

Hulladékdepónia szivárgó vizeinek szennyező hatása a talajra, különböző fedőrétegek alkalmazásakor

PFEIFFER ZSUZSANNA, FRUNYÓ ERZSÉBET és KECSKÉS MIHÁLY

Fővárosi Közterület-fenntartó Vállalat és MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest

Az iparosodás, urbanizáció kedvező hatásai mellett azok kedvezőtlen következményei is észlelhetők. Többek között jelentősen megnövekedett az ipari, mezőgazdasági, települési szilárd és folyékony hulladékok mennyisége. A rendelkezésünkre álló legkorábbi adat szerint a szilárd hulladék mennyisége 1910-ben Budapesten mindössze 260 000 m³ volt. Ez a tömeg 1980-ra meghaladta a 4 millió m³-t. A korszerű hulladékártalmatlanítási technológiák (égetés, pirolízis, másodnyersanyag-visszanyerés) fokozatos hazai bevezetése mellett, a szilárd települési hulladékok rendezett lerakása még hosszú ideig jellemző és alapvető megoldás marad.

A lerakóhely kijelölésének, üzemeltetésének lényeges környezetvédelmi kérdése a talaj- és talajvízvédelem megoldása. A lerakóhelyen végbemenő folyamatok ismerete szükséges ahhoz, hogy a környezeti terhelést okozó hatásokat elkerüljük [7]. A talajban lebomló, az öntisztulási folyamatokat nem gátló szennyeződések (organogén anyagok) közegészségügyi szempontból, patogén mikroorganizmus-tartalmuk esetén veszélyeztetik az emberi környezetet [13].

A talajon elhelyezett vagy elhelyezésre kerülő szilárd hulladékok mennyiségéből, minőségéből következtetni lehet a szennyezettség mértékére, kiterjedésére, valamint a lebomlás várható idejére. A hulladékok egy része tartalmazhat az egészségre káros, a talajban nem, vagy hosszú idő alatt lebomló alkotórészeket, amelyek talajszennyezéseket okozhatnak. Az így szennyezett területek általában nem nagy kiterjedésűek, de koncentrátságuk révén jelentős károsodások forrásai lehetnek [1].

A Magyarországon alkalmazott leggyakoribb, gazdaságos települési szilárdhulladék-ártalmatlanítási módszer a talajon történő rendezetlen elhelyezés, vagy kedvezőbb esetben a rendezett prizmás lerakás [12].

A helytelen hulladékkezelés okozta ártalmak veszélyeztethetik a települési környezet higiéniáját. A nyitottan kezelt hulladékok lehetőséget nyújtanak a rovarok, rágcsálók elszaporodására, egyes fertőző betegségek terjesztésére, továbbá a levegő szennyezésére por és bűz útján. A talajba kerülő szerves és szervetlen hulladékok károsan megváltoztathatják a talaj összetételét, kedvezőtlenül hathatnak az edafonra. A talajtakaróra került vagy kiszórt anyagok bekerülhetnek a felszíni, ill. felszín alatti vizekbe [11]. Az Országos Közegészségügyi Intézet vizsgálatai szerint Magyarországon a hulladéklerakóhelyek 47%-a a lakott területekhez 500 m-nél, 9%-a a vízelnyelőtökhöz

150 méternél közelebb fekszik. A talajvízszint a lerakóhelyek 31%-ánál 1 m-nél magasabb. A lerakóhelyek 20%-ánál mélyen fekvő vizes területeket használtak fel.

A feltöltés legegyszerűbb formája — amint arra a fentiekben már utaltunk —, a *nyílt, rendezetlen lerakás*, amely nem felel meg a közegészségügyi követelményeknek. Ezt egy rendezetlen lerakóhely talajvízvizsgálati adatai is bizonyítják: 200 mg/l Cl^- , 140 mg/l Mg^{2+} , 300 mg/l SO_4^{2-} -tartalom és ezenkívül az erőteljes talajvíz-felmelegedés.

A talajon történő hulladékellhelyezésnél a depónián átszivárgó vizek jelentik a környezet számára a legnagyobb szennyezést [2, 3]. Vizsgálati adatok szerint az évi csapadék 1,3–3,94%-a jut át a depónián [14].

A szerves hulladékokból kilúgzódott nitrátok a talajvízbe kerülve szennyezhetik a kutak vizét. Az ivóvíz megengedhető nitráttartalma legfeljebb 10 mg/l. A szerves anyagok bomlásakor keletkező nagy nitráttartalom több esetben okozott methaemoglobinémiát csecsemők között, de nem ritka a háziállatok megbetegedése sem.

Egy rendezetlen hulladéklerakóhely környékén 19 ásott kút vizét megvizsgálva azt találták, hogy a nitráttartalom mindegyiknél lényegesen meghaladta a megengedhető értéket (100–570 mg/l).

A rendezett lerakás technológiájának betartásával az előzőekben említett káros környezeti hatások csökkenthetők [12].

A *prizmás rendszerű ellenőrzött lerakás*nál a szerves anyagot nagy mennyiségben tartalmazó hulladékot rendszeresen takarják 10–15 cm rétegvastagságban anorganikus anyagokkal. A fedőanyagnak izolálnia kell a hulladékot a környezetétől, biztosítania kell a mineralizációs tevékenységhez szükséges körülményeket és csökkentenie kell a talaj- és vízszennyezési lehetőségeket [6]. A jelenlegi technológia mellett leggyakrabban építőipari törmeléket használnak erre a célra.

Budapesten 1981-től megkezdődött a korszerű ártalmatlanítási technológia: a hulladék égetése. Az égetőmű naponta 1200 t hulladékot dolgoz fel, amelynek 30%-a salak formájában marad vissza. A termikus salakok elhelyezése és hasznosítása nem megoldott, ezért felvetődött a rendezett hulladéklerakásnál takaróanyagként történő alkalmazásuk.

A Közterület-fenntartó Vállalat Környezetvédelmi Laboratóriumában modelleztük a rendezett lerakóhelyi viszonyokat, összehasonlítva a termikus salakok alkalmazhatóságát a hagyományosan használt takaróanyagokéval.

Vizsgálati anyag és módszer

Polietilén hengerbe 150 g réti csernozjom talajt mértünk, melyre 100 g (szobahőmérsékleten szárított, késes darálóban homogenizált) szilárd hulladékot rétegeztünk. A hulladékot 100 g (a hulladék égetéséből származó) termikus salakkal fedtük be. („A” modell.) Ezzel párhuzamosan 100 g hagyományos fedőanyaggal takart modelleket is beállítottunk a szivárgó vizek tanulmányozására. („B” modell.)

Kontrollként 150 g talajt, 100 g hulladékot, 100 g salakot és 100 g hagyományos fedőanyagot (építési törmelék) mértünk műanyag edényekbe. Az összeállításokra hetente 500–500 ml desztillált vizet öntöttünk. Az átszi-

várgó nedvesség a tárolóedények aljában egyenletesen kiképzett 0,5–1 mm átmérőjű lyukakon keresztül jutott a gyűjtőedénybe.

A kísérleti anyagok kiindulási jellemzői

1. *A budapesti Akna utcai hulladék-lerakóhelyről származó települési szilárd hulladék*

a) mechanikai összetétele:

papír: 33,28%; műanyag: 2,28%; organikus egyéb: 6,22%; textil: 9,72%; üveg: 5,28%; fém: 3,00%; anorganikus egyéb: 15,10%.

b) fizikai–kémiai jellemzői:

pH: 7,0 (1%-os szuszpenzió)

nedvességtartalom: 24,4%; C: 19,74%; N: 0,92%; P₂O₅: 0,63%; K₂O: 0,52%.

2. *Az Állategészségügyi Intézet égetőjében elégetett települési szilárd hulladék termikus salakjának jellemzői:*

pH: 10,30 (1%-os szuszpenzió)

vízoldhatóanyag-tartalom: 10,64%; hamutartalom: 90,93%; éghetőanyag-tartalom: 8,87%; N: 0,17%; P₂O₅: 1,74%; K₂O: 1,30%; SiO₂: 39,13%; SO₃: 8,62%; Fe₂O₃: 4,99%; CaO: 13,18%; Al₂O₃: 7,07%; MgO: 3,36%.

3. *A Sasad MgTSz tárnoki telepéről származó réti csernozjom talaj jellemzői:*

pH: 8,25 (1%-os szuszpenzió)

hamutartalom: 90,35%; N: 0,33%; C: 4,64%; K₂O: 1,8%; P₂O₅: 1,3%.

4. *A hagyományos fedőanyag jellemzői:*

pH: 7,96 (1%-os szuszpenzió)

hamutartalom: 82,49% (600 °C); nedvességtartalom: 9,14%; éghetőanyag-tartalom: 8,37%.

A kiindulási anyagok jellemzőit a következő vizsgálati módszerekkel [4] határoztuk meg:

- mechanikai összetétel: kézi válogatás;
- nedvességtartalom: 105 °C-on tömegállandóságig történő szárítás, gravimetriás mérés;
- hamutartalom: 600 °C-on történő hamvasztás, gravimetriás mérés;
- pH: elektrometriás mérés;
- széntartalom: krómsavas roncsolás után fotometriás mérés [10];
- nitrogéntartalom: Kjeldahl-meghatározás [10];
- K₂O-tartalom: zavarosság-mérés [10];
- P₂O₅-tartalom: fotometriás meghatározás [10].

A termikus salakokat savas feltárással (bórsav + nátrium-karbonát 5 : 2 elegyével) készítettük elő a vizsgálatokhoz.

SiO₂ > gravimetriás meghatározás
SO₃²⁻

Fe₂O₃ > komplexometriás titrálás
CaO >
MgO >

Modellkísérletünkben a talajra került szerves hulladékból kilúgzódó nedvesség néhány fontosabb kémiai, biológiai, ökológiai jellemzőjét a következő módszerekkel határoztuk meg:

Az átszivárgó víz mennyiségének mérése: szűrlet összegyűjtésével.

A maximális vízkapacitás meghatározása: 105 °C-on tömegállandóságig történő szárítás, víztelítődés után gravimetriás meghatározás [8].

A pH meghatározása: A szűrlet pH-ját műszeres úton, Radelkis gyártmányú OP-201/2 típusú pH-mérővel, kombinált elektród alkalmazásával mértük.

Kémiai oxigénigény meghatározása: A KOI értékét savas közegben történő kálium-permanganátos titrálással határoztuk meg (MSZ. 260/16-67.).

Toxicológiai teszt: Az átszűrődő nedvesség toxicitását csíranövényteszttel vizsgáltuk. Tesztnövényünk a fehér mustár (*Sinapis alba*) volt. 10 cm átmérőjű petri-csészékbe 2-2 szűrőpapírkorongot helyeztünk, majd a csészéket 2 órán át 160 °C-on sterilizáltuk. Ezután a vizsgálandó szűrletekből 5-5 ml-t mérünk be párhuzamosan 3-3 csészébe. A szűrőpapírra 30 db ép mustármagot helyeztünk. A lezárt petri-csészéket 72 órára 20 °C-os termosztátba helyeztük. A 72 óra eltelte után mértük a csíragyökér hosszát, a hipokotil és a gyökérhossz arányát. Az eredményeket a kontroll %-ában adtuk meg.

Az „összes” baktériumszám meghatározása: Az „összes” baktériumszámot lemezöntéssel vizsgáljuk. A modelltől átszűrődött folyadékból steril fiziológiás konyhasó-oldattal (0,9 %) tizes alapú hígítási sort készítettünk. A hígításokból 0,5 ml-t steril petri-csészébe mértünk, majd 20 ml nutrient táptalajjal jól elkevertük.

A nutrient táptalaj összetétele: 3,0 g húskivonat (Difco); 10,0 g pepton; 20,0 g Bacto-agar; 1000,0 ml desztillált víz; pH = 7,0-7,2

Minden hígításból 3-3 párhuzamos lemezt készítettünk. 37 °C-on inkubáltuk a lemezeket. A kifejlődött telepek számát 24 és 48 órás inkubálás után Titriplaque telepszámláló műszerrel határoztuk meg. Értékelhetőnek azokat a lemezeket tekintettük, melyeken a telepszám 30-300 között volt.

Fekál coliszám meghatározása: A patogén mikroorganizmusok közül a fekális eredetű *Escherichia coli* minőségi és mennyiségi meghatározását végeztük el. A vizsgálatokhoz a Humán Oltóanyagtermelő és Kutató Intézet által előállított Endo portáptalajt használtuk [5].

Sterilizálás után a táptalajt 20 ml-enként steril petri-csészékbe mértük. Az így készült lemezeket 24 óráig 37 °C-os termosztátban tartottuk, a kondenzvíz eltávolítása céljából. Az összes baktériumszám meghatározásához készített hígítási sort használtuk a fekál coli vizsgálatához is. A hígításokból 0,2-0,2 ml-t mértünk 3-3 párhuzamos Endo-lemezre, a baktériumszuszpenziót hajlított, steril üvegbottal egyenletesen szélesztettük. A lemezeket 37 °C-on 48 óráig inkubáltuk, 24 és 48 óra elteltével számoltuk a fémes csillogású, fekális eredetű *Escherichia coli* telepeket.

Az ismertett vizsgálatokat elvégeztük a rétegzett „A” és „B” modellekről lefolyó szűrletből, és a salak-, talaj-, hulladék- és a hagyományos fedőanyag kontrollról leszivárgó szűrletekből.

A cellulóz bontó mikroorganizmusok vizsgálata Unger-féle cellulóz-teszttel történt [9]. Műszálas hálóból készült zacskóba 1,000 g műszálat nem tartalmazó szemészetű vattát mértünk. Az „A” és „B” modellből összesen 18 db párhuzamos összeállításban a hulladék réteg középső részébe helyeztük el a zacskókat. Az inkubálási periódus negyedik hetétől rendszeresen eltávolítottuk az „A” és

„B” modell 1–1 tesztczacsóját. Megfelelő előkezelés után, gravimetriás mérésel következtettünk a mineralizáció mértékére.

A kezelés során a tesztczacsókat 1%-os HCl-oldatban főztük, majd mosás, szárítás után eltávolítottuk a vattamaradékot a zacskóból. A maradékot tömegállandóságig történő szárítás után elszenesítettük, 600 °C-on elektromos fűtésű izzítókemencében hamvasztottuk el, majd visszamértük a hamu tömegét. A 105 °C-on szárított és az izzítási tömeg különbsége alapján kaptuk meg a visszamaradt cellulóz tömegét. A standard cellulóz-tesztek izzítási veszteségéből határoztuk meg az eredeti, bevitt cellulóztartalmat.

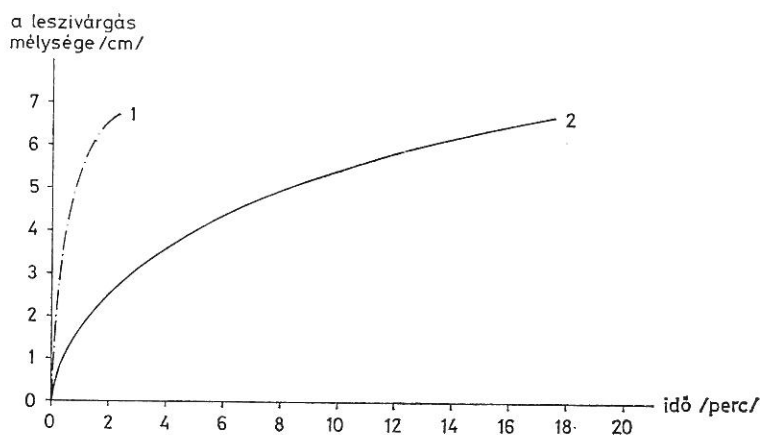
Az eredmények és értékelésük

A termikus salak maximális vízkapacitása 58,52 %, a hagyományos fedőanyagé 38,72 %, ehhez kapcsolódóan az anyagok víztelítődését az 1. ábra szemlélteti.

Míg a hagyományos fedőanyag 2–2,5 perc alatt veszi fel a maximális vízkapacitásnak megfelelő mennyiségű vizet, addig a salak 16–18 perc alatt. A vizsgálati periódus első hetében a „B” modellen átszivárgó víz mennyisége 10 %-kal meghaladta az „A” modellen mért vízmennyiséget. Az észlelt eltérés a salak nagyobb víztartó képességével magyarázható.

Az enyhén savas (pH: 5,05–6,93) szivárgó vizek kémhatása a második héttől lúgos irányba változik, majd a 9. héttől a pH értéke fokozatosan megközelíti a semleges tartományt, mindkét modell esetében. A szivárgó vizek oxidálható szervesanyag-tartalmát a vizek oxigénfogyasztásával jellemeztük. Eredményeinket az 1. táblázatban adtuk meg.

A kísérlet első fázisában az átszűrődött víz jelentős szervesanyag-tartalma okozta a magas KOI értéket. Később a kilúgozható, oxigént fogyasztó szervesanyag-tartalom csökkenésével egyre alacsonyabb KOI értékeket mérünk.



1. ábra

A hulladékártalmatlanítás technológiájánál használt anorganikus fedőanyagok vízfelvevő képessége. 1. Hagyományos fedőanyag. 2. Salak

1. táblázat

Laboratóriumi modelleken átszűrődött nedvesség kémiai oxigénigény (KOI) értékeinek alakulása

(1) Inkubációs idő, hét	(2) Kémiai oxigénigény (KOI) O ₂ , mg/l	
	„A” Salakkal takart modell	„B” Fedőanyaggal takart modell
	1	1221
2	289	102
4	69,9	42,0
7	31,6	40,2
11	15,4	21,7
14	10,8	18,5

2. táblázat

Települési szilárd hulladékból kilúgozott vizek szennyeződéseinek összetevői

(1) Vizsgált jellemző	mg/l	(1) Vizsgált jellemző	mg/l
Cl ⁻	359–4011	Ca	55–1750
NH ₃	59–1337	Fe	2,7–1350
NO ₃ ⁻	1,2–35	Cu	0,022–0,318
P	0,6–11,1	Zn	0,146–12,9
HCO ₃ ⁻	1320–13 247	Cd	0,003–0,018
SO ₄ ²⁻	34–1060	Pb	0,018–0,326
K	116–2010	Cr	0,093–1,182
Na	186–2840	As	0,056–0,270

3. táblázat

Laboratóriumi modellen átszűrődött nedvesség toxikológiai hatása

(1) Inkubációs idő, hét	(2) Toxikológiai hatás (gyökérhossz a kontroll %-ában)	
	„A” Salakkal takart modell	„B” Fedőanyaggal takart modell
	1	4,02
2	4,85	101,37
4	95,46	113,46
7	95,05	85,45
11	99,63	109,07
14	111,07	106,15

A települési szilárd hulladékok szivárgó vizeiben mérhető szerves szennyeződések mennyiségét, irodalmi adatok alapján, a 2. táblázatban foglaltuk össze [2].

4. táblázat

Az „A” és „B” modellen átszivárgó víz „összes” baktériumszámának és fekál coliszámának változása

(1) Inkubációs idő, hét	„A” modell		„B” modell	
	(2) „összes” baktérium- szám	(3) fekál coli- szám	(2) „összes” baktérium- szám	(3) fekál coli- szám
telepszám/ml				
1	$1,07 \cdot 10^7$	$1,28 \cdot 10^6$	$7,18 \cdot 10^6$	$6,47 \cdot 10^5$
2	$1,87 \cdot 10^7$	$9,62 \cdot 10^6$	$3,23 \cdot 10^7$	$8,30 \cdot 10^6$
3	$1,10 \cdot 10^7$	$9,92 \cdot 10^5$	$1,81 \cdot 10^7$	$1,82 \cdot 10^5$
4	$1,23 \cdot 10^7$	$1,35 \cdot 10^5$	$1,49 \cdot 10^6$	$2,14 \cdot 10^4$
5	$6,39 \cdot 10^6$	$2,88 \cdot 10^4$	$9,10 \cdot 10^5$	$7,13 \cdot 10^3$
6	$2,31 \cdot 10^6$	$1,02 \cdot 10^4$	$5,21 \cdot 10^6$	$2,31 \cdot 10^4$
7	$1,59 \cdot 10^6$	$4,16 \cdot 10^3$	$1,52 \cdot 10^6$	$1,35 \cdot 10^4$
8	$1,06 \cdot 10^7$	$3,13 \cdot 10^3$	$6,54 \cdot 10^5$	$1,53 \cdot 10^3$
9	$2,48 \cdot 10^6$	$4,41 \cdot 10^2$	$4,16 \cdot 10^5$	$6,59 \cdot 10^1$
10	$1,39 \cdot 10^6$	$8,85 \cdot 10^1$	$4,35 \cdot 10^6$	$9,82 \cdot 10^1$
11	$2,02 \cdot 10^6$	$8,57 \cdot 10^1$	$2,46 \cdot 10^6$	$1,15 \cdot 10^2$
12	$1,36 \cdot 10^6$	$3,76 \cdot 10^1$	$1,09 \cdot 10^6$	$4,13 \cdot 10^2$
13	$3,56 \cdot 10^5$	$2,00 \cdot 10^1$	$2,91 \cdot 10^5$	$4,01 \cdot 10^1$
14	$4,07 \cdot 10^5$	$1,65 \cdot 10^0$	$1,25 \cdot 10^6$	$6,90 \cdot 10^1$

„A” modell összetétele: 150 g réti csernozjom talaj; 100 g települési szilárd hulladék; 100 g termikus salak.

„B” modell összetétele: 150 g réti csernozjom talaj; 100 g települési szilárd hulladék; 100 g hagyományos fedőanyag.

A modellekről szivárgó vizek a vizsgálati periódus kezdetén jelentős toxikus hatást gyakoroltak a csíranövény növekedésére (3. táblázat). A toxikus hatás az „A” modell esetében tovább tartott. A kezdeti csírázást gátló hatás a kísérleti periódus végére megszűnt. Az „A” és „B” modell szivárgó vizei a 14. héten kifejezett serkentő hatást fejtettek ki a mustármag csírázására. A kezdeti toxicitást a szivárgó vizek magas szerves és szervetlen szennyeződése okozta. A szennyezőanyag-mennyiségek a távozó vízmennyiségekkel arányosan csökkentek. Hetente vizsgáltuk a szivárgó vizek „összes” baktériumszámát, és a közegészségügyi indexként felfogható fekál coliszámot.

Az „összes” baktériumszám-értékek az első hetekben enyhe növekedést mutattak mind a két modell esetében. Az értékek a vizsgálati periódus végére $10^5 - 10^6$ nagyságrendben ingadoztak.

A fekál coliszám-meghatározásoknál a kísérleti periódus kezdetén az „összes” baktériumszám alakulásához hasonló tendenciákat tapasztaltunk. A fekál coliszámértékek növekedését mértük a második hétig mind a két modell esetében. Ettől az időszaktól kezdve a fekál coliszámértékek jelentősen csökkentek a kísérleti periódus végéig. Ez a csökkenés az „A” modell esetében nagyobb mérvű, a 14. héten mért érték $1,65 \cdot 10^0$, míg a „B” modellben $6,90 \cdot 10^1$. Az eredményeket a 4. táblázat összegzi.

A modellt alkotó kiindulási anyagok bakteriológiai jellemzőit az 5. táblázat szemlélteti. Az 1000°C -on égetett hulladékból keletkező salak csíramentes, az első héten észlelt $6,66 \cdot 10^0$ telep/ml érték abból adódik, hogy steril mintavételre nem volt lehetőségünk. A 14. hétre a mikroorganizmusok „rekolonizá-

5. táblázat

Az „A” és „B” modell komponensein átszivárgó víz „összes” baktériumszámának és fekál coliszámának változása

(1) Vizsgálati anyag	(2) „Összes” baktériumszám telepszám/ml		(3) Fekál coliszám telepszám/ml	
	1. hét	14. hét	1. hét	14. hét
a) Salak	$6,66 \cdot 10^0$	$7,40 \cdot 10^4$	0	0
b) Hagyományos fedőanyag	$9,24 \cdot 10^4$	$5,20 \cdot 10^3$	$3,84 \cdot 10^2$	0
c) Szilárd hulladék	$8,63 \cdot 10^6$	$2,41 \cdot 10^5$	$5,90 \cdot 10^5$	$1,65 \cdot 10^9$
d) Réti csernozjom talaj	$1,51 \cdot 10^4$	$2,99 \cdot 10^4$	$1,17 \cdot 10^4$	0

cióját” mértük, a visszatelepült szervezetek között patogén törzseket nem találtunk. A salakokban a fajdiverzitás kisebb, mint a talajban.

A modellekben zajló lebontási folyamatok intenzitását a cellulózbontó mikroorganizmusok aktivitásával mértük. A dekompozíciós folyamatok intenzitásának egyik mértéke a növényi eredetű szerves anyagok tömegcsökkenése.

A cellulózbontás mértékét a vizsgálati periódus negyedik hetétől rendszeresen ellenőriztük mind a két modell esetében.

A biológiai aktivitás lényeges változásait szemlélteti a 6. táblázat. A hatodik hétig a lebomlás 4,59 – 5,90%, majd az aktivitás fokozódik a vizsgált modellekben.

A 11. héten közel 20%-os aktivitási különbséget észleltünk az „A” és „B” modell között, amely érték a 13. hétre 12%-ra csökkent. A kapott eredmények összhangban vannak az „összes” baktériumszám értékével.

Az „A” modell „összes” baktériumszáma a 14. héten $4,07 \cdot 10^5$, míg a „B” modellé $1,25 \cdot 10^6$ volt. Ezért a mineralizációs folyamatokban kevesebb mikroorganizmus vehetett részt az „A” modellekben, aminek következménye a kisebb mérvű cellulózbontás.

6. táblázat

Laboratóriumi modellek biológiai aktivitásának meghatározása Unger-féle cellulóztesszttel

(1) Inkubációs idő, hét	(2) Elbontott cellulóz mennyisége a bevitt cellulóz %-ában	
	„A” Salakkal takart modell	„B” Fedőanyaggal takart modell
4	1,34	6,92
6	4,59	5,90
11	55,77	75,30
14	63,74	76,13

Összefoglalás

A hulladék-lerakóhelyen végbemenő folyamatokat a szivárgó vizek mennyiségi és minőségi változásainak elemzésével követtük nyomon, laboratóriumi modellkísérletben.

Régi csernozjom talajra települési szilárd hulladékot rétegeztünk, fedőanyagként termikus salakot („A” modell), és hagyományos takaróanyagot („B” modell) alkalmaztunk. Az optimális összetételű és 14 hetes inkubációs feltételek között tartott modelleket hetente ismert mennyiségű desztillált vízzel kezeltük.

Meghatároztuk a vizsgálatokhoz felhasznált anyagok, valamint a települési szilárd hulladékból kilúgzódó víz fontosabb fizikai, kémiai, biológiai és ökológiai paramétereit.

Megállapítottuk, hogy:

1. A szivárgó vizek mennyisége és minősége a lerakóhely rétegeiben végbe menő összetett fizikai–kémiai és biológiai folyamatoktól függ.

2. Az elemzések azt mutatják, hogy a szivárgó vizek szennyezhetik a talajt, a talaj- és felszíni vizeket. A vizsgálati periódus kezdetén a szivárgó vizek szervesanyag-tartalma, sókoncentrációja nagy, később az anaerob erjedés második szakaszában a szennyezőanyag-koncentrációk számottevően kisebbek, mind a két modell esetében.

3. A termikus salakok fizikai (szerkezet, maximális vízkapacitás) és kémiai tulajdonságaik alapján a rendezett hulladéklerakás technológiájánál, környezetvédelmi szempontból jobb hatásfokkal alkalmazhatók, mint a hagyományos fedőanyagok.

I r o d a l o m

- [1] FEHÉR, GY.: Települési hulladékok eltávolítása és hasznosítása. Műszaki Könyvkiadó. Budapest. 1977.
- [2] JAMES, S. C.: Metals in municipal landfill leachate and their health effects. Amer. J. Publ. Hlth. **67**. 429. 1977.
- [3] JOHNSON, C. J.: Toxic soluble waste disposal in sanitary landfill site draining to an urban water supply. Amer. J. Publ. Hlth. **67**. 468. 1977.
- [4] Methods of analysis of sewage, sludge, solid waste and compost. Proc. of the WHO International Reference Centre for Waste Disposal. Dübendorf. 1978.
- [5] ORMAY, L.: Orvosi laboratóriumi asszisztensek kézikönyve. Medicina Könyvkiadó. Budapest. 1972.
- [6] PHUNG, H. T. & Ross, D. E.: Soil incorporation of municipal solid waste. Public Works. **108**. (11) 76–78. 1977.
- [7] SHELEF, G. et al.: Combined treatment and disposal of municipal solid wastes and waste-water sludge. In: Proc. of the Pan American Congress on Solid Wastes. Sao-Paulo, Brasil. 1978.
- [8] STEFANOVITS, P.: Talajtan. Mezőgazd. Kiadó. Budapest. 1977.
- [9] SZEGI, J.: Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek. Mezőgazd. Kiadó. Budapest. 1979.
- [10] Talaj- és trágyavizsgálati módszerek. (Eds.: BALLENEGGER, R. & DI GLÉRIA, J.) Mezőgazd. Kiadó. Budapest. 1962.
- [11] Talajvédelem, környezetvédelem. (Ed.: STEFANOVITS, P.) Mezőgazd. Kiadó. Budapest. 1977.
- [12] Útmutató a települési szilárd hulladékok rendezett lerakással történő ártalmatlanításához. Építésügyi Tájékoztatási Központ kiadványa. Budapest. 1978.
- [13] WANDS, R. C.: Solid waste disposal: a long-standing public health problem comes of age. Amer. J. Publ. Hlth. **67**. 419. 1977.
- [14] WEIGERT, R.: Technical development and progress in regard to sanitary landfills. In: Proc. of the 2nd International Congress of ISWA on the Solid Waste Management. 240–250. Padova. 1976.

Érkezett: 1982. március 15.

Soil Polluting Effect of Leachate Water from a Landfill Site as Influenced by Different Cover Materials

ZS. PFEIFFER, E. FRUNYÓ and M. KECSKÉS

Municipal Public Services Enterprise and Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry
of the Hungarian Academy of Sciences, Budapest

Summary

The quantitative and qualitative changes in leachate water — resulting from the effect of various cover materials on the processes developing at a landfill site — were analysed in a laboratory model experiment.

Municipal solid wastes were deposited on a meadow chernozem soil and incinerator sludge ("A" model) as well as traditional cover material ("B" model) were used as covering material. The models — having optimal composition and incubated for 14 weeks — were watered with a specified quantity of distilled water weekly.

The most important physical, chemical and biological parameters of the materials used for the investigations and of the water leached from the municipal solid waste were determined.

It was established that:

1. The quantity and quality of leachate water depended on the combined physico-chemical and biological processes developing in the layers of the landfill site.

2. Leachate waters can pollute the soil, the groundwaters and the surface waters. The organic material content and the salt concentration of the leachate waters were higher at the beginning of the investigation period; later, in the second phase of anaerobic fermentation, the polluting material concentrations were much smaller in both models.

3. Incinerator sludges are — on account of their physical, chemical and biological characteristics — more appropriate for regular waste filling from the point of view of environmental protection than the traditional cover material.

Table 1. Values of chemical oxygen requirement (KOI) of water filtered through the laboratory models. (1) Incubation time, weeks. (2) Chemical oxygen requirement (KOI), O₂, mg/l. "A": model covered with incinerator sludge; "B": model covered with traditional cover material.

Table 2. Pollution factors of waters leached from municipal solid wastes. (1) Investigated characteristics.

Table 3. Toxicological effect of moisture filtered through the laboratory models. (1) Incubation time, weeks. (2) Toxicological effect (length of root in % of control). For "A" and "B" see Table 1.

Table 4. Change of the "total" number of bacteria and fecal coli in water seeping through models "A" and "B". (1) Incubation time, weeks. (2) Total number of bacteria. (2) Number of fecal coli, colony number/ml. "A": composition of model covered with incinerator sludge: 150 g meadow chernozem soil, 100 g municipal solid waste, 100 g incinerator sludge. "B": composition of model covered with traditional cover material: 150 g meadow chernozem soil, 100 g municipal solid waste, 100 g traditional cover material.

Table 5. Change of "total" number of bacteria and fecal coli in water seeping through the components of models "A" and "B". (1) Investigated material: a) incinerator sludge; b) traditional cover material; c) solid waste; d) meadow chernozem soil. For (2) and (3) see Table 4.

Table 6. Determination of the biological activity of laboratory models by Unger cellulose test. (1) Incubation time, week. (2) Quantity of decomposed cellulose in % of cellulose added. For "A" and "B" see Table 1.

Fig. 1. Water capacity of inorganic materials used in rendering wastes harmless. 1. Traditional cover material. 2. Incinerator sludge. Vertical axis: depth of seepage, cm. Horizontal axis: time, minute.

Über die bodenverschmutzende Wirkung des Sickerwassers der Abfallablagerungsstätten bei Anwendung verschiedener Deckstoffe

ZS. PFEIFFER, E. FRUNYÓ und M. KECSKÉS

Unternehmen zur Instandhaltung der Hauptstädtischen Öffentlichen Gebiete und Forschungsinstitut für Bodenkunde und Agrilkulturchemie der Ungarischen Akademie der Wissenschaften, Budapest

Zusammenfassung

Es wurden die quantitativen und qualitativen Veränderungen der Sickerwasser auf den Abfall-Ablagerungsstätten in einem Labormodellversuch untersucht.

Auf einen Wiesen-Tschernozeimboden wurde schichtenweise fester städtischer Abfall aufgetragen. Als Deckschicht diente thermische Schlacke (Modell »A«) und üblicher Deckstoff (Modell »B«). Den unter den Bedingungen einer 14-wöchigen Inkubation gehaltenen Modellen von optimaler Zusammensetzung wurden wöchentlich eine gegebene Menge destillierten Wassers beigelegt.

Es wurden die wichtigeren physikalischen, chemischen, biologischen und ökologischen Parameter der zur Untersuchung verwendeten Stoffe, sowie des aus dem Abfall herausickernden Wassers bestimmt.

Es wurde festgestellt:

1. Die Menge und Qualität der Sickerwasser hängen von den in den Schichten des Ablagerungshaufens vor sich gehenden zusammengesetzten physikalischen, chemischen und biologischen Vorgängen ab.

2. Aufgrund der Analysendaten können die Sickerwasser den Boden, die Grund- und die Oberflächenwasser verschmutzen. Zu Beginn der Untersuchungsperiode sind der Gehalt an organischen Stoffen und die Salzkonzentration hoch, später in der 2. Periode der anaeroben Gärung sind die obengenannten Konzentrationen wesentlich geringer, im Falle beider Modelle.

3. Aufgrund ihrer physikalischen (Struktur und maximale Wasserkapazität) und chemischen Eigenschaften können die thermischen Schlacken vom Standpunkt des Umweltschutzes aus bei der Technologie geordneter Abfallablagerung mit einem höheren Wirkungsgrad verwendet werden, als die üblichen Deckstoffe.

Tab. 1. Wertgestaltung beim chemischen O-Bedarf (KOI-Werte) der durch die Labormodelle gesickerten Feuchtigkeit. (1) Inkubationsdauer, Wochen. (2) Chemischer O-Bedarf (KOI-Wert), O₂ mg/l. »A«: mit Schlacke bedecktes Modell. »B«: mit dem üblichen Deckstoff bedecktes Modell.

Tab. 2. Verschmutzungskomponenten des aus festem städtischem Abfall ausgeleugten Wassers. (1) Bestimmte Komponente.

Tab. 3. Toxikologische Wirkung der durch die Labormodelle gesickerten Feuchtigkeit. (1) Inkubationsdauer, Wochen. (2) Toxikologische Wirkung (Wurzellänge in Prozenten der unbehandelten Kontrolle. »A« und »B«: s. Tab. 1.

Tab. 4. Änderung der gesamten Bakteriumzahl und Fekal-Colizahl des durch die Modelle »A« und »B« gesickerten Wassers. (1) Inkubationsdauer, Wochen. »A«: Zusammensetzung des mit Schlacke bedeckten Modells »A«: 150 g Wiesen-Tschernozeimboden, 100 g fester städtischer Abfall, 100 g thermische Schlacke. »B«: Zusammensetzung des mit dem üblichen Deckstoff bedeckten Modells »B«: 150 g Wiesen-Tschernozeimboden, 100 g fester städtischer Abfall, 100 g üblicher Deckstoff. (2) Gesamte Bakterienzahl, Anzahl der Bakterienkolonien/ml. (3) Fekal-Colizahl, Anzahl der Bakterienkolonien/ml.

Tab. 5. Änderung der gesamten Bakteriumzahl und der Fekal-Colizahl des durch die einzelnen Komponenten der Modelle »A« und »B« gesickerten Wassers. (1) Untersuchte Komponenten: a) Schlacke; b) üblicher Deckstoff; c) fester städtischer Abfall; d) Wiesen-Tschernozeimboden. (2)–(3): s. Tab. 4.

Tab. 6. Bestimmung der biologischen Aktivität der Labormodelle mit dem Zellulosetest nach Unger. (1) Inkubationsdauer, Wochen. (2) Menge der zersetzten Zellulose in Prozenten (%) der gegebenen Zellulose. »A« und »B«: s. Tab. 1.

Abb. 1. Wasseraufnahmefähigkeit der bei der Abfallbeseitigung verwendeten anorganischen Deckstoffe. 1. Üblicher Deckstoff. 2. Schlacke. Ordinate: Einsickerungstiefe. Abszisse: Zeitdauer, Minuten.

Загрязняющее действие воды, просачивающейся из городских мусорных свалок, на почву при использовании различных покровных материалов

Ж. ПФЕЙФЕР, Е. ФРУНЬО и М. КЕЧКЕШ

Предприятие по очистке города и Научно-исследовательский институт почвоведения и агрохимии Венгерской Академии Наук, Будапешт

Резюме

В лабораторном модельном опыте, оценивая качество и количество вытекающей воды, проследили процессы проходящие в мусорных свалках.

На луговой чернозем нанесли слой твердых отходов, в качестве покровного материала использовали термический шлак (модель «А») и обычный покровный материал (модель «В»). Модели с оптимальным составом и выдерживаемые 14 недель в условиях инкубации, еженедельно поливали определенным количеством дистиллированной воды.

Определили наиболее важные физические, химические, биологические и экологические параметры для материалов, использованных в опытах и для воды, вытекающей из твердых компонентов городских мусорных свалок.

Установили следующее:

1. Количество и состав вытекающей воды зависит от комплексных физико-химических и биологических процессов, идущих в слоях мусорных свалок.

2. Анализ показал, что просачивающиеся из мусорных свалок воды могут загрязнять почву, поверхностные и грунтовые воды.

В самом начале периода исследований содержание органического вещества и солей в просачивающихся водах было высоким, позднее во втором периоде анаэробного брожения концентрация загрязняющих веществ значительно снижалась в обоих модельных опытах.

3. Исходя из физических (структура, максимальная влагоемкость) и химических свойств термических шлаков, при правильной технологии свалки мусора, они с точки зрения защиты окружающей среды гораздо эффективнее, чем обычные покровные материалы.

Табл. 1. Формирование величин химической потребности кислорода (КО1) влаги, просачившейся в модельных опытах. (1) Время инкубации, неделя. (2) Химическая потребность кислорода (КО1), O₂ мг/л. «А»: Модель покрытая шлаком. «В» Модель покрытая обычным покровным материалом.

Табл. 2. Показатели загрязнения воды, вытекающей из твердых компонентов городских мусорных свалок. (1) Изученные параметры.

Табл. 3. Токсическое влияние воды, просачившейся из лабораторных моделей. (1) Время инкубации, неделя. (2) Токсическое действие (длина корней в процентах от контроля). «А» и «В» смотри в таблице 1.

Табл. 4. Изменение общего числа бактерий и фекальных колибактерий в воде из моделей «А» и «В». (1) Время инкубации, неделя. «А» состав модели, покрытой шлаком: 150 г лугового чернозема, 100 г твердого городского мусора, 100 г термического шлака. «В» состав модели, покрытой обычным покровным материалом: 150 г чернозема, 100 г твердого городского мусора, 100 г обычного покровного материала. (2) «Общее» количество бактерий, колоний/мл. (3) Количество фекалийных коли-бактерий, колоний/мл.

Табл. 5. Изменение «общего» количества бактерий и количества фекалийных коли-бактерий в воде, просачившейся через твердые компоненты моделей «А» и «В». (1) Изученные материалы: а) шлак, б) обычный покровный материал, с) твердый мусор, д) луговой чернозем. (2)–(3) смотри в таблице 4.

Табл. 6. Изучение биологической активности в лабораторных моделях с помощью целлюлозных тестов Унгер. (1) Время инкубации (неделя). (2) Количество разрушившейся целлюлозы в процентах от внесенной. «А» и «В» смотри в таблице 1.

Рис. 1. Поглощение воды анионическими покровными материалами, использованными в технологии по обезвреживанию мусора. 1. Обычный покровный материал. 2. Шлак. Ордината: количество просачившейся воды. Абсцисса: время, в минутах.