

TELEPÜLÉSI SZILÁRD HULLADÉKLERAKÓ BOMLÁSI FOLYAMATÁNAK FIZIKAI MODELLEZÉSE

1. rész

Dr. Bokányi Ljudmilla¹, Dr. Szabó Attila², Varga Terézia³
¹egyetemi docens ²tanszéki mérnök
³tudományos segédmunkatárs

^{1,3}Miskolci Egyetem Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézet

²Miskolci Egyetem Környezetgazdálkodási Intézet

1. Bevezetés

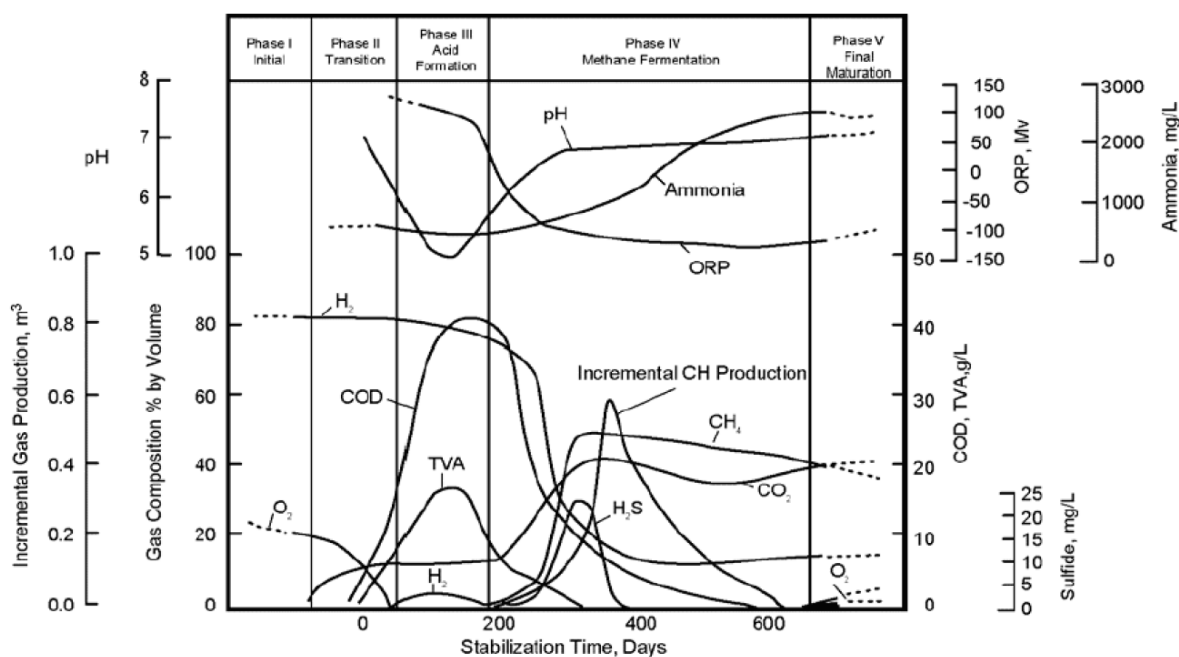
A régi települési hulladéklerakók túlnyomó része nem rendelkezik aljzatszigeteléssel, valamint csurgalékvíz és depóniagáz gyűjtő rendszerekkel. Ily módon, a lerakóban végbemenő folyamatok révén keletkező és kiszivárgó depóniagáz, ill. csurgalékvíz nagy veszélyt jelenthet a környezetre. A régi lerakók környezetszennyező hatásának csökkentésére, valamint a benne lévő szervesanyag lebontásának meggyorsítása érdekében különböző aerob stabilizálási megoldásokat dolgoztak ki. A levegőztetés hatására a lerakóban kialakult anaerob környezetet egy aerob lebontás váltja fel. Az aerob folyamat során a szerves összetevők vízzé és széndioxiddá alakulnak, elkerülve így a metán és más szagmissziós komponensek képződését. A csurgalékvíz minősége is változik az aerob kezelés során, pl. TOC, BOI₅, KOI és NH₄⁺ értékei csökkennek. Az aerob lebontás sokkal gyorsabb, mint az anaerob, így a biológiailag stabil állapot rövidebb idő alatt érhető el.

Ezen tanulmányban bemutatásra kerülnek a különböző aerob hulladéklerakó stabilizálási eljárások, a levegőztetés hatása a különböző lebomlási paraméterekre, valamint a Miskolci Egyetem Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézetében összeállított hulladéklerakó hosszú távú modellezési vizsgálat.

2. Hulladéklerakóban lejátszódó folyamatok

A települési szilárd hulladéklerakókban lejátszódó folyamatok öt szakaszra bonthatók. Az első a *kezdeti fázis*, amely egy rövid ideig tartó aerob szakasz, amikor is az aerob mikroorganizmusok lebontják a települési hulladékban lévő szerves összetevőket. A lebontás hőmérsékletnövekedéssel jár, a végtermékei elsősorban a szén-dioxid, az ammónia és a víz. A második, az ún. *átmeneti szakasz*. Mivel az előző lépcsőben az aerob mikroorganizmusok elfogyasztják a lerakó térben rendelkezésre álló oxigént, így ebben a fázisban anaerob körülmények alakulnak ki. A nitrát és szulfát nitrogén gázzá és hidrogén-szulfiddá alakul át a biokémiai reakciók során. Az anaerob környezet kezdete a hulladék oxidációs/redukációs potenciál mérésével határozható meg [1]. A képződő csurgalékvíz pH értéke

csökken a magas koncentrációjú széndioxid és a szerves savak jelenléte következtében (KOI értéke és az összes illó sav értéke nő [2]) [1]. A harmadik a *savas fázis*, melyben két fő reakció játszódik le. Az egyik a hidrolízis, ahol a nagyobb molekulatömegű komponensek (pl. fehérjék, poliszacharidok, zsírok és nukleinsavak) alakulnak át olyan komponenssé, mely a mikroorganizmusok számára energiaforrásként szolgál. A második fő reakció az acidogenezis, ahol pedig az előző folyamat termékei alakulnak át kisebb molekulatömegű komponensekké (pl. ecetsav). A csurgalékvíz pH értéke csökken, a BOI₅, KOI és a vezetőképesség értéke nő a szerves savak oldódása következtében. Számos szerves alkotó, főként a nehézfémek oldhatóvá válnak a csurgalékvíz alacsony pH-jának köszönhetően [1]. A negyedik szakasz a *metán fermentációs fázis*. Ebben a szakaszban az ecetsavból és hidrogén gázból metán és széndioxid képződik. A pH érték a semleges tartomány körül mozog, csökken a csurgalékvíz KOI és BOI₅ értéke, illetve a nehézfém koncentrációja. Végezetül a *metánogenezis (érés) szakasz* következik miután a bontható szerves összetevők átalakultak metánná és széndioxiddá. A depóniagáz termelődés fokozatosan csökken, mivel a legtöbb tápanyag távozott a csurgalékvízzel a metanogén fázis alatt, a maradék szubsztrát pedig már lassan bontható. Az érési fázis során a csurgalékvíz huminsavat és fulvosavat tartalmaz, mely biológiailag nehezen kezelhető [1]. Bár a metántermelődés csökken, a biológiailag lassan bomló összetevőkből (pl.: cellulóz alapú szerves hulladékok, mint fa, papír) évtizedeken át termelődik metán.



1. ábra: Szilárd települési hulladéklerakóban végbemenő folyamatok [2]

3. Aerob stabilizálási eljárások

Alacsony nyomású levegőztetés

Az alacsony nyomású, in-situ megoldást alkalmazzák a lerakók többségénél a hulladék biológiai stabilizálásának gyorsítása céljából. A pozitív nyomáskülönbség nem haladja meg a 0,3 bar-t

(általában 20-80 mbar közötti érték) [3]. Ezen módszeren belül számos különböző variáció került kidolgozásra.

3.1. Aktív levegőztetés gázelszívással, illetve gázelszívás nélkül

Az alacsony nyomású levegőztetés többségénél a levegőztetés és elszívás egyidejű üzeme működik. A legtöbb alkalmazás alapjául szolgálnak a következő koncepciók: AEROflott, AIRFLOW, Smell-Well [3]. Függőleges gázkut rendszeren keresztül a környezeti levegőt folyamatosan vezetik be a lerakó testbe. Ezzel egy időben gázelszívás történik szintén gázkutakon át egy gáztisztító rendszerbe. Az egyidejű levegőellátás és extrakciós rendszer előnye pl. az, hogy a levegő bevezethető az oxigén hiányos zónákba, illetve a levegő áramlása a hulladékban befolyásolható a megfelelően elhelyezett ellátó és elszívó kutak megválasztásával. Az alacsony nyomású levegőztetés és gázelszívási koncepciók közötti különbséget a végső gázkezelési eljárás adja, mely megvalósítható pl. a hatékonyabb termikus oxidációval (RTO-regenerative thermal oxidation) vagy a kevésbé hatékony biológiai kezeléssel.

A Smell-Well eljárás alacsony és magas nyomás mellett is alkalmazható. A módszert a lerakó fejtést megelőzően az anaerob környezet aerob környezetté alakítására dolgozták ki [4].

A levegőztetés az aktív gáz extrakciós rendszer egyidejű üzeme nélkül is megvalósítható. Ekkor a lerakó takarása szolgálhat biológiai szűrő réteggént, vagy eredeti állapotában, vagy pedig a biológiai metán-oxidáló képességének növelését követően [3]. Az egyidejű extrakció és gázkezelés hiányának hátránya, hogy jelentősen alacsonyabb emisszió csökkenést eredményezhet.

3.2. Passzív levegőztetés (air venting)

A passzív levegőztetés koncepció alapja a levegőszellőztetés (azaz környezeti levegő bevezetése a lerakóba annak felületén át vagy nyitott gáz kutakon keresztül) a hulladéklerakó belsejében létrejövő negatív nyomás révén. A gázkutakat csak a mélyebb hulladék rétegekben perforálják annak érdekében, hogy növeljék a hulladék térfogatot, melyre a levegőztetés hatással van, ill. elkerüljék a felszín közelében kialakuló rövid körforgást. A fokozatos levegőztetés érdekében, kiindulva a felszíntől és haladva a hulladéklerakó mélyebb rétegei felé, a kivonatolt gáz térfogat jelentősen magasabb, mint a hulladékból való gáztermelődés sebessége. A kivonatolt gázt biofilterben kezelik [3].

A passzív levegőztetés egyik megoldása a DepoPlus módszer, mely többszintű gázkutakat tartalmaz és magasabb szívó nyomást alkalmaz [4].

3.3. Energia önellátó, hosszú időtartamú levegőztetés

A rendszer az aktív kényszerlevegőztetés vége és a minősített metánoxidáló réteget tartalmazó végleges felszíni takarás kiépítése közötti átmeneti időszakban építhető ki [3]. Hosszú távú levegőztetés esetén alkalmazzák. Az energia önellátást a meglévő gázkutakra szerelt szél hajtotta szívókészülékek és szélkerék-hajtású pneumatikus pumpák biztosítják. A sűrített levegőt a meglévő gázkutakba vezetik, így a már stabilizált hulladéklerakó folyamatos oxigén ellátása biztosítható. Ezzel az önellátó levegőellátással hosszútávon megakadályozható a depónia gáz újbóli képződése.

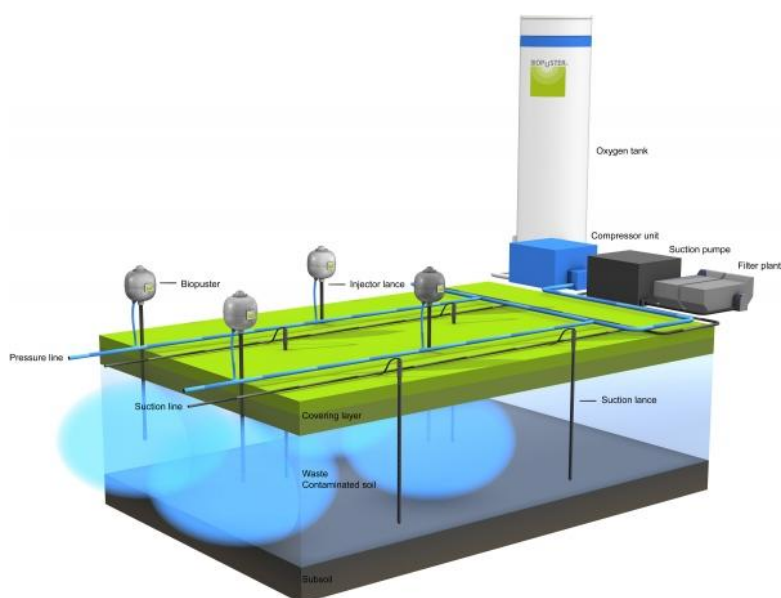
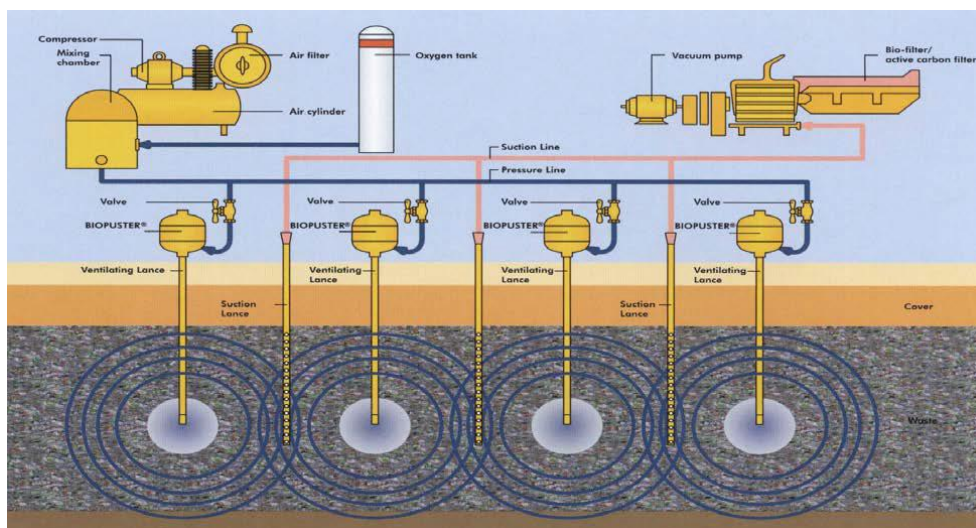
3.4. Magas nyomású levegőztetés

A nagy nyomású levegőztetést kezdetben a lerakó feltáró műveletek, illetve lerakó fejtés előtti metán és szag eltávolítására dolgozták ki.

A BIOPUSTER eljárás lehetővé teszi a levegő/oxigén keverék bejuttatását és egységes elosztását a lerakóba vagy szennyezett talajba, így biztosítva az aktív aerob mikroorganizmusok számára a megfelelő oxigén ellátást.

A BIOPUSTER eljárást (2. ábra), mely lökeshullámszerű rendszer, a levegő szakaszos, magas nyomáson történő bevezetésére dolgozták ki. Oxigén (oxigén koncentráció 35%-ig növelhető az oxigén/levegő keverékben [5]), ózon, víz vagy tápanyag bevezetésére irányuló továbbfejlesztésekkel a módszer nagyon hatékonyan alkalmazható in-situ hulladékkezelésre [6]. A levegőt kompresszorba vezetik. Az előállított nyomás 3-6 bar [5]. Ideiglenes tárolóval biztosítják a sűrített levegő állandó ellátását. A levegő a tárolóba jutás előtt mikro-szűrőn és víz szeparátoron halad át a szennyezők (por, mikro-szemcsék) és a víz leválasztása érdekében. Keverő tartályban történik a folyékony oxigén bekeverése. A legfontosabb része ennek a módszernek a speciális kialakítású nyomás tartály az ún. BIOPUSTER, melyen keresztül a pulzáló levegőztetés történik. A gáz keverék egy elosztó rendszeren keresztül ezekbe a BIOPUSTER-ekbe jut, majd a lándzsán keresztül a lerakó testbe. A BIOPUSTER rozsdamentes acélból készül, speciális befecskendező szeleppel ellátott, mely hirtelen nyílik, s melyen keresztül a levegő-oxigén gáz bepenetrál a lerakótestbe. A gázkeverék kilépve a lándzsából gömb alakú hullámokban terjed, közel hangsebességgel. Ezáltal mind a lazább, mind a tömörebb területek átlevégőztethetők. Az eljárás szabályozott (előre meghatározott levegő térfogat, időtartam, nyomófej). Az injektálás mellett folyamatos elszívó hálózat is működik. Az elszívó rendszer kapacitása 30%-al nagyobb, mint a levegőztető rendszeré, így elkerülhető az ellenőrizetlen emisszió. Az elszívó lándzsák elszívó csövekhez, ill. vákuumpumpához kapcsolódnak. Mivel a kilépő depóniagáz gyúlékony komponenseket tartalmazhat, ezért az egész elszívó hálózatot ennek alapján kell megtervezni.

A depóniagázt biofilterben vagy aktív szén-szűrőn tisztítják [6, 7].



2. ábra: BIOPUSTER eljárás vázlata oldalnézetben (felül) és 3D-ben (alul) [5,7]

A fent ismertetett stabilizálási koncepciók alkalmazása a stabilizálás céljától függ. Így például a hulladéklerakó megbontása esetén a stabilizáció célja a rövid időtartamú levegőztetés a szag és metán koncentráció minimalizálása érdekében, így ez esetben a magas nyomású eljárás jelent megoldást. A hosszú távú veszélyforrások (metán akkumulációja) megakadályozására a passzív levegőztetés vagy levegő szellőztetés előnyös, míg a hulladék szerves frakciójának gyorsított biológiai stabilizálása tekintetében az alacsony nyomású levegőztetés a legmegfelelőbb. Ezt a megoldást 3-10 éves folyamatos üzemre tervezik [3].

4. Az aerob levegőztetés hatása a hulladéklerakóban végbemenő folyamatokra

A levegőztetés hatására a kialakult anaerob környezet átalakul, és aerob folyamatok indulnak be, amely hatására felgyorsul a biológiailag bontható szerves komponensek lebontása, valamint a hulladék konszolidációja is. Az aerob stabilizálás végén a szerves alkotók nehezen-, vagy nem bonthatóvá válnak nagyon alacsony gázleadó képességgel [8,9].

Az aerob levegőztetés jelentős változást okoz a csurgalékvíz összetételében is. A KOI, a BOI₅ illetve az összes nitrogén (TKN, NH₄-N) értékeiben is hamarabbi csökkenés tapasztalható. A csurgalékvíz utógondozási fázisának költségei szintén jelentősen csökkenthetők az aerob levegőztetéssel [9].

A felgyorsult szerves anyag lebontásának hatására megnő a CO₂ képződési sebessége. A metán-képződés, amely az anaerob folyamatok eredménye, megakadályozható vagy csökkenthető. (Ennek hatására pl. alacsonyabb robbanás veszély és alacsonyabb költségek érhetők el a hosszú-távú gáztisztítás vonatkozásában) [8].

5. Kísérleti modell vizsgálat összeállítása

A Miskolci Egyetem, Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézetében hulladéklerakó modellezésére irányuló vizsgálatok folynak. A kísérlet során friss települési hulladék bonthatóságát, stabilizálását vizsgáljuk egy kényszer levegőztetett aerob, illetve egy levegőztetés nélküli, a lerakót szimuláló reaktorban. A kísérlet célja az aerob és az oxigénben szegény környezet hatásának összehasonlítása a szerves hulladékok lebomlására.



3. ábra: Laboratóriumi kísérleti berendezés

A települési hulladékot az AVE Miskolc Kft. biztosította az Egyetem részére. Reaktorba (2db 1 m³-es tartályreaktor, 3. ábra) mintavételt és homogenizálást követően került behelyezésre a szilárd hulladék. A hulladék tetejét fóliával, valamint kavicsréteggel takartuk. A fóliát kilyukasztattuk a gyakorlati átlagos hibahelyek számát figyelembe véve. Az aerob reaktorban a levegőztetés perforált, függőleges PVC részcsőveken keresztül történt kompresszor segítségével, napi négy órában.

A stabilizálási folyamat nyomon követésére és a két rendszer összehasonlítása céljából mérjük a hőmérsékletet, a távozó gáz összetételét és a levett csurgalékvíz kémiai paramétereit.

A kísérlet eredményeit egy következő tanulmányban ismertetjük.

Köszönetnyilvánítás

"A tanulmány/kutató munka a TÁMOP-4.2.1.B-10/2/KONV-2010-0001 jelű projekt részeként – az Új Magyarország Fejlesztési Terv keretében – az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg"

Felhasznált irodalom

- [1.] M. A. Warith: Solid Waste Management: New Trends in Landfill Design, Emirates Journal for Engineering Research, 8 (1), p. 61-70, 2003
- [2.] M.C. Zanetti: Aerobic Stabilization of Old MSW Landfills, American J. of Engineering and Applied Sciences 1 (4), p. 393-398, 2008
- [3.] M. Ritzkowski, R. Stegmann: Landfill aeration worldwide: Concepts, indications and findings, Waste Management 32, p. 1411–1419, 2012
- [4.] Feasibility study sustainable emission reduction at the existing landfills Kragge and Wieringermeer in the Netherlands, Generic report: Processes in the waste body and overview enhancing technical measures, Dutch Sustainable Landfill Foundation, 20 March 2009, Final Report
- [5.] www.biopuster.at
- [6.] Yuichi Motonaga et al.: In-situ treatment of landfill material by means of simulated aeration
- [7.] <http://www.steedcanada.ca/Docs/2012BIOPUSTER.pdf>
- [8.] K.-U. Heyer, K. Hupe, A. Koop and R. Stegmann, Aerobic in situ stabilisation of landfills in the closure and aftercare period, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 3 - 7 October 2005
- [9.] K.-U. Heyer, K. Hupe, M. Ritzkowski, R. Stegmann: Pollutant release and pollutant reduction – Impact of the aeration of landfills, Waste Management 25, p. 353–359, 2005