-RF nas condições de pico e condições residuais.

Quadro 7 – Parâmetros de resistência ao corte obtidos no ensaio de corte direto realizado com as E3, E3-A10, E3-A40, E12 (Bandarra et al., 2024) e E12-RF.

Amostra	c'_{pico} (kPa)	Φ'_{pico} (°)	c'_{residual} (kPa)	Φ'_{residual} (°)
E3	46	40	19	42
E3-A10	41	40	9	42
E3-A40	40	40	14	40
E12	28	46	9	43
E12-RF	42	40	16	41

3.1.4.2 – Ensaio triaxial

A amostra E12 foi também testada no ensaio triaxial, exibindo uma resistência ao corte ligeiramente acima da obtida no ensaio de corte direto para a mesma amostra e nível de tensões efetivas utilizado no triaxial e, logo, para E12-RF em condições de pico (Figura 6a). Contudo, as diferenças encontradas não são significativas. Seria expectável que os resultados do ensaio de corte direto indicassem uma maior resistência ao corte, uma vez que o plano de corte é imposto (e no triaxial é o mais fraco), mas foi obtido um melhor comportamento de compactação na preparação da amostra para o ensaio triaxial ($w_{\text{ótimo}} = 15,4\%$ e $\gamma_{\text{dmáx}} = 16,28 \text{ kN/m}^3$), o que explica o ligeiro aumento da resistência encontrada. Adicionalmente, foram utilizadas partículas com $\phi < 9,5 \text{ mm}$ no ensaio triaxial, enquanto no ensaio de corte direto testaram-se partículas com $\phi < 2 \text{ mm}$, devido às dimensões das amostras permitidas pelos equipamentos, contribuindo porventura para uma maior resistência ao corte no primeiro caso, pelo que estas comparações devem ser realizadas com as devidas ressalvas. No entanto, é de notar que é expectável que a resistência medida no ensaio triaxial seja mais próxima da real, porque a amostra é mais representativa, e que a resistência medida na caixa de corte forneça valores do lado da segurança. Nas condições residuais, a resistência ao corte foi semelhante em ambos os ensaios quando comparando tanto a envolvente de rotura de E12 e de E12-RF com o círculo de Mohr de E12 (Figura 6b). No caso de E12, a envolvente de rotura ficou ligeiramente acima do círculo de Mohr, tal como seria de esperar pelo motivo apresentado acima. Em condições residuais não é esperado que exista efeito da compactação na resistência ao corte. Nas condições de pico, porém, é de esperar que, no campo, a resistência dos materiais estudados possa ser ainda superior, uma vez que a compactação pode ser mais eficaz em condições reais do que aquilo que foi possível atingir no ensaio de corte direto, pelas limitações antes descritas. Ainda assim, os resultados obtidos enquadram-se num cenário seguro. Becquart et al. (2009) reportaram ângulos de resistência ao corte mais elevados do que os aqui encontrados, nomeadamente, $\phi'_{\text{pico}} = 58,9^\circ$ e $\phi'_{\text{residual}} = 55,4^\circ$ em ensaios triaxiais CID. Da mesma forma, Le et al. (2018) obtiveram $\phi'_{\text{pico}} = 54,51^\circ$ no mesmo tipo de ensaios. Contudo, ambos os estudos decorreram com amostras preparadas numa razão altura/diâmetro a 1,2, enquanto o valor recomendado para esta razão é 2 (Sivakugan, 2011), o que conduz a uma resistência maior das amostras.

Na curva tensão-deformação (q - ϵ_a) (Figura 7a) de E12 observou-se uma inversão incomum da variação da inclinação com a deformação para materiais granulares em corte monotónico drenado (Azeiteiro et al., 2017), possivelmente devido a um ligeiro esmagamento de partículas menos resistentes para baixas deformações. Por este motivo, também se encontrou uma forma incomum no gráfico rigidez-deformação, E - ϵ_a (Figuras 7b1 e 7b2), de E12, para o qual se obteve um pico atípico (Godlewski, 2018). O módulo de Young E_{50} estimado para E12 (Quadro 8) encontra-se entre os valores reportados por Le et al. (2018) obtidos com $\sigma'_3 = 100 \text{ kPa}$: $E_{50} = 43 \text{ MPa}$ ($\sigma_3 = 300 \text{ kPa}$; $u = 100 \text{ kPa}$) e $E_{50} = 49 \text{ MPa}$ ($\sigma_3 = 500 \text{ kPa}$; $u = 400 \text{ kPa}$). Além disso, o valor aqui obtido para uma baixa tensão de confinamento, σ'_3 , foi semelhante aos valores para areias densas (50–80 MPa) (Becquart et al., 2009). Assim, as escórias apresentaram, genericamente, uma boa rigidez. O

$E_{\text{descarga/recarga}}$ poderá ser uma melhor medida de E para deformações muito pequenas (E_0), cuja medição é desafiante num ensaio triaxial. O valor de $E_{\text{descarga/recarga}}$ aqui estimado foi superior aos valores do gráfico E - ϵ_a , o que poderia resultar numa curva mais próxima das tipicamente obtidas.

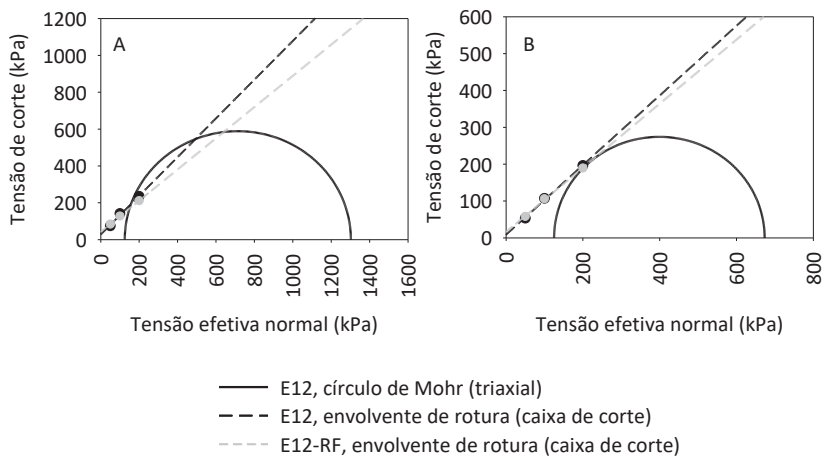


Fig. 6 – Envoltente de rotura Mohr-Coulomb obtidas para E12 e E12-RF através do ensaio de corte direto e o círculo de Mohr obtido para E12 através do ensaio triaxial em condições (A) de pico e (B) residuais (Bandarra et al., 2024).

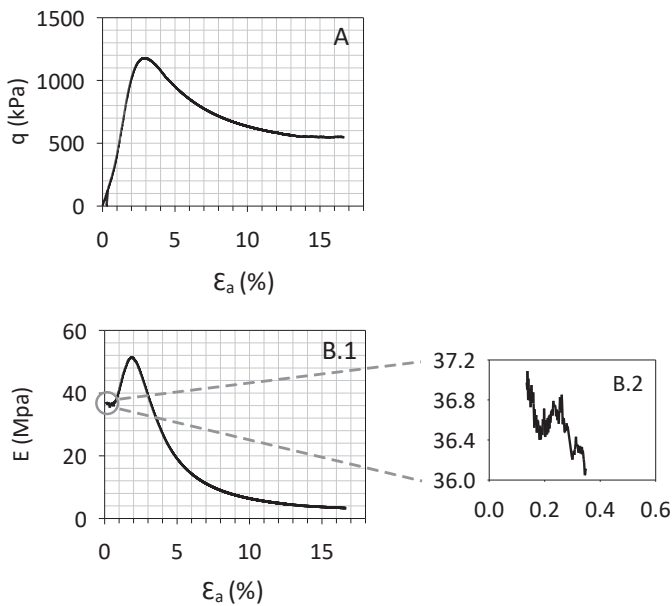


Fig. 7 – Resultados do ensaio triaxial sobre amostra E12: A) Curva tensão-deformação (q - ϵ_a); B.1) Módulo de Young (E) em função da extensão axial (ϵ_a); B.2) amplificação da área do gráfico assinalada pelo círculo azul que representa o comportamento elástico inicial (Bandarra et al., 2024).

Quadro 8 – Diferentes módulos de Young calculados para a amostra E12.

Módulo de Young	Valor experimental (MPa)
E_0	36
E_{50}	46
E_f	41
$E_{descarga/recarga}$	163

Além disso, neste ensaio obteve-se uma permeabilidade de $k = 0,8 \times 10^{-6}$ m/s para E12, na mesma ordem de grandeza do valor obtido no ensaio edométrico. A reduzida variação encontrada pode estar relacionada com os diferentes métodos de compactação da amostra, tendo sido a preparação no ensaio triaxial mais parecida à do ensaio de Proctor, e também com os desafios na determinação de C_v que é utilizado para estimar k indiretamente no ensaio edométrico, o qual é bastante superior aos materiais plásticos usualmente testados no edométrico.

3.2 – Avaliação dos potenciais impactes ambientais

3.2.1 – Análises químicas

De modo geral, as propriedades químicas das escórias (Quadro 9) e dos eluatos obtidos a partir destas (Quadro 10) estiveram de acordo com a literatura. Relativamente aos RF, as diferenças observadas relativamente a outros rejeitados de minas de ferro da literatura foram sobretudo ao nível dos elementos químicos maioritários, provavelmente refletindo a forte relação entre a composição química dos rejeitos e a geoquímica do depósito de mineração (Jamieson, 2011; Xu et al., 2019). A concentração elevada de Fe nos rejeitados contribui para explicar a sua elevada densidade (apresentada anteriormente). O teor de matéria orgânica (MO) foi reduzido em todos os materiais, particularmente nos RF (Quadro 9), o que é favorável para aplicação em obras geotécnicas em termos de resistência e compressibilidade. Da mesma forma, as misturas dos dois tipos de resíduos ou de escórias com areias apresentarão também potencial deste ponto de vista dado que o teor de MO será, consequentemente, reduzido.

O pH natural das escórias foi alcalino, enquanto o pH dos RF foi ácido, tal como esperado (Quadro 10). Os valores de pH medidos para as amostras de escórias encontraram-se no limite da gama de tolerância admitida para organismos aquáticos (6,5–9) (El-Deeb Ghazy et al., 2011). Por outro lado, o valor obtido para RF esteve fora desta gama. O pH pode por si só causar efeitos nocivos nos organismos (Bandarra et al., 2023a). Contudo, é de notar, que o pH da mistura E12-RF foi de 9 ± 1 , não alterando significativamente o pH das escórias. A condutividade elétrica (CE) de todos os materiais foi baixa, como esperado, dado que as escórias foram envelhecidas e os rejeitados não foram produzidos recentemente. Em termos quantitativos, $E3 > E12 > RF$, diferindo numa ordem de magnitude. A menor CE indica um menor teor de sólidos dissolvidos totais, indicando um menor potencial de lixiviação de sais que deverá estar relacionado com o maior tempo de envelhecimento, no caso das escórias, e de produção, no caso dos rejeitados.

Ao nível da composição dos eluatos, o Cu foi o elemento que apresentou maior concentração no caso das escórias, particularmente para as E3. Contudo, todos os elementos e iões medidos em ambos os eluatos apresentaram concentrações baixas, cumprindo com os limites para aceitação em aterros de resíduos não perigosos da UE (Decisão do Conselho 2003/33/EC). Note-se que a maioria dos valores cumpriu, também, com os limites da UE para aterros de resíduos inertes (Decisão do Conselho 2003/33/EC). A recuperação de metais não ferrosos das escórias poderia contribuir para reduzir a sua concentração nas escórias e, consequentemente, nos seus eluatos. Importa também referir que nos países europeus onde se realiza valorização de escórias, os limites para a composição dos lixiviados considerados especificamente nesse contexto são, frequentemente, superiores aos considerados pela UE para aterros de resíduos inertes (Blasenbauer et al., 2020). Além disso, as

condições de aplicação permitidas para as escórias é muitas vezes tida em consideração para o estabelecimento desses limites (Blasenbauer et al., 2020).

Quadro 9 – Propriedades químicas de E3, E12 (Bandarra et al., 2024) e RF.

Parâmetro	E3	E12	Literatura escórias	RF	Literatura rejeitados de minas de ferro
Humidade (%)	21 ± 2	17 ± 1	15-30 ^c	0,3 ± 0,001	1,55-2,31 ^f
MO (%)	3,6 ± 0,5	3,4 ± 0,9	0,2-5 ^d	0,6 ± 0,001	1,04-1,26 ^f
(g/kg)					
Ca	55 ± 6 ^a	69 ± 7 ^a	56,3-306 ^e	0,027 ± 0,002 ^a	0,4-268 ^g
Na	21 ± 1 ^a	17,7 ± 0,8 ^a	11,4-57,7 ^e	0,075 ± 0,006 ^a	0,9-8,8 ^g
K	7 ± 1 ^a	5,0 ± 0,6 ^a	6,9-17,6 ^e	0,05 ± 0,03 ^a	0,08-44,6 ^g
Mg	11,6 ± 0,2 ^a	12,7 ± 0,2 ^a	7,1-30,7 ^e	0,005 ± 0,001 ^a	<0,6-97,6 ^g
Fe	35,0 ± 0,1 ^a	47,0 ± 0,2 ^a	14,2-159 ^e	121 ± 11 ^a	2,1-513 ^g
P	12 ± 2 ^b	12,0 ± 1 ^b	2,4-24,0 ^e	n.d.	-
(mg/kg)					
Mn	750 ± 28 ^b	1300 ± 54 ^b	83-3408 ^e	394 ± 108 ^a	0,2-6900 ^g
As	14 ± 2 ^b	17 ± 3 ^b	0,12-189 ^e	n.d.	-
Cd	2,9 ± 0,5 ^b	7,7 ± 0,5 ^b	0,3-146 ^e	<0,18 ^a	0,004-0,2 ^g
Co	107 ± 13 ^b	66 ± 11 ^b	6-350 ^e	n.d.	-
Cr	25 ± 13 ^a	40 ± 2 ^a	21-3170 ^e	<0,56 ^a	7,2-79 ^g
Cu	1245 ± 14 ^a	1308 ± 47 ^a	190-12.000 ^e	<0,34 ^a	4,8-6715 ^g
Hg	8 ± 1 ^b	9,0 ± 0,3 ^b	0,02-8 ^e	n.d.	-
Ni	35 ± 3 ^a	45,0 ± 0,1 ^a	7-4280 ^e	<0,85 ^a	9,3-73 ^g
Pb	2443 ± 96 ^a	1095 ± 32 ^a	98-13,700 ^e	<1,53 ^a	3,2-22,9 ^g
Sb	42 ± 9 ^b	61 ± 7 ^b	10-159 ^e	<2,1 ^a	-
V	40 ± 4 ^b	52 ± 3 ^b	20-122 ^e	n.d.	-
Zn	1625 ± 8 ^a	2843 ± 106 ^a	613-13600 ^e	41 ± 5 ^a	5,3-265 ^g

n.d. – não determinado; ^a FAAS; ^b ICP-MS; ^c Dou et al. (2017); ^d Astrup et al. (2016); ^e Ashraf et al. (2019), Bandarra et al. (2023), Chandler et al. (1997), Ginés et al. (2009), Huber et al. (2019), Klymko et al. (2017), Lindberg et al. (2015), Neuwahl et al. (2019), Römcke et al. (2009), Tang e Steenari (2016), Zhang et al. (2015); ^f Zhang et al. (2018); ^g Carmignano et al. (2021), Cele e Maboeta (2016), Chaturvedi et al. (2014), Silva et al. (2014), Davila et al. (2020), Han et al. (2023), Sarathchandra et al. (2022), Wang et al. (2023), Young et al. (2021), Zhang et al. (2018).

Nos eluatos dos RF, as concentrações dos metais potencialmente tóxicos (Quadro 10) estiveram abaixo dos limites de quantificação da FAAS, confirmando o baixo potencial de lixiviação. Estes resultados cumpriram, também, com os limites de lixiviação da UE para resíduos não perigosos. Deve notar-se que, os limites de quantificação do Zn e do Cu são menores que os limites de lixiviação para aterros de resíduos inertes. Além disso, de acordo com a CE, espera-se menor potencial de lixiviação dos RF em comparação com as escórias.

Quadro 10 – Propriedades químicas dos eluatos obtidos a partir das amostras em estudo.

Parâmetro	E3	E12	Literatura escórias	RF	E12- RF ^h	Limite aterro resíduos inertes ⁱ	Limite aterro resíduos não- perigosos ⁱ
pH ^a	9,0 ± 0,9	9,3 ± 0,7	8-10 ^e	4,9 ± 0,2	9,23 ± 0,66	-	-
EC ^a (mS/cm)	1,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	1,2-4 ^f	0,02 ± 0,72 ×10 ⁻³	0,4	-	-
(mg/kg)							
Ca	499 ± 52 ^b	211 ± 39 ^b	1500-7500 ^g	328 ± 177 ^b	0,6 ± 0,1	-	-
Na	1967 ± 63 ^b	748 ± 24 ^b	1000-2500 ^g	55 ± 30 ^b	937 ± 140	-	-
K	191,1 ± 0,2 ^b	81 ± 12 ^b	200-1000 ^g	39 ± 8 ^b	1348 ± 28	-	-
Mg	32,5 ± 0,1 ^b	0,72 ± 0,03 ^b	<5-1000 ^g	41 ± 3 ^b	0,7 ± 0,1	-	-
Fe	<0,8 ^b	<0,8 ^b	0,1-1 ^g	<0,8 ^b	1,4 ± 0,7	-	-
P	1,37 ± 0,02 ^c	2,04 ± 0,02 ^c	400-900 ^g	n.d.	n.d.	-	-
Mn	0,03 ± 9×10 ⁻⁶ ^c	0,019 ± 0,001 ^c	<0,6 ^g	8,1 ± 0,6 ^b	<0,23	-	-
As	0,036 ± 0,004 ^c	0,085 ± 0,004 ^c	0,01-0,05 ^g	n.d.	n.d.	0,5	2
Ba	0,130 ± 0,001 ^c	0,030 ± 0,002 ^c	0,05-1,04 ^g	n.d.	n.d.	20	100
Cd	0,0012 ± 0,0002 ^c	<0,001 ^c	<0,001-0,04 ^g	<0,18 ^b	<0,18	0,04	1
Cr	0,057 ± 0,001 ^c	0,067 ± 0,001 ^c	0,03-1,40 ^g	<0,56 ^b	<0,56	0,5	10
Cu	8,8 ± 0,2 ^c	0,93 ± 0,02 ^c	0,20-8,22 ^g	<0,34 ^b	1,5 ± 0,1	2	50
Hg	<0,001 ^c	0,0013 ± 0,0001 ^c	<0,001-0,05 ^g	n.d.	n.d.	0,01	0,2
Mo	0,200 ± 0,004 ^c	0,073 ± 0,002 ^c	0,085-1,26 ^g	n.d.	n.d.	0,5	10
Ni	0,110 ± 0,002 ^c	0,017 ± 0,001 ^c	<0,001-0,15 ^g	<0,85 ^b	<0,85	0,4	10
Pb	0,0100 ± 0,0002 ^c	0,036 ± 0,001 ^c	0,003-0,5 ^g	<1,53 ^b	<1,53	0,5	10
Sb	0,200 ± 0,002 ^c	0,180 ± 0,002 ^c	0,23-0,39 ^g	n.d.	n.d.	0,06	0,7
Se	<0,03 ^c	<0,03 ^c	<0,001-0,25 ^g	n.d.	n.d.	0,1	0,5
Zn	0,094 ± 0,002 ^c	0,150 ± 0,003 ^c	<0,001-1,7 ^g	0,3 ± 0,2	0,6 ± 0,2	4	50
(mg/kg)							
Cl ⁻	423 ± 6 ^d	50 ± 8 ^d	239-6700 ^d	n.d.	n.d.	800	15,000
SO ₄ ⁻²	281,2 ± 0,3 ^d	254 ± 10 ^d	175– 9980 ^d	n.d.	n.d.	1000	20,000

n.d. – não determinado; ^a L/S=10 L/kg; ^b FAAS; ^c ICP-MS; ^d Cromatografia iônica; ^e Bandarra et al. (2023), Chimenos et al. (2000), Maldonado-Alameda et al. (2020a); ^f Forteza et al. (2004), Maria et al. (2001); ^g Bandarra et al. (2021), Bandarra et al. (2023), Chandler et al. (1997), Chimenos et al. (2003), del Valle-zermeño et al. (2014), Di Gianfilippo et al. (2018), Forteza et al. (2004), Gao (2012), Ginés et al. (2009), LNEC (2015), Maldonado-Alameda et al. (2020a), Römcke et al. (2009), Sorlini et al. (2017); ^h Monteiro et al. (2024), através de FAAS; ⁱ Decisão do Concelho 2003/33/CE que estabelece os critérios e processos de admissão de resíduos em aterros.

O eluato da mistura E12-RF apresentou valores de pH e CE semelhantes aos do eluato de E12 (Quadro 10), apesar dos baixos valores registados para RF em ambos os parâmetros. Importa salientar, contudo, que os valores de CE se mantiveram reduzidos, o que indica um baixo potencial de lixiviação da mistura. As concentrações de metais potencialmente tóxicos no eluato de E12-RF permaneceram dentro dos limites estabelecidos para deposição em aterros de resíduos não perigosos na UE. As concentrações de Cu e Zn no eluato de E12-RF foram as apresentaram maiores diferenças em relação ao eluato das escórias, tendo ainda assim cumprindo os limites de lixiviação exigidos para a aceitação em aterro de resíduos inertes na EU.

Assim, deste ponto de vista, os materiais mostraram potencial para ser aplicados garantido a proteção ambiental.

3.2.2 – Ecotoxicidade

As inibições máximas da bioluminescência das bactérias em contacto com os eluatos dos materiais em estudo estiveram todas abaixo dos 50% após 15 e 30 min de exposição (Quadro 11). Deste modo, não foi possível estimar o EC_{50} em nenhum dos casos ($EC_{50} > 100\%$) e, logo, não foram observados efeitos ecotóxicos relevantes. Além disso, os resultados encontram-se dentro da variabilidade natural esperada para respostas biológicas e não foram encontrados efeitos estatisticamente significativos provocados por nenhum dos eluatos ($p > 0.05$) (Quadro 12). Assim, as propriedades químicas dos eluatos não parecem induzir impactes nocivos nas bactérias. Estes resultados são consistentes com a literatura. Num estudo anterior (Bandarra et al., 2023b) com escórias envelhecidas ($pH = 8,0 \pm 0,2$) foram, também, observadas inibições de bioluminescência $< 50\%$ (máxima inibição de 9,9% após 30 min teste). Ribé et al. (2014) obtiveram resultados semelhantes com escórias envelhecidas ($pH = 8,3$), encontrando uma inibição máxima de 10% após 30 min de exposição a eluatos com concentração máxima de 80%v/v. Noutro estudo (Römbke et al., 2009) foram testadas 8 amostras de escórias envelhecidas e foi encontrada uma inibição máxima da bioluminescência de *A. fischeri* de 34,6% para uma amostra não diluída ($pH = 10,7$). O trabalho de Fulladosa et al. (2005) apresentaram o EC_{20} (concentração estimada para provocar 20% de efeito) de diferentes metais potencialmente tóxicos para *A. fischeri*. Todos esses valores estiveram acima das concentrações medidas para os diferentes metais nos eluatos aqui em estudo, exceto $EC_{20} = 0,26 \pm 0,06$ mg Cu/L (inferior ao valor obtido para E12). Existe interação entre diferentes constituintes na matriz complexa das escórias, o qual contribui para frequentemente não existir uma relação entre a composição química e a ecotoxicidade (Bandarra et al., 2023a). Importa referir que a mistura de escórias com rejeitados analisada neste estudo não modificou a conclusão relativamente à ecotoxicidade dos materiais. É de notar, ainda, que a espécie testada apresenta elevada sensibilidade a diferentes poluentes (Abbas et al., 2018). Além disso, o teste encontra-se padronizado, sendo frequentemente proposto e utilizado na análise ecotoxicológica de resíduos (Bandarra et al., 2023a; BIO by Deloitte., 2015; Pandard e Römbke, 2013). Assim, os resultados deste estudo são relevantes e sugerem que os materiais analisados são não ecotóxicos. É importante referir, contudo, que testar espécies de diferentes níveis tróficos permite uma avaliação ecotoxicológica mais aprofundada. Em Bandarra et al. (2024), os eluatos de E3 e E12 foram analisados com outras espécies aquáticas (incluindo, microalgas, plantas e microcrustáceos), tendo sido encontradas inibições inferiores a 50% para todos os parâmetros biológicos avaliados também nesse caso. O mesmo ocorreu num estudo anterior com uma amostra diferente de escórias envelhecidas testada com as mesmas espécies (Bandarra et al., 2023b).

Quadro 11 – Inibições máximas da bioluminescência de *Aliivibrio fischeri* em contacto com os eluatos obtidos dos materiais em estudo e a respetiva concentração do eluato.

Tempo de exposição	E3		E12		E3-RF	
	Inibição máxima (%)	Concentração (% v/v)	Inibição máx. (%)	Conc. (% v/v)	Inibição máx. (%)	Conc. (% v/v)
15 min	19,8 ± 2.7	100	10,8 ± 2,0	6,25	27,4 ± 1,4	50
30 min	22,3 ± 2.2	100	13,5 ± 2,8	6,25	26,2 ± 0,7	50

Quadro 12 – Resultados da análise estatística (teste Kruskal-Wallis H) para o teste com a bactéria.

Amostra	15 min	30 min
E3	H ₅ = 9,572; p = 0,088	H ₅ = 9,263; p = 0,099
E12	H ₅ = 10,267; p = 0,068	H ₅ = 9,572; p = 0,088
E12-RF	H ₅ = 10,267; p = 0,068	H ₅ = 9,804; p = 0,081

4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo avaliaram-se escórias de incineração e de misturas com areia e rejeitados de minas de ferro relativamente ao seu potencial para aplicação em obras geotécnicas seguras do ponto de vista técnico e ambiental. Para tal, a caracterização experimental combinou ensaios geotécnicos com ensaios químicos e ecotoxicológicos para avaliar a segurança da aplicação destes materiais em diferentes vertentes.

As escórias e os rejeitados de minas de ferro apresentaram um baixo potencial de lixiviação para os metais e iões potencialmente tóxicos medidos, mantendo-se abaixo dos limites para aterros de resíduos não perigosos. Em consonância, os resultados do teste de bioluminescência da bactéria *Aliivibrio fischeri* sugerem que as amostras são não ecotóxicas.

A mistura de escórias com rejeitados de ferro ou areia permite alargar a distribuição granulométrica das escórias. A densidade média dos materiais é consistente com o intervalo típico para a maioria dos solos, apesar da mistura com rejeitados de ferro ser ligeiramente superior. As escórias apresentaram baixa plasticidade e baixo teor de matéria orgânica, o que é benéfico em obras geotécnicas.

Os resultados do ensaio de Proctor sugeriram que a adição de areia a escórias pode melhorar a compactabilidade do material. Adicionalmente, a compactação das escórias com maior período de envelhecimento foi mais eficaz que a da amostra de escórias mais recente. Nos ensaios mecânicos nem sempre se conseguiu obter as condições ótimas de compactação, conduzindo por isso a uma avaliação conservadora. Nesses ensaios, a compactação de escórias e da sua mistura com 10% de areia ou rejeitados foi semelhante, tal como previsto.

Os ensaios edométricos revelaram pequenos assentamentos para todas as amostras, indicando uma boa rigidez sob carregamento unidimensional, e colapsos/expansões insignificantes após imersão das amostras em água. Ainda assim, a mistura de escórias com areia ou rejeitados diminuiu ligeiramente a compressibilidade das escórias e a compressibilidade das escórias com maior período de envelhecimento (E12) foi menor que a da outra amostra de escórias. Além disso, foi encontrada permeabilidade típica de areia fina/silte solto para todos os materiais. Nos ensaios de corte direto verificou-se boa resistência ao corte para todas as amostras, semelhante a solos granulares densos (aplicados em obras geotécnicas). A resistência ao corte e o coeficiente de permeabilidade estimados para E12, no ensaio triaxial, foram semelhantes aos obtidos no ensaio de corte direto e no edométrico, respetivamente. As variações observadas são compatíveis com o método de preparação

das amostras e com os requisitos dos próprios ensaios (ex.: tamanho de partícula). Os valores estimados para o módulo de Young de E12 foram semelhantes aos de uma areia densa.

Globalmente, o envelhecimento das escórias parece ter um efeito benéfico nas suas propriedades. Ainda assim, ambas as amostras envelhecidas analisadas demonstraram potencial para aplicações geotécnicas adequadas à segurança ambiental.

Assim, os resultados experimentais obtidos indicaram potencial das escórias e das misturas ensaiadas para aplicação tecnicamente e ambientalmente segura em obras geotécnicas sustentáveis com compactação em campo como, por exemplo, construção rodoviária. A utilização de misturas de diferentes tipos de resíduos em aplicações geotécnicas que consomem grandes quantidades de recursos é muito promissora do ponto de vista da sustentabilidade. A utilização de resíduos em obras geotécnicas implica, contudo, análises não convencionais do ponto de vista geotécnico, em particular para garantir a segurança ambiental, assim como a capacidade para compreender valores de propriedades pouco comuns em solos convencionais.

5 – AGRADECIMENTOS

Agradecimentos são devidos à FCT/MCTES pelo seu apoio financeiro ao CERES (<https://doi.org/10.54499/UIDB/00102/2020>) através de fundos nacionais. P.A.L.F. Coelho agradece à FCT/MCTES pelo financiamento do projeto GeoSusTailings - Geotecnia para Gestão Segura e Sustentável de Rejeitados de Minas (PTDC/ECI-EGC/4147/2021) através de fundos nacionais (PIDDAC). B.S. Bandarra é beneficiária de uma bolsa de investigação no âmbito do projeto GeoSusTailings e agradece à FCT/MCTES pelo apoio financeiro neste contexto. L. S. V. E. Monteiro é beneficiária de uma bolsa individual do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Brasil (CNPq) e da empresa parceira Flextronics Technology Institute (FIT) através do Edital 068/2022 para o Programa Mestres e Doutores para a Inovação (MAI-DAI).

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbas, M.; Adil, M.; Ehtisham-ul-Haque, S.; Munir, B.; Yameen, M.; Ghaffar, A.; Shar, G. A.; Asif Tahir, M.; Iqbal, M. (2018). *Vibrio fischeri bioluminescence inhibition assay for ecotoxicity assessment: A review*. Science of the Total Environment, 626, pp. 1295-1309. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.066>
- Adiguzel, D.; Tuylu, S.; Eker, H. (2022). *Utilization of tailings in concrete products: A review*. Construction and Building Materials, 360, 129574. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2022.129574>
- Alam, Q.; Schollbach, K.; Hoek, C. V.; Laan, S. Van Der; Wolf, T. De; Brouwers, H. J. H. (2019). *In-depth mineralogical quantification of MSWI bottom ash phases and their association with potentially toxic elements*. Waste Management, 87, pp. 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.01.031>
- Ameratunga, J.; Sivakugan, N.; Das, B. M. (2016). *Correlations of soil and rock properties in geotechnical engineering*. Springer.
- Ashraf, M. S.; Ghouleh, Z.; Shao, Y. (2019). *Production of eco-cement exclusively from municipal solid waste incineration residues*. Resources, Conservation and Recycling, 149 (June), pp. 332-342. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.06.018>
- Astrup, T.; Muntoni, A.; Poletini, A.; Pomi, R.; Van Gerven, T.; Van Zomeren, A. (2016). *Treatment and Reuse of Incineration Bottom Ash*. In M. N. V. Prasad & K. Shih (Eds.), Environmental Materials and Waste: Resource Recovery and Pollution Prevention, pp. 607-645. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803837-6.00024-X>

- Azeiteiro, R. J. N.; Coelho, P. A. L. F.; Taborda, D. M. G.; Grazina, J. C. D. (2017). *Critical state-based interpretation of the monotonic behavior of Hostun sand*. J. Geotechn. Geoenviron. Eng., 143 (5). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0001659](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001659)
- Bandarra, B. S.; Passos, H.; Vidal, T.; Martins, R. C.; Quina, M. J.; Pereira, J. L.; Römbke, J. (2023a). *Evaluation of a battery of biotests to improve waste ecotoxicity assessment (HP 14), using incineration bottom ash as a case study*. Journal of Environmental Management, 344, 118513. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118513>
- Bandarra, B. S.; Monteiro, L.; Veloso, G.; Abreu, P.; Sousa, H.; Martins, R. C.; Pereira, J. L.; Coelho, P. A. L. F.; Quina, M. J. (2024). *Evaluation of MSW incineration bottom ash for environmentally safe geotechnical applications*. Construction and Building Materials, 427, 136011. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2024.136011>
- Bandarra, B. S.; Mesquita, C.; Passos, H.; Martins, R. C.; Coelho, P. A. L. F.; Pereira, J. L.; Quina, J. (2023b). *An integrated characterisation of incineration bottom ashes towards sustainable application : Physicochemical , ecotoxicological , and mechanical properties*. Journal of Hazardous Materials, 455, 131649. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131649>
- Bandarra, B. S.; Pereira, J. L.; Martins, R. C.; Maldonado-Alameda, A.; Chimenos, J. M.; Quina, M. J. (2021). *Opportunities and barriers for valorizing waste incineration bottom ash: Iberian countries as a case study*. Applied Sciences, 11, 9690. <https://doi.org/10.3390/app11209690>
- Bastos, L. A. de C.; Silva, G. C.; Mendes, J. C.; Peixoto, R. A. F. (2016). *Using Iron Ore Tailings from Tailing Dams as Road Material*. Journal of Materials in Civil Engineering, 28, pp. 1-9. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)mt.1943-5533.0001613](https://doi.org/10.1061/(asce)mt.1943-5533.0001613)
- Becquart, F.; Bernard, F.; Edine, N.; Zentar, R. (2009). *Monotonic aspects of the mechanical behaviour of bottom ash from municipal solid waste incineration and its potential use for road construction*. Waste Management, 29 (4), pp. 1320-1329. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.08.019>
- BIO by Deloitte. (2015). *Study to assess the impacts of different classification approaches for hazard property “HP 14” on selected waste streams - Final report*.
- Blasenbauer, D.; Huber, F.; Lederer, J.; Quina, M. J.; Blanc-Biscarat, D.; Bogush, A.; Bontempi, E.; Blondeau, J.; Chimenos, J. M.; Dahlbo, H.; Fagerqvist, J.; Giro-Paloma, J.; Hjelm, O.; Hyks, J.; Keaney, J.; Lupsea-Toader, M.; O’Caollai, C. J.; Orupöld, K.; Pająk, T.; ... Fellner, J. (2020). *Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe*. Waste Management, 102, pp. 868-883. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.031>
- Born, J.-P.; Van Brecht, A. (2014). *Recycling potentials of MSWI Bottom Ash*. https://www.cewep.eu/wp-content/uploads/2017/10/1318_avb_and_jp_born_2014_cewep_conference_bottom_ash_reu_se.pdf
- Carmignano, O. R.; Vieira, S. S.; Teixeira, A. P. C.; Lameiras, F. S.; Brandão, P. R. G.; Lago, R. M. (2021). *Iron Ore Tailings: Characterization and Applications*. Journal of the Brazilian Chemical Society, 32 (10), pp. 1895-1911. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20210100>
- Cele, E. N.; Maboeta, M. (2016). *A greenhouse trial to investigate the ameliorative properties of biosolids and plants on physicochemical conditions of iron ore tailings: Implications for an iron ore mine site remediation*. Journal of Environmental Management, 165, pp. 167-174. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.029>

- CEWEP (2019). *Confederation of European Waste-to-Energy Plants. Bottom Ash Factsheet*. <http://www.cewep.eu/2017/09/08/bottom-ash-factsheet/>
- Chandler, A. J.; Eighmy, T. T.; Hartlén, J.; Hjelm, O.; Kosson, D. S.; Sawell, S. E.; Sloop, H. A. van der; Vehlou, J. (1997). *Municipal Solid Waste Incinerator Residues. The International Ash Working Group (IAWG)*. Studies in Environmental Science, 67. Elsevier.
- Chaturvedi, N.; Ahmed, M. J.; Dhal, N. K. (2014). *Effects of iron ore tailings on growth and physiological activities of Tagetes patula L.* Journal of Soils and Sediments, 14, pp. 721-730. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0777-0>
- Chimenos, J. M.; Fernández, A. I.; Miralles, L.; Segarra, M.; Espiell, F. (2003). *Short-term natural weathering of MSWI bottom ash as a function of particle size*. Waste Management, 23 (10), pp. 887-895. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00074-6](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00074-6)
- Chimenos, J. M.; Fernández, A. I.; Nadal, R.; Espiell, F. (2000). *Short-term natural weathering of MSWI bottom ash*. Journal of Hazardous Materials, 79 (3), pp. 287-299. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(00\)00270-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(00)00270-3)
- Chimenos, J. M.; Segarra, M.; Fernández, M. A.; Espiell, F. (1999). *Characterization of the bottom ash in municipal solid waste incinerator*. Journal of Hazardous Materials, 64 (3), pp. 211-222. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(98\)00246-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(98)00246-5)
- Choi, Y. W.; Kim, Y. J.; Choi, O.; Lee, K. M.; Lachemi, M. (2009). *Utilization of tailings from tungsten mine waste as a substitution material for cement*. Construction and Building Materials, 23, pp. 2481-2486. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2009.02.006>
- Coelho, P.; Camacho, D. (2024). *The Experimental Characterization of Iron Ore Tailings from a Geotechnical Perspective*. Applied Sciences, 14, 5033. <https://doi.org/10.3390/app14125033>
- Das, B. M. (2019). *Advanced Soil Mechanics* (5th Editio). CRC Press. Taylor & Francis Group.
- Davila, R. B.; Fontes, M. P. F.; Pacheco, A. A.; Ferreira, M. da S. (2020). *Heavy metals in iron ore tailings and floodplain soils affected by the Samarco dam collapse in Brazil*. Science of the Total Environment, 709, 136151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136151>
- del Valle-zermeño, R.; Chimenos, J. M.; Giró-paloma, J.; Formosa, J. (2014). *Use of weathered and fresh bottom ash mix layers as a subbase in road constructions: environmental behavior enhancement by means of a retaining barrier*. Chemosphere, 117, pp. 402-409. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.095>
- Di Gianfilippo, M.; Hyks, J.; Verginelli, I.; Costa, G.; Hjelm, O.; Lombardi, F. (2018). *Leaching behaviour of incineration bottom ash in a reuse scenario : 12 years-field data vs . lab test results*. Waste Management, 73, pp. 367-380. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.013>
- Dou, X.; Ren, F.; Nguyen, M. Q.; Ahamed, A.; Yin, K.; Chan, W. P.; Chang, V. W. C. (2017). *Review of MSWI bottom ash utilization from perspectives of collective characterization, treatment and existing application*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 79 (February), pp. 24-38. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.044>
- El-Deeb Ghazy, M. M.; Habashy, M. M.; Mohammady, E. Y. (2011). *Effects of pH on survival, growth and reproduction rates of the crustacean, Daphnia Magna*. Australian Journal of Basic and Applied Sciences, 5 (11), pp. 1-10.
- EPA. (2001). *Method 1684: Total, Fixed, and Volatile Solids in Water, Solids, and Biosolids*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. EPA-821-R-01-015.

- Eurostat. (2024). *Waste statistics*. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics#Total_waste_generation
- Forteza, R.; Far, M.; Seguí, C.; Cerdá, V. (2004). *Characterization of bottom ash in municipal solid waste incinerators for its use in road base*. Waste Management, 24 (9), pp. 899-909. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.07.004>
- Fulladosa, E.; Murat, J. C.; Martínez, M.; Villaescusa, I. (2005). *Patterns of metals and arsenic poisoning in Vibrio fischeri bacteria*. Chemosphere, 60, pp. 43-48. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.12.026>
- Gao, B. (2012). *Phosphorus Recovery from Sorted MSWI Bottom Ash: the acidic dissolution – precipitation method*. Chalmers University of Technology. Göteborg, Sweden.
- Ginés, O.; Chimenos, J. M.; Vizcarro, A.; Formosa, J.; Rosell, J. R. (2009). *Combined use of MSWI bottom ash and fly ash as aggregate in concrete formulation: Environmental and mechanical considerations*. Journal of Hazardous Materials, 169, pp. 643-650. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.141>
- Godlewski, T. (2018). *Evaluation of stiffness degradation curves from in situ tests in various soil types*. Archives of Civil Engineering, 64 (4), pp. 285-307.
- Gupta, G.; Datta, M.; Ramana, G. V.; Alappat, B. J. (2021). *MSW incineration bottom ash (MIBA) as a substitute to conventional materials in geotechnical applications: A characterization study from India and comparison with literature*. Construction and Building Materials, 308, 124925. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.124925>
- Han, X.; Wang, F.; Zhao, Y.; Meng, J.; Tian, G.; Wang, L.; Liang, J. (2023). *Recycling of iron ore tailings into magnetic nanoparticles and nanoporous materials for the remediation of water, air and soil: a review*. Environmental Chemistry Letters, 21, pp. 1005-1028. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01541-7>
- Hennebert, P. (2018). *Proposal of concentration limits for determining the hazard property HP 14 for waste using ecotoxicological tests*. Waste Management, 74, pp. 74-85. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.048>
- Hu, L.; Wu, H.; Zhang, L.; Zhang, P.; Wen, Q. (2017). *Geotechnical Properties of Mine Tailings*. Journal of Materials in Civil Engineering, 29 (2), pp. 1-10. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)mt.1943-5533.0001736](https://doi.org/10.1061/(asce)mt.1943-5533.0001736)
- Huber, F.; Blasenbauer, D.; Aschenbrenner, P.; Fellner, J. (2019). *Chemical composition and leachability of differently sized material fractions of municipal solid waste incineration bottom ash*. Waste Management, 95, pp. 593-603. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.047>
- Jamieson, H. E. (2011). *Geochemistry and mineralogy of solid mine waste: Essential knowledge for predicting environmental impact*. Elements, 7, pp. 381-386. <https://doi.org/10.2113/gselements.7.6.381>
- Jiang, P.; Lv, S.; Wang, Y.; Li, N.; Wang, W. (2019). *Investigation on direct shear and energy dissipation characteristics of iron tailings powder reinforced by polypropylene fiber*. Applied Sciences, 9, 5098. <https://doi.org/10.3390/app9235098>
- Klymko, T.; Dijkstra, J. J.; van Zomeren, A. (2017). *Guidance document on hazard classification of MSWI bottom ash*. ECN report.

- Krishna, R. S.; Shaikh, F.; Mishra, J.; Lazorenko, G.; Kasprzhitskii, A. (2021). *Mine tailings-based geopolymers: Properties, applications and industrial prospects*. Ceramics International, 47, pp. 17826-17843. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2021.03.180>
- Le, N. H.; Razakamanantsoa, A.; Nguyen, M. L.; Phan, V. T.; Dao, P. L.; Nguyen, D. H. (2018). *Evaluation of physicochemical and hydromechanical properties of MSWI bottom ash for road construction*. Waste Management, 80, pp. 168-174. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.007>
- Lee, M. T.; Nicholson, P. G. (1997). *An Engineering Test Program of MSW Ash Mixed with Quarry Tailings for Use as a Landfill Construction Material*. ASTM Special Technical Publication, 1275, pp. 205-218.
- Li, W.; Coop, M. R. (2019). *Mechanical behaviour of panzhihua iron tailings*. Canadian Geotechnical Journal, 56, pp. 420-435. <https://doi.org/10.1139/cgj-2018-0032>
- Lin, C.-L.; Weng, M.-C.; Chang, C.-H. (2012). *Effect of incinerator bottom-ash composition on the mechanical behavior of backfill material*. Journal of Environmental Management, 113, pp. 377-382. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.013>
- Lindberg, D.,+; Molin, C.; Hupa, M. (2015). *Thermal treatment of solid residues from WtE units: A review*. Waste Management, 37, pp. 82-94. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.009>
- LNEC (2015). *Documento de aplicação. AEIRU - Agregados artificiais de escórias de incineração de resíduos urbanos para pavimentos rodoviários*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, Portugal.
- Luo, H.; Cheng, Y.; He, D.; Yang, E. H. (2019). *Review of leaching behavior of municipal solid waste incineration (MSWI) ash*. Science of the Total Environment, 668, pp. 90-103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.004>
- Lynn, C. J.; Ghataora, G. S.; Dhir OBE, R. K. (2017). *Municipal incinerated bottom ash (MIBA) characteristics and potential for use in road pavements*. International Journal of Pavement Research and Technology, 10, pp. 185-201. <https://doi.org/10.1016/j.ijprt.2016.12.003>
- Maldonado-Alameda, À.; Giro-Paloma, J.; Alfocea-Roig, A.; Formosa, J.; Chimenos, J. M. (2020a). *Municipal solid waste incineration bottom ash as sole precursor in the alkali-activated binder formulation*. Applied Sciences, 10, 4129. <https://doi.org/10.3390/APP10124129>
- Maldonado-Alameda, A.; Giro-Paloma, J.; Svobodova-Sedlackova, A.; Formosa, J.; Chimenos, J. M. (2020b). *Municipal solid waste incineration bottom ash as alkali-activated cement precursor depending on particle size*. Journal of Cleaner Production, 242, 118443. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118443>
- Maria, I.; Enric, V.; Xavier, Q.; Barra, M.; López, A.; Plana, F. (2001). *Use of bottom ash from municipal solid waste incineration as a road material*. International Ash Utilization Symposium, Center for Applied Energy Research, University of Kentucky.
- Mei, S.; Zhong, Q.; Chen, S.; Shan, Y. (2022). *Investigation of the overtopping-induced breach of tailings dams*. Computers and Geotechnics, 149, 104864. <https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2022.104864>
- Mesri, G.; Vardhanabhuti, B. (2009). *Compression of granular materials*. Canadian Geotechnical Journal, 46, pp. 369-392.

- Monteiro, L. S. V. E.; Bandarra, B. S.; Quina, M. J.; Coelho, P. A. L. F. (2024). *A multidisciplinary evaluation of mixtures of municipal solid waste incineration bottom ash and mine tailings for sustainable geotechnical solutions*. Construction and Building Materials, 455, 139139. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2024.139139>
- Muhunthan, B.; Taha, R.; Said, J. (2004). *Geotechnical Engineering Properties of Incinerator Ash Mixes*. Journal of the Air & Waste Management Association, 54 (8), pp. 985-991. <https://doi.org/10.1080/10473289.2004.10470959>
- Neuwahl, F.; Cusano, G.; Benavides, J. G.; Holbrook, S.; Serge, R. (2019). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention)*. In Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control).
- Nordstrom, D. K. (2011). Mine waters: Acidic to circumneutral. Elements, 7, pp. 393-398. <https://doi.org/10.2113/gselements.7.6.393>
- Oehmig, W. N.; Roessler, J. G.; Zhang, J.; Townsend, T. G. (2015). *Effect of ferrous metal presence on lead leaching in municipal waste incineration bottom ashes*. Journal of Hazardous Materials, 283, pp. 500-506. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.09.040>
- Oyediran, I. A.; Enya, N. I. (2021). *Crude oil Effects on Some Engineering Properties of Sandy Alluvial Soil*. International Journal of Mining and Geo-Engineering, 55 (1), pp. 7-10. <https://doi.org/10.22059/IJMGE.2020.283051.594815>
- Pandard, P.; Römbke, J. (2013). *Proposal for a “Harmonized” strategy for the assessment of the HP 14 property*. Integrated Environmental Assessment and Management, 9 (4), pp. 665-672. <https://doi.org/10.1002/ieam.1447>
- Raju, P. N. P.; Andian, N. S.; Nagaraj, T. S. (1995). *Analysis and estimation of the coefficient of consolidation*. Geotechnical Testing Journal. ASTM, 18 (2), pp. 252-258. <https://doi.org/10.1520/GTJ10325J>
- Ribé, V.; Nehrenheim, E.; Odlare, M. (2014). *Assessment of mobility and bioavailability of contaminants in MSW incineration ash with aquatic and terrestrial bioassays*. Waste Management, 34, pp. 1871-1876. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.024>
- Römbke, J.; Moser, T.; Moser, H. (2009). *Ecotoxicological characterisation of 12 incineration ashes using 6 laboratory tests*. Waste Management, 29 (9), pp. 2475-2482. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.03.032>
- Sarathchandra, S. S.; Rengel, Z.; Solaiman, Z. M. (2022). *Remediation of heavy metal-contaminated iron ore tailings by applying compost and growing perennial ryegrass (Lolium perenne L.)*. Chemosphere, 288, 132573. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132573>
- Segui, P.; Safhi, A. el M.; Amrani, M.; Benzaazoua, M. (2023). *Mining Wastes as Road Construction Material: A Review*. Minerals, 13, 90. <https://doi.org/10.3390/min13010090>
- Silva, R. V.; de Brito, J.; Lynn, C. J.; Dhir, R. K. (2019). *Environmental impacts of the use of bottom ashes from municipal solid waste incineration: A review*. Resources, Conservation and Recycling, 140, pp. 23-35. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.09.011>
- Sivakugan, N. (2011). *Engineering Properties of Soil*. In B. M. Das (Ed.), Geotechnical engineering handbook. J. Ross Publishing.

- Sorlini, S.; Collivignarelli, M. C.; Abbà, A. (2017). *Leaching behaviour of municipal solid waste incineration bottom ash: From granular material to monolithic concrete*. Waste Management and Research, 35 (9), pp. 978-990. <https://doi.org/10.1177/0734242X17721340>
- Sormunen, L. A.; Rantsi, R. (2015). To fractionate municipal solid waste incineration bottom ash: Key for utilisation? Waste Management and Research, 33 (11), pp. 995-1004. <https://doi.org/10.1177/0734242X15600052>
- Spreadbury, C. J.; McVay, M.; Laux, S. J.; Townsend, T. G. (2021). *A field-scale evaluation of municipal solid waste incineration bottom ash as a road base material: Considerations for reuse practices*. Resources, Conservation and Recycling, 168, 105264. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105264>
- Sridharan, A.; Gurtug, Y. (2004). *Swelling behaviour of compacted fine-grained soils*. Engineering Geology, 72, pp. 9-18. [https://doi.org/10.1016/S0013-7952\(03\)00161-3](https://doi.org/10.1016/S0013-7952(03)00161-3)
- Tang, J.; Steenari, B. M. (2016). *Leaching optimization of municipal solid waste incineration ash for resource recovery: A case study of Cu, Zn, Pb and Cd*. Waste Management, 48, pp. 315-322. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.003>
- Wagner, A. C.; de Sousa Silva, J. P.; de Azambuja Carvalho, J. V.; Cezar Rissoli, A. L.; Cacciari, P. P.; Chaves, H. M.; Scheuermann Filho, H. C.; Consoli, N. C. (2023). *Mechanical behavior of iron ore tailings under standard compression and extension triaxial stress paths*. Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering, 15, pp. 1883-1894. <https://doi.org/10.1016/j.jrmge.2022.11.013>
- Wang, C.; Jing, J.; Qi, Y.; Zhou, Y.; Zhang, K.; Zheng, Y.; Zhai, Y.; Liu, F. (2023). *Basic characteristics and environmental impact of iron ore tailings*. Frontiers in Earth Science, 11, 1181984. <https://doi.org/10.3389/feart.2023.1181984>
- Wiles, C. C. (1996). *Municipal solid waste combustion ash: State-of-the-knowledge*. Journal of Hazardous Materials, 47 (1-3), pp. 325-344. [https://doi.org/10.1016/0304-3894\(95\)00120-4](https://doi.org/10.1016/0304-3894(95)00120-4)
- Xu, D.-M.; Zhan, C.-L.; Liu, H.-X.; Lin, H.-Z. (2019). *A critical review on environmental implications, recycling strategies, and ecological remediation for mine tailings*. Environmental Science and Pollution Research, 26, pp. 35657-35669. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06555-3>
- Young, G.; Chen, Y.; Yang, M. (2021). *Concentrations, distribution, and risk assessment of heavy metals in the iron tailings of Yeshan National Mine Park in Nanjing, China*. Chemosphere, 271, 129546. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129546>
- Yusoff, S. A. N. M.; Bakar, I.; Wijeyesekera, D. C.; Zainorabidin, A.; Azmi, M.; Ramli, H. (2017). *The effects of different compaction energy on geotechnical properties of kaolin and laterite*. AIP Conference Proceedings, 1875 (030009). <https://doi.org/10.1063/1.4998380>
- Zamani, M.; Badv, K. (2019). *Assessment of the Geotechnical Behavior of Collapsible Soils: A Case Study of the Mohammad-Abad Railway Station Soil in Semnan*. Geotechnical and Geological Engineering, 37, pp. 2847-2860. <https://doi.org/10.1007/s10706-018-00800-1>
- Zhang, X.; Yang, H.; Cui, Z. (2018). *Evaluation and analysis of soil migration and distribution characteristics of heavy metals in iron tailings*. Journal of Cleaner Production, 172, pp. 475-480. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.277>
- Zhang, Z.; Zhang, L.; Li, A. (2015). *Development of a sintering process for recycling oil shale fly ash and municipal solid waste incineration bottom ash into glass ceramic composite*. Waste Management, 38 (1), pp. 185-193. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.028>