

DEBRECENI EGYETEM  
AGRÁRTUDOMÁNYI CENTRUM  
MEZŐGAZDASÁGTUDOMÁNYI KAR



**NÖVÉNYTERMESZTÉSI ÉS KERTÉSZETI TUDOMÁNYOK  
DOKTORI ISKOLA**

*Doktori Iskola vezető:*

**Győri Zoltán DSc**

**a mezőgazdasági tudomány doktora**

*Témavezető:*

**Győri Zoltán DSc**

**a mezőgazdasági tudomány doktora**

**KÜLÖNBÖZŐ SZERVES HULLADÉKOK ÉS KEZELÉSÜK UTÁN  
KELETKEZETT TERMÉKEK KÉMIAI VIZSGÁLATA**

*Készítette:*

**Simándi Péter**

**doktorjelölt**

DEBRECEN  
2008

**KÜLÖNBÖZŐ SZERVES HULLADÉKOK ÉS KEZELÉSÜK UTÁN  
KELETKEZETT TERMÉKEK KÉMIAI VIZSGÁLATA**

*Értekezés a doktori (PhD) fokozat megszerzése érdekében  
a növénytermesztési és kertészeti tudományágban*

Írta: *Simándi Péter* doktorjelölt

**A doktori szigorlati bizottság:**

	Név	Tud. fokozat
Elnök:	Dr. Thyll Szilárd	mg. tud. kandidátusa
Tagok:	Dr. Tamás János	mg. tud. doktora
	Dr. Heltai György	mg. tud. doktora

A doktori szigorlat időpontja: 2008. január 18.

**Az értekezés bírálói:**

Név	Tud. fokozat	Aláírás
	.....	.....
	.....	.....
	.....	.....

**A bíráló bizottság:**

	Név	Tud. fokozat	Aláírás
Elnök:	.....	.....	.....
Titkár:	.....	.....	.....
Tagok:	.....	.....	.....
	.....	.....	.....
	.....	.....	.....
	.....	.....	.....
	.....	.....	.....
	.....	.....	.....
	.....	.....	.....
	.....	.....	.....

Az értekezés védésének időpontja: 200.....

## TARTALOM

1. BEVEZETÉS .....	4
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS .....	6
2.1. Szerves hulladékok hasznosításának és mikrobiológiai kezelésének szükségessége.....	6
2.2. Szerves hulladékok hasznosítása a mezőgazdaságban .....	8
2.3. Komposztálás.....	10
2.3.1. A komposztálás folyamata.....	11
2.3.1.1. Tápanyagok.....	11
2.3.1.2. Oxigénellátás és levegőztetés.....	13
2.3.1.3. Szerkezet.....	14
2.3.1.4. Nedvesség.....	15
2.3.1.5. Hőmérséklet .....	15
2.3.2. A komposztálás szakaszai.....	16
2.4. A komposztálás során lejátszódó szerves anyag átalakulási folyamatok .....	17
2.4.1. A talaj szerves anyagai .....	18
2.4.2. A humuszanyagok szerkezete és tulajdonságai .....	21
2.4.2.1. Huminsav .....	21
2.4.2.2. Fulvosavak.....	23
2.4.2.3. A funkciós csoportok reakciói.....	24
2.5. A szerves anyagok bomlási folyamatai.....	25
2.5.1. Humifikáció .....	26
2.5.2. Mineralizáció .....	28
2.5.2.1. Nitrogén mineralizáció .....	28
2.5.2.2. Szén mineralizáció .....	30
2.5.2.3. Karbonsavak keletkezése és bomlása .....	32
2.6. Komposztok érettsége és stabilitása .....	33
3. ANYAG ÉS MÓDSZER .....	37
3.1. A vizsgálatokhoz felhasznált anyagok.....	37
3.1.1. A két fajta anyagkeverék kiindulási összetétele .....	37
3.1.2. A hőkezelési kísérlethez felhasznált anyagok .....	38
3.1.3. Az anyagátalakulási folyamatoknál felhasznált komposztok jellemző paraméterei.....	40
3.2. Komposztálási technológiák .....	41

3.2.1. Yamagata komposzt (aktív levegőztetett).....	41
3.2.2. Shimoduma komposzt (prizmás eljárás).....	41
3.2.3. Növényi maradványok hőkezelése .....	42
3.3. Inkubációs kísérletek .....	42
3.3.1. Kezeletlen és hőkezelt minták vizsgálata .....	42
3.3.2. Anaerob inkubáció.....	42
3.3.3. Aerob inkubáció.....	43
3.4. Alkalmazott analitikai vizsgálatok.....	43
4. EREDMÉNYEK.....	47
4.1. Az aktív levegőztetett és a prizmás komposztálási eljárások összehasonlítása... 47	
4.1.1. Anyagátalakulási folyamatok a két komposztálási technológiában .....	48
4.1.1.1. <i>Aktív levegőztető rendszerrel előállított (Yamagata) komposzt</i> .....	49
4.1.1.2. <i>Prizmás eljárással előállított komposzt (Shimoduma komposzt)</i> .....	55
4.2. Szerves anyagok biológiai bontásának gyorsítása hőkezeléssel.....	61
4.2.1. A növényi minták hőkezelése .....	62
4.2.2. Szénformák változása az anyagátalakulási folyamatokban .....	64
4.2.3. Nitrogénformák változása az anyagátalakulási folyamatokban.....	66
4.2.4. A csírázási index alakulása a kezelések hatására.....	71
4.2.5. Karbonsavak koncentrációjának változása az anyagátalakulási folyamatokban.....	73
4.3. Kész komposztok anyagátalakulási folyamatainak nyomon követése .....	76
4.3.1. Különböző összetételű komposztok anyagátalakulási folyamatai aerob és anaerob feltételek között.....	78
4.3.1.1. <i>Szénforgalom a talaj-komposzt keverékekben</i> .....	78
4.3.1.2. <i>Nitrogénforgalom a talaj-komposzt keverékekben</i> .....	82
4.3.1.3. <i>Kémhatás és sótartalom változása a talaj-komposzt keverékekben</i> .....	85
5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK.....	89
5.1. Az aktív levegőztetett és a prizmás komposztálási eljárások összehasonlítása... 89	
5.2. Szerves anyagok biológiai bontásának gyorsítása hőkezeléssel.....	91
5.3. Különböző összetételű komposztok anyagátalakulási folyamatai aerob és anaerob feltételek között.....	94
5.4. Új tudományos eredmények .....	96
5.5. Az eredmények gyakorlati hasznosíthatósága .....	96
6. ÖSSZEFOGLALÁS .....	98

6.1. Technológiai minősítési kutatások.....	98
6.2. A C-N formák átalakulásának vizsgálatához végzett kísérletek.....	99
6.3. Komposzt hatása a homoktalaj C-N forgalmára.....	100
7. SUMMARY.....	101
7.1. Technology assessment research .....	101
7.2. Tests performed for the transformation study of C-N forms .....	102
7.3. The impact of composts on the C-N turnover of sandy soils.....	103
FELHASZNÁLT IRODALOM.....	105
A felhasznált szakirodalom jegyzéke.....	105
Saját publikációk az értekezés témakörében.....	121
MELLÉKLETEK.....	124
Variancia táblázatok .....	124
Ábrák jegyzéke .....	134
Táblázatok jegyzéke .....	136
NYILATKOZATOK .....	137

## 1. BEVEZETÉS

A talajtermékenység megőrzésének egyik fontos eleme a szervesanyag-gazdálkodás megfelelő szintje. Ezt a különböző kultúrák különböző módon, az adott kor technikai szintjének megfelelően oldották meg. Napjainkban, elsősorban az urbanizáció következtében, a fogyasztási szokások jelentős változása miatt világszerte napról-napra nő a keletkezett hulladékok mennyisége. A megnövekedett hulladékmennyiség egyre nagyobb kockázatot jelent a környezetre. A hulladék mennyiségének csökkentésére a legkézenfekvőbb megoldás a hasznosítás. A szerves hulladékok egy részének hasznosítása már megoldott (fémek), de a növekvő szerves hulladékok (30-50%) hasznosítása még nem kifarrott. Egyes országokban elégetik, máshol mezőgazdasági célra hasznosítják (komposztálják), illetve „jobb” esetben lerakón helyezik. Az állatlétszám csökkenésével kevesebb az istállótrágya kínálat, viszont a talajtermékenység fenntarthatósága megfelelő szervesanyag-gazdálkodást kíván. A hulladékban lévő szerves anyag megfelelő feldolgozás után részben pótolhatja a talajerő-gazdálkodás szerves anyag hiányát.

A hulladékból készült komposzt sokféle, tulajdonságát meghatározza az eredete. Beszélhetünk iszap, élelmiszeripari hulladék, zöld hulladék, stb. komposztról. Az istállótrágya minősítésére használt paraméterek szükségesnek, de kevésnek bizonyulnak a komposztok minősítésénél. A makroelem vizsgálatok (N, P, K), C/N arány nem elégségesek a komposzt tulajdonságainak leírásához, ki kell egészíteni ezeket más paraméterekkel (TOC, respiráció, biomassza C, N, stb) is. Még napjainkban sem rendelkezünk a komposzt minősítésének olyan kidolgozott módszerével, amely helyesen ítélné meg a komposzt mezőgazdasági értékét.

A talaj minőségének megőrzése alapvető kötelességünk. Ha nem megfelelő minőségű komposztot juttatunk ki a környezetbe, nem csak a terméshozam, de a talaj minősége is romlik. Ezért fontos szempont a kiindulási anyagok és a komposztálási technológiák helyes megválasztása és kivitelezése.

A dolgozatban kémiai paraméterekkel követem nyomon hazánkban a két legelterjedtebb komposztálási technológiát:

- prizmás és
- aktív levegőztetéses rendszert.

A komposztálás idejét és a keletkezett komposzt minőségét nem csak a technológia befolyásolja, hanem a kiindulási anyagban lévő szerves vegyületek minősége és mennyisége, pl. lignin, cellulóz mennyisége és szerkezete. Vizsgáltam, hogy a viszony-

lag nagy lignintartalmú keverék degradálása gyorsítható-e fizikai beavatkozással, azaz hőkezeléssel.

A komposztálás befejezése után az anyag-átalakulási folyamatok nem fejeződnek be a prizmában. A humifikáció tovább folytatódik, ami a végtermék értékét módosíthatja. Vizsgálatokat végeztem arra vonatkozóan, hogy az eltérő kiindulási anyagokból, de azonos technológiával készült, közel hasonló tápanyag-tartalommal rendelkező komposztok eltérnek-e csírázási indexben, respirációban, szén- és nitrogénforgalomban, stb. a talajra történő kijuttatás után. Ezeknek a paramétereknek a megállapítása azért szükséges, hogy meghatározhassuk, milyen arányban szükséges keverni a komposztot a talajjal.

Méréseim során többféle komposzt, illetve zöld hulladék összehasonlítását végeztem azzal a céllal, hogy megállapítsam, mennyire határozza meg a kiindulási anyagkeverék a termék minőségét.

A dolgozat fő célkitűzése, választ kapni az alábbi kérdésekre:

- Hogyan játszódnak le az anyagátalakulási folyamatok a különböző kiindulási anyagokból eltérő komposztálási technológiával készülő komposztokban a gyártás során (szén-, nitrogénforgalom)?
- Mennyire térnek el egymástól a keletkezett komposztok jellemző minőségi mutatói?
- Milyen hatása van a magas lignin és cellulóz tartalmú zöld hulladékok hőkezelésének a humifikációs és mineralizációs folyamatokra? A komposztálás helyettesíthető-e a nyersanyagok magas hőmérsékletű előkezelésével?
- Hogyan viselkednek a talajban a kész komposztok aerob és anaerob körülmények között?

## 2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 2.1. Szerves hulladékok hasznosításának és mikrobiológiai kezelésének szükségessége

Az emberi lét egyik legáltalánosabb kísérő jelensége a hulladékok képződése. Az elmúlt évtizedek műszaki, gazdasági fejlődése, a fokozódó urbanizáció következtében rendkívüli mértékben megnőtt a hulladékok káros hatásai elleni védelem jelentősége, amely ma már a környezetgazdálkodási tevékenység egyik kiemelt feladatkörének tekinthető (RYDING, 1994). A hulladékok környezetkárosító hatásának felismerése mellett egyre nyilvánvalóbbá vált a hulladékok szerepe a természeti erőforrásokkal való ésszerű gazdálkodásban, valamint az anyag- és energiagazdálkodásban. Világszerte növekvő gond az anyag- és energiatakarékos gazdaság kialakítása, amely törekvés jelentős kihívás a hulladékgazdálkodás számára (ÁRVAI, 1993). A hulladékgazdálkodással kapcsolatos környezetvédelmi problémák alapvetően két területre koncentrálnak: a meg nem újítható természeti erőforrások megőrzése és a környezetszennyezés elkerülése (McDOUGALL et al., 2001).

Az emberiség környezetre gyakorolt hatása az Ipari Forradalom óta fokozatosan növekszik, és ez negatív irányú változásokat eredményez. A növekvő népességgel párhuzamosan a jelenlegi gazdasági rendszerek a termelés és a fogyasztás fajlagos növelését ösztönzik. Ennek szükségszerű velejárója környezetünk hatványozott igénybevétele (KÁDÁR, 1998, 1999). Az ipari termelés, ill. az azt igénylő fogyasztás következtében felborult a természetes, zárt ökológiai rendszer, a talajba, a vízbe és a levegőbe jutó anyagok nagy részét a természet nem tudja feldolgozni (NEMÉNYI et al., 2003, 2004).

A hulladékok keletkezésének megelőzése (EPA, 1988), a keletkező hulladékok mennyiségének és veszélyességének csökkentése, hasznosítása, feldolgozása, illetve a nem hasznosítható hulladékok ártalmatlanítása csökkenti a természeti erőforrások igénybevételét, valamint az elhasználandó anyagok hulladék formájában a természetbe való visszakerülését, továbbá eredményesen segíti a gazdaság hatékonyságát. Mindezek a gondolatok visszatükröződnek a hulladékgazdálkodásról szóló 2000. évi XLIII. törvényben. A törvény összhangban az Európai Unió direktíváival:

- a fenntartható fejlődés, a jövő generációk létfeltételeinek, lehetőségeinek biztosítása;
- az energia- és nyersanyagfogyasztás mérséklése, a felhasználás hatékonyságának növelése, a hulladék mennyiségének csökkentése;

- az emberi egészség, a természeti és épített környezet, hulladék okozta terhelésének mérséklése érdekében született.

A törvény célul tűzte ki a települési szilárd hulladékok lerakással történő ártalmatlanítása során a biológiailag lebomló szerves anyag ütemezett csökkentését:

- a) 2004. július 1. napjáig 75%-ra,
- b) 2007. július 1. napjáig 50%-ra,
- c) 2014. július 1. napjáig 35%-ra.

Az Országos Hulladékgazdálkodási Terv alapján a mező- és erdőgazdaságban (közel 30 millió tonna növényi maradvány, melléktermék, nyesedék, erdészeti apadék), valamint az élelmiszeriparban (5 millió tonna) összesen évente mintegy 35 millió tonna hasznosítható biomassa képződik. Ehhez jön még az évente keletkező 287 ezer tonna állati (húsipari, vágóhídi) hulladék, valamint a 45 ezer tonna állati tetem.

1995-ben a 4,5 millió tonna települési szilárd hulladéknak 35%-át tette ki a biohulladék és 17%-át a papírhulladék, ami összesen 2,34 millió tonna biológiailag lebomló hulladékot jelent. Ennek megfelelően 2004-ben maximum 1,76; 2007-ben 1,17; 2014-ben 0,82 millió tonna szerves hulladék rakható le. A becsülhető hulladékképződés alapján – feltételezve, hogy a képződési arányok nem változnak – ez az jelenti, hogy fokozatos fejlesztéssel rendre mintegy 500, 960 és 1340 ezer tonna bio- és zöldhulladék, illetve 240, 470 és 650 ezer tonna papírhulladék elkülönítését és feldolgozását kell megoldani. Ehhez adódik még mintegy 1,1-1,5 millió tonna kommunális és 150 ezer tonna élelmiszeripari szennyvíziszap, melyek szintén magas szervesanyag-tartalommal rendelkeznek.

A képződött hulladékok hasznosítása nemzetközi összehasonlításban meglehetősen alacsony. Az ipari nem-veszélyes hulladék hasznosítása nem éri el a 30%-ot, a veszélyes hulladéké a 20%-ot, míg a közszolgáltatás keretében begyűjtött települési szilárd hulladéknak csak alig 3%-a, a begyűjtött települési folyékony hulladéknak és a szennyvíziszapnak közel 30-40%-a kerül hasznosításra. Így összességében – a mezőgazdasági növényi maradványok visszaforgatását nem számítva – a hasznosítás mértéke a 30%-ot sem éri el.

A biológiai úton lebontható növényi és állati hulladék lerakását gyakorlatilag teljes egészében meg kell szüntetni, és ennek érdekében a talajba közvetlenül vissza nem forgatható hulladék kezelésére komposztáló, biogáz-előállító és -felhasználó, illetve bioenergia hasznosító létesítményeket kell kialakítani. E létesítményekben kell megoldani az élelmiszeripari hulladék kezelését is.

## 2.2. Szerves hulladékok hasznosítása a mezőgazdaságban

A mezőgazdasági nyersanyagok feldolgozása során milliárd tonnányi mennyiségben keletkeznek melléktermékek. Az élelmiszeriparban és más, biológiai anyagokat feldolgozó iparágakban szintén nagy mennyiségű a hulladék. Ezeknek a természetben történő elhelyezése ma már elképzelhetetlen. Ehelyett visszaforgatásukra (reciklizálás), hasznosításukra kell törekedni, pl. a mezőgazdaságban növénytáplálásra, talajjavításra.

A növényi maradványok hasznosítása a tápanyag-gazdálkodás fontos elemévé vált. A növényi maradványok bejuttatása a talajba megváltoztathatja a mikrobiológiai folyamatokat, ezáltal felvehető tápanyagok keletkeznek és növekszik a talaj termőértéke (MISHRA, B. et al., 2002; NAKAMURA et al., 2003). Indiában évente mintegy 246 millió tonna gabonaszalma keletkezik (RAMASWAMY, 1999). A rizsszalma jelentős mennyiségét az aratás után elégetik a szántóföldön. Ezáltal a potenciális szerves szén és növényi tápanyag elvész, mivel így nem kerül visszaforgatásra a talajba (BANGER et al., 1989; BISWAS és NARAYANASAMY, 2002; GANGULY et al., 2005). A rizsszalma hasznosítására több lehetőség is adódik, pl. talajtakarás, közvetlen bedolgozás és komposztálás. A komposztálást részesítik előnyben a termelési maradék csökkentésében. Rizs és egyéb szalma talajba való keverése jó hatással van a talaj fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságaira (MISHRA, B. et al., 2002). DATTA (1982) leírta, ha a talajt szerves anyaggal javította, a pH az inkubáció 60. napjáig növekedett, majd utána szignifikánsan csökkent. Ezt alátámasztja, hogy kezdetben a bázikus kationok hatására növekedett a pH, majd a keletkezett szerves savak hatása dominált a talajreakciókban (LAL et al., 2000).

Napjainkban ismét megnőtt az érdeklődés a szerves trágya növénytermesztésben való felhasználása iránt (GAUR és SINGH, 1995; FUCHS, 2002). A szerves trágya megfelelő tápanyagforrás, de terjedelme, kezelhetősége, a szállítási költségek megnövelik a felhasználás költségeit a műtrágyához viszonyítva. Ebből adódóan javasolt a trágyák tápanyagtartalmának a javítása (MISHRA, M. M., 1992; SINGH et al., 2002; GANGULY et al., 2005). A komposztálás alatt ásványi foszfátadagolással növelhető a komposzt foszfortartalma, így kielégíthető a növények foszforigénye is (BANGER et al., 1985, 1989; MANNA és GANGULI, 1998; BISWAS és NARAYANASAMY 2002; MISRA et al., 2002; GANGULY et al., 2005).

Az élelmiszeripari szennyvizek értékes, a termőföldből elvont tápanyagokat tartalmaznak, amelyek a talajba szintén visszajuttathatók. A szerves anyagok talajba jutta-

tásával kettős cél érhető el: a szennyezőanyagok ártalommentes elhelyezése és a talaj termékenységének növelése (KISMÁNYOKY, 1993). Ily módon a műtrágya- és más (pl. ásványi energiaráfordítási) kiadások csökkenthetők, a talaj humusztartalma növekszik, miáltal javul a talajok szerkezete, tápanyag-szolgáltató képessége és hő- és vízgazdálkodása.

A szerves melléktermékek biológiai módszerekkel átalakíthatók: a talaj humusztartalmát növelő komposzt, vagy biogáz állítható elő (pl. a szennyvízből); a sörgyári maghulladékból pedig takarmány vagy takarmányadalék (SÁGI, 1995). A biogázgyártás mellékterméke szerves trágya. A kukoricacsutkákból (az USA-ban évi 35 milliárd tonna képződik) számos termék készülhet (facukor, cellulóz, ipari papír, szappan, táp, alom, tisztítóanyag stb.), a baromfitollat nyomás alatti főzés után megőrlik, s a fehérjetápokhoz keverik. Fakéreg és más nagy csersav-tartalmú anyagok, a kukoricakeményítő-xantát a nehézfémeket visszanyerhető formában képesek megkötni. Alkoholtartalmú melléktermékekből a szesz lepárolható és ipari alkoholként hasznosul. A tejüzemek szennyvize levegőztetéssel és bakteriális oxidációval megtisztítható – ez az eljárás konzervgyári szennyvizek tisztítására is alkalmas. A bányászati meddőhányókon szennyvizes öntözéssel visszatelepíthető a növényzet (KELLEY, 1993; RUDD, 1994; SWIENTEK, 1995).

A biológiai eredetű, szerves hulladékok és melléktermékek hasznosításának lehetőségei tehát rendkívül változatosak. Nagyadagú alkalmazásuk különösen homoktalajok javításában lehet eredményes, vetekszik a hagyományos istállótrágya szerkezetjavító hatásával. Rendszeres használatuk a laza szerkezetű talajokat kötöttebbé, a nehéz agyagtalajokat pedig lazábbá, könnyebben művelhetővé teszi (VERMES, 1996). Mikrobiológiai úton lebomlanak, átalakulnak, és jelentős szerepet játszanak a talajszerkezet kialakításában. A lebomlás során keletkező anyagok és a mikrobák nyálkaanyagai ragasztóanyagként szerepelhetnek (FILEP, 1999). A szerves anyagok javítják a talaj szerkezetét, csökkentik az erózió hatását (BAVER et al., 1972; TISDALL és OADES, 1982). A megfelelő nedvesség, levegő és hőmérséklet együttes hatása annál jobban érvényesül, minél nagyobb a talaj szervesanyag-tartalma (MADAS, 1985). A talajtermékenység szempontjából fontos ioncserekapacitás is növekszik a szerves vegyületek hatására (SWIFT és POSNER, 1977; HARADA et al., 1981).

A szerves anyag kedvező hatással van a talaj vízgazdálkodási paramétereire is. Szárazságnak kitett homoktalajoknál a szennyvíziszap kedvezően befolyásolja a talaj hasznosítható víztároló kapacitását (TIHANYI, 1981a; 1981b).

A talaj minőségének megőrzése több szempontból kötelező (etikai, erkölcsi, jogi). Talajkészletünk nemzeti vagyon, nem emberi léptékű kategória, már az emberiség kialakulása előtt létezett és minden generáció kötelessége, hogy termékenységét továbbra is fenntartsa és megőrizze az újabb generációk számára úgy, hogy a jelenlegi igényeket is kielégítse (NÉMETH, 2002).

### **2.3. Komposztálás**

A mezőgazdaságban az egyik leggyakoribb eljárás a komposztálás (RÁKOSI és SÁGI 1982). A komposztálás a természetben mikroorganizmusok hatására aerob körülmények között lejátszódó spontán végbemenő biológiai, kémiai, fizikai folyamat, majd az érés során a szerves anyagokból nagy molekulájú humin vegyületek épülnek fel (DUNST, 1991). E folyamat során legfontosabb szempont a különböző eredetű és természetű szerves anyagok átalakítása stabil, érett, humuszszerű anyagokká, melyet a talajra kihehelyezve talajjavító anyagként lehessen hasznosítani. A komposztálás exoterm folyamat (JÄGER, 1989), ahol a szerves anyagok lebomlása és a mikrobiális metabolit termelés legnagyobb mértékben a termofil fázisban következik be. A folyamat során a szerves anyag stabilizálódik, a mineralizáció és humifikáció során a mikrobiális metabolitokból ártalmatlan, stabil homogén végtermék keletkezik (GRAY és BIDDLESTONE, 1981; VIEL et al., 1987). A komposztálás során a különböző organizmusok közreműködésével a komposztálandó anyag egyszerű alapvegyületekre, széndioxidra, szulfátra, nitrátra és vízre bomlik le, illetve a nem mineralizálódott szerves anyagokból humusz anyagok keletkeznek (GLATHE et al., 1985). Azt is mondhatjuk, hogy a komposztálás emberi irányítás melletti humuszgyártás (JÓCSIK, 1962; ALEXA és DÉR, 1998).

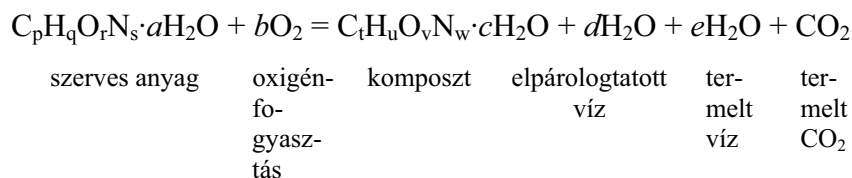
A komposztálás lehetőséget teremt a hulladékokban levő szerves anyagok egyéb, más módon nem hasznosítható visszaforgatására. Komposztálhatók pl. élelmiszeripari, háztartási, mezőgazdasági hulladékok, papír származékok, szennyvíziszap, fanyesedék, stb. Ezekre az anyagokra jellemző a nagymértékű molekulászerkezeti heterogenitás, az aromatizáció és polikondenzáció alacsony foka, az alifás szerkezet dominanciája, a fehérjeszerű vegyületek elegye, a módosított lignin és egyéb poliszaharid szerkezetű anyagok, az oxigén és savas karakterű funkciós csoportok – pl. karboxil – alacsony koncentrációja. A komposztálás során csökken a N-tartalmú és alkil csoportok száma és megjelenik az aromás jelleg, elsősorban a fulvo- és huminsavakban (SENESI és BRUNETTI, 1996). A komposztálás talajbiológiai szempontból a szerves anyagok kor-

hadásával azonosítható, így a talajban lejátszódó hasznos folyamatnak tekinthető (SZABÓ, 1986).

### 2.3.1. A komposztálás folyamata

BENEDEK (1990) szerint a komposztálás olyan biotechnológiai eljárás, amelyben a szubsztrát túlnyomóan szilárd, vagy vízzel nem oldható fázisban van, felületét vízfilm vonja be, és ebben a filmben elhelyezkedő szervezetek elsősorban aerob körülmények között extracelluláris enzimekkel bontják le, illetve alakítják át a szubsztrátot, ami szerves anyag. A szubsztrátban raktározott kémiai energia egy részét az organizmusok élettevékenységükhöz használják fel, másik része hő formájában átadódik a környezetnek.

Az aerob komposztálási folyamat jellemző egyenlete WILEY és PIERCE (1955) megállapítása szerint:



A komposztálás során csakúgy, mint a természetes humuszképződéskor, két alapvető folyamat, a bomlás és a szintézis megy végbe. Az átalakuláshoz megfelelő tulajdonságú szerves kiindulási anyagokat, valamint megfelelő körülményeket kell biztosítani, melyek a C/N arány optimalizálásával, az oxigénellátás biztosításával, a nedvességtartalom és a hőmérséklet beállításával és fenntartásával érhetőek el (PETRÓCZKI és KÉSMÁRKI, 2003).

#### 2.3.1.1. Tápanyagok

A mikrobák élettevékenységéhez tápanyagra van szükség, amit a szerves vegyületekből nyernek. A két legfontosabb tápanyag a szén és a nitrogén. A lebomlás gyorsaságát a levegő és a megfelelő nedvességtartalom mellett a lebontandó anyag szén- és nitrogéntartalma határozza meg (KUTZNER és JÄGER, 1994; FISCHER és JAUCH, 1999). A baktériumsejt C/N aránya 5:1. A baktériumok az általuk mineralizált szerves anyag széntartalmának csak 20%-át használják fel a bioszintézishez, 80%-át energianyerés céljából eloxidálják. A C és a N hányadosának (C/N) alakulása befolyásolja a komposztálás folyamatát és a végtermék minőségét. A C/N hányados csak egy jó viszonyszám (BARBARIKA et al., 1985), ami az anyagban levő összes szén és nitrogén mennyiségére utal, viszont a mikrobák számára csak a felvehető forma a meghatározó (INUBUSHI

et al., 2001). Az optimális kiindulási arány 25-35:1 közötti (BENEDEK, 1990; BARÓTFI, 2000; KOCSIS, 2005), de jelenleg nem ismerünk pontosan megállapított és elfogadott értéket. A különböző szerves hulladékok mineralizációja, degradációja eltérő (1. táblázat).

1. táblázat. A komposztokban található összetevők mineralizálhatóságának jellemzői (EPSTEIN, 1997)

Szerves komponens	Mineralizálhatósági hajlam
Cukrok	Nagyon hajlamos
Keményítő, glikogén, pektin	
Zsírsavak, gliceridek, lipidek, zsírok, foszfolipidek	
Aminosavak	
Nukleinsavak	
Proteinek	Általában hajlamos
Hemicellulóz	
Cellulóz	
Kitin	Ellenálló
Alacsony molekulatömegű aromás és alifás vegyületek	
Lignocellulóz	
Lignin	

A nitrogén a mikrobák számára a fehérjeszintézishez szükséges. REDDY et al., (1979) utaltak a C/N hányados szerepére, amely felvilágosítást adhat a talajhoz kevert szerves anyagok relatív mineralizációs, vagy lebomlási potenciáljára. Ha alacsony e hányados, gyorsabb a mineralizáció és fordítva is igaz. Ha a C/N arány kicsi, akkor a nitrogénfelesleg ammónia formájában eltávozik, a végtermék tápértéke romlik. Tág C/N arány esetén (50:1) pedig a folyamat nagyon lassan indul be, csak ha a szén már széndioxid formájában eltávozott (ALEXA és DÉR, 1998), mivel a gyors sejtnövekedés kimeríti a rendelkezésre álló nitrogén készletet (HAUG, 1980; GOTSCHALL, 1990). Ezek a nagy C/N aránnyal rendelkező anyagok a tápanyagok immobilizálását okozzák a közvetlen talajba történő bedolgozás esetén. A komposztálás során a C/N arány csökkenhet a hozzáadott műtrágya nitrogéntartalma, vagy a magas nitrogéntartalmú szerves hulladékok, mint pl. a szennyvíziszap vagy csirketrágya következtében (IRANZO et al., 2004). A lecsökkent C/N arányú komposzt biztonságosan kijuttatható a talajba a tápanyagok immobilizációja és fitotoxicitása nélkül. Ily módon a lignocellulóz tartalmú hulladékok lebomlása során az ásványi foszfát foszfortartalma oldhatóvá válik. A lebomlási folyamatok során keletkező karbonsavak és humusz vegyületek velejárója a vízdoldhatóság növekedése is.

A C/N arány különböző anyagok keverékével beállítható, de a keletkezett komposztok minőségét nem csak ez határozza meg (KOCSIS, 2005). A komposzt összetétele a felhasznált anyagoktól és a komposztálás körülményeitől függ (HARADA, 1990). A lebomlás sebességét, mértékét a talaj mikroba populációja és a lebontók határozzák meg (HADAS és PORTNOY, 1994). Az alapanyagok megválasztásakor biztosítani kell a megfelelő tápelem összetételt, szemcseméretet, ezáltal a levegőzöttséget, így lehetővé válik a mikrobiológiai folyamatok hatékony befolyásolása (KÉSMÁRKI és PETRÓCZKI, 2003).

### ***2.3.1.2. Oxigénellátás és levegőztetés***

HAUG (1993) megállapítása alapján a levegő, illetve az oxigén, három szempontból fontos a komposztálás szempontjából:

- (1) mikrobiológiai lebontás (sztöhiometriai igény);
- (2) nedvességtartalom csökkentése (szárítási igény);
- (3) hőmérséklet szabályozás.

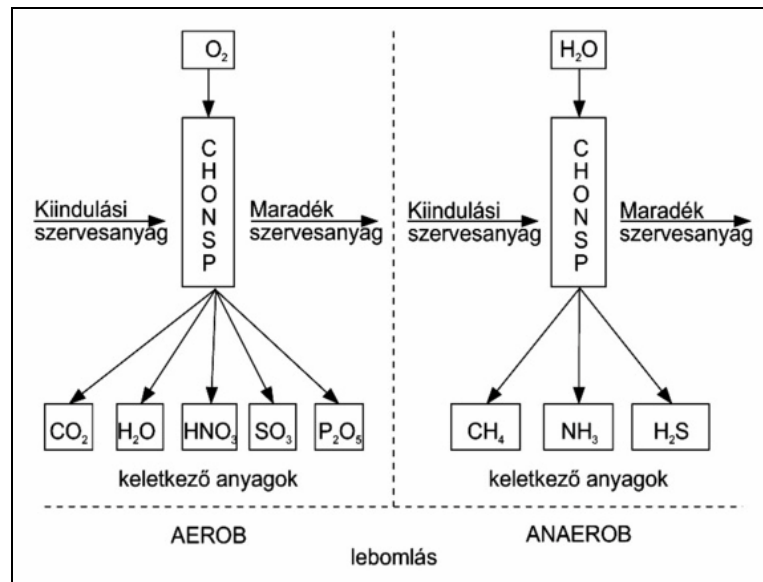
A mikrobák oxigén szükségletüket két forrásból nyerhetik: a levegőben levő oxigénből és a szerves vegyületek oxigéntartalmából.

Komposztálás szempontjából az első eset jöhet szóba, amit korhadásnak is nevezünk. Ebben az esetben az aerob mikrobák a szerves vegyületeket eloxidálják és a CO<sub>2</sub> mellett egyszerűbb vegyületek is keletkeznek hő felszabadulása mellett (NAKASAKI és OHTAKI, 2002). A termofil szervezetek számára 14-17%-os oxigénellátottság az optimális (BENEDEK, 1990). Ha ez az érték 10% alá csökken, az aerob mikrobiológiai folyamatok leállnak. A sztöhiometriai oxigén igény a szerves vegyületek összetételétől függ. A legtöbb komposztálható anyagra ez az érték: 1,2-2,0 g O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> biodegradálható anyag, de extrém esetben elérheti a 4-et is (HAUG, 1993).

A minél hatékonyabb oxidáció szempontjából fontos, hogy az oxigén a részecskék belsejébe is eljusson, ezért a prizma anyagának morzsásnak, fellazított szerkezetűnek kell lenni. Ezt sok esetben mesterséges beavatkozással, keveréssel kell biztosítani. Az oxidáció hatására koncentráció grádiens alakul ki a halomban, aminek hatására oxigéntranszport indul be a gázfázisból a részecskék belsejébe. A transzport nagysága a külső és belső parciális nyomás különbségétől függ. A komposztálás sebessége többek között az anyag degradációjától és az oxigéntranszport sebességétől függ. Általában az oxigéntranszport a determináló tényező (HAMELERS, 1995). A folyamatos átforgatás és le-

vegőztetés megakadályozza a túlzott felmelegedést is. A magasabb hőmérséklet hatására beindul az intenzívebb párolgás, amely a nedvességtartalom csökkenéséhez vezet.

Ha a komposztálás során a rendszer nem jut elég levegőhöz, anaerob viszonyok alakulnak ki, miáltal a mikroba oxigénigényüket a szerves vegyületek redukciójával fedezik. Ebben az esetben bűzös szag keletkezik, ami a keletkező ammónia, kénhidrogén, illetve metántermelődésre vezethető vissza (1. ábra). Ez a folyamat a rothadás. Ilyenkor a növények számára káros anyagok keletkeznek, a növényi tápanyagok redukálódnak, felvehetetlenné válnak. A komposzthalomban lévő föld és a szerves anyagok kékesszürke színűvé válnak. A bomlás rothadás esetén lassú, nincs elegendő mész, az egész halom elsavanyodik, bűzlik. A folyamatban a redukció az uralkodó, ezért csak kevés hő szabadul fel, a bomlási hő csupán 30-35 °C-os. A bomlás során ulminsav szabadul fel, ami megszünteti a szerves vegyületek lebontását.



1. ábra. Az aerob és anaerob lebomlás  
(BARÓTFI, 2000)

Korhadás és rothadás egyaránt lejátszódik a komposztálás során. A halom szélén az aerob, míg belsejében az anaerob folyamatok az uralkodóak. Fontos, hogy a két folyamat egyensúlya mindvégig megmaradjon. Ezt kellő időben végrehajtott forgatással és a prizma nedvesítésével lehet elérni (FORRÓ, 1998).

### 2.3.1.3. Szerkezet

Az aerob viszonyok kialakításához fontos a kezelt anyag szerkezete, pórustérfogata, amely biztosítja a megfelelő levegőzöttséget. Ha a légjárhatóság kicsi, a rendszer átmeleg anaerobbá, ami a komposztálás szempontjából nem kívánatos. Az optimális fo-

lyamatok lejátszódásához a minimális porozitás 30 térfogat %, amit szerkezetjavító anyagok szükség szerinti hozzákeverésével érhetünk el (szalma, fanyesedék, zöld hulladék, fűrészpor stb.) (ALEXA és DÉR, 1998; KOCSIS, 2005). E szerkezetjavító anyagok adagolása elengedhetetlen szennyvíziszap és gyorsan zömülő hulladékok esetében.

#### ***2.3.1.4. Nedvesség***

A mikrobák élettevékenységük zavartalan működéséhez nedvességre van szükségük. A nedvességtartalom hiánya, illetve bősége jelentősen befolyásolja a mikroorganizmusok aktivitását, ezáltal hatással van a szerves anyag degradáció mértékére és a kialakuló hőmérsékletre. Túl magas nedvességtartalom esetén az oxigén kiszorul a pórusokból, anaerob viszonyok keletkeznek és a rothadási folyamatok kerülnek túlsúlyba (ALEXA és DÉR, 1998). A túl alacsony vízáktívitás érték gátolja, sőt megakadályozza a mikrobák növekedését. A baktériumok vízáktívítási igénye legalább 0,99, a gombáké 0,95 (HAMELERS, 1995).

Optimális érték nehezen határozható meg, mert a nedvességtartalom nagymértékben függ az anyagi minőségtől, anyagmennyiségtől és a légjárhatóságtól (HAUG, 1993). Az alsó határ 30-40, a felső 50-70 tömeg % körül ingadozik.

A respiráció függ a talaj nedvességtartalmától. Ha az AFP (levegővel telt pórus-tér) 0,6, akkor a lebomlás optimális, legnagyobb; ha nagyobb vagy kisebb mint 0,6, a respiráció lecsökken. Az alacsony nedvességtől az optimális irányba haladva a respiráció (CO<sub>2</sub>) közel lineáris (SIKORA és RAWLS, 2000).

#### ***2.3.1.5. Hőmérséklet***

Minden élő szervezet biokémiai funkciói egy adott hőmérsékleti tartományon belül működnek megfelelően. Ebből adódik, hogy komposztálás során az egyik legjobban nyomon követhető paraméter a hőmérséklet vizsgálata. A folyamatban a mezofil (10-40 °C) és a termofil (40-70 °C) hőmérsékleti tartomány a legfontosabb (HAMELERS, 1995; HAUG, 1993). Ez az érték sok esetben változhat, ami az anyag degradációjától és a mikrobák természetétől függhet. CLARK (1992) leírt 85-110 °C tartományt is. A szakirodalom szerint az optimális tartomány általában 50-60 °C. A megfelelő hőmérséklet betartása a komposzt minősége szempontjából lényeges. A nagyon magas hőmérséklet irreverzibilis változásokat okoz a komposztálási folyamatban. Az aktivitás lecsökken, az érési folyamatok helyett elszenesedés, a sejtek szerkezetének megváltozása miatt a mikrobiális tevékenység leállása következik be (KUTZNER és JÄGER, 1994). A hő-

termelés hatással van a nedvességre, ami viszont befolyásolja az aktivitást. A minimális hőmérséklet alatti értéknél az aktivitás lecsökken, a biokémiai folyamatok lelassulnak, viszont nem pusztulnak el a patogén és növényi kórokozók, a gyommagvak, így a kész komposzt egészségügyi kockázatot jelenthet (BENEDEK 1990; GRONAUER et al., 1997; FISCHER és JAUCH, 1999).

A hőmérséklet szempontjából nem csak a hőmérséklet értéke, de a hőhatás időtartama is fontos a nedvességgel együtt.

### **2.3.2. A komposztálás szakaszai**

A komposztálás exoterm folyamat (JÄGER, 1989), melyben az intenzív mikrobiológiai folyamatok során hőenergia keletkezik, mely az anyagok felmelegedését eredményezi (MARTINS és KOWALD, 1990).

Az érés folyamán a szervesanyag-lebontó és transzformáló folyamat a következő főbb szakaszokból áll:

- kezdeti (iniciálós) szakasz (gyors felmelegedés);
- lebomlási (termofil) szakasz (2-3 hét);
- átalakulási (mezofil) szakasz (3-4 hét);
- érési (poikiloterm) szakasz (1-2 hónap).

Az első, rövid, bevezető szakaszt a szubsztrát destabilizáció jellemzi, ahol az optimális körülmények közé kerülő mikrobák gyorsan szaporodnak. A hőmérséklet az intenzív anyagcsere hatására gyorsan termofil tartományba emelkedik. A bevezető szakasz hossza általában néhány – esetleg 24-36 – óra (GOTTSCHELL, 1990). Sok szerző meg sem említi e szakaszt, mivel sem elméleti, sem gyakorlati jelentőséggel nem bír.

A lebomlási szakasz kezdetén a mezofil mikrobák a dominánsak, melyek hőmérsékleti optimuma 25-30 °C. Intenzív anyagcsere hatására a hőmérséklet növekszik, amely a könnyen bontható vegyületek oxidációjának az eredménye. (BILITEWSKI et al., 2000). E mikroorganizmusok optimális hőmérséklettartománya 45 °C-ig tart, majd 50 °C felett nagy részük gyorsan, néhány óra alatt elpusztul (NIESE, 1985). A mezofil mikrobák pusztulásával párhuzamosan megjelennek a termofil mikroorganizmusok, melyek hőmérsékleti optimuma 50-55 °C, de egyes fajok 75 °C-on is aktívak (CLARK, 1992). A komposzt higienizálása ebben az időszakban zajlik. Ezen a hőmérsékleten a legkönnyebben bomló vegyületeket (cukrok, keményítő, zsírok, fehérjék) a mikroszervezetek gyorsan elfogyasztják. A szerves anyag lebomlása során illékony szerves savak, mint intermediér termékek jelennek meg. Ezek gyakran kellemetlen szagúak, és ha fel-

halmozódnak a késztermékben, toxikussá válnak. A pH lúgossá (8-8,5) válik, mert ammónia szabadul fel a fehérjék bomlásakor (GOTTSCHELL, 1990) és a termofil szervezetek elfogyasztják a mezofilek által termelt savakat (BENEDEK, 1990; TÖLGYESSY et al., 2001; VÉGHÉLYI, 2001). 75 °C felett a folyamatok lelassulnak és ellenőrizetlen biokémiai folyamatok (autooxidáció, pirolízis) játszódhatnak le (EMBERGER, 1993).

A mezofil, vagy átalakulási szakasz akkor veheti kezdetét, amikor a könnyen hozzáférhető vegyületek elfogynak, a reakciók sebessége lecsökken és megindul a lignin, a cellulóz és a hemicellulóz bontása is, mely során mono-, di- és trifenol vegyületek keletkeznek. Ezek kondenzációjából épülnek fel a humuszvegyületek (SCHUTTIG, 1990). Ez a hőmérséklet csökkenésével is együtt jár, így a mezofil mikroszervezetek válhatnak ismét uralkodóvá (FORRÓ, 1998). A mezofil szakaszban az ammóniaképződés megszűnésével és a nitrifikáció beindulásával a pH fokozatosan csökken (ALEKSZA és DÉR, 1998; CÁCERES et al., 2006).

A komposztálás utolsó szakaszára a felépülési, vagy érési fázisra a szerves anyag humifikálódása a jellemző. Az érés kezdeti szakaszában a gyorsan bomló szerves vegyületekből karbonsavak keletkeznek, melyek hatására csökken a pH. A folyamat végére létrejön a sötét színű érett komposzt (RADICS, 2001). Akkor a komposzt hőmérséklete tovább csökken (JÄGER, 1989). Az érésben elsősorban pszikrofil baktériumok és penészgombák vesznek részt, melyek hőmérsékleti optimuma 15-20 °C. Ezen kívül megnő a sugárgombák száma is, ami a komposztérettségre utal (BILITEWSKI et al., 1990).

#### **2.4. A komposztálás során lejátszódó szerves anyag átalakulási folyamatok**

A szerves anyag körforgása azonos a szén körforgásával, ami a fotoszintézis során lejátszódó CO<sub>2</sub> fixációval indul és a mineralizáció során felszabaduló széndioxiddal zárul (MANAHAN, 1994). A komposztálás, mint minden természetes folyamat, energiagrádiens hatására megy végbe. Az energiát az aerob organotróf mikrobák lélegzése, vagyis a tápanyagok enzimatikus oxidációja biztosítja. Anaerob viszonyok között a glukóz tejsavvá alakulása során 197 kJ mol<sup>-1</sup> energia szabadul fel, míg aerob viszonyok mellett a széndioxidig történő oxidáció során 2872 kJ mol<sup>-1</sup> energia keletkezik.

A lebontó anyagcsere során a legfontosabb tápanyagok (szénhidrátok, fehérjék és zsírok) enzimreakciók sorozatán keresztül egyszerűbb vegyületekre:

- poliszacharidok monoszacharidokra,
- fehérjék aminosavakra,

- zsírok zsírsavakra és glicerinre bomlanak le.

A keletkezett intermedier termékek eredettől függetlenül a citrát ciklusba kerülnek, mely a közös végső lebontási utat jelenti (BENEDEK, 1990).

#### **2.4.1. A talaj szerves anyagai**

STEFANOVITS et al. (1992) szerint a talaj szerves anyaga a benne zajló biológiai folyamatok anyag- és energiatartaléka, valamint ezen folyamatok salakanyaga és mellékterméke. A talajban található élőlények képezik a „vitális részt” és a humusz a „posztmortálist”.

Bár mennyiségük a talaj tömegének mindössze 2-5%-át teszik ki és túlnyomóan a felső rétegben foglalnak helyet, jelenlétük a kémiai reakciók szempontjából alapvető fontosságú (PAPP és KÜMMEL, 1992).

A talajban található szerves anyagokat tágabb értelemben a következő csoportokba sorolja SCHEFFER és SCHACHTSCHABEL (1988):

- a talaj élőlényei és a talajon élő növények gyökérzete;
- az elhalt növényi és állati maradványok;
- a maradványok bomlása során felszabadult szerves vegyületek, valamint
- a belőlük képződött specifikus szerves anyagok.

A szerves anyagok utánpótlásának fő forrását a növényi maradványok jelentik, az elpusztult állati szervezetek – jóval kisebb össztömegük miatt – csak másodlagos szerepet játszanak. A friss növényi maradványokban a szerves anyag mennyisége (a nedvességtartalomtól és a hamualkotó részek arányától függően) általában kevesebb 50 tömegszázaléknál.

MANAHAN (1994) szerint a leggyakoribb szerves vegyületek:

- humusz (növényi, állati maradványok degradációs termékei magas C, H és O tartalommal);
- zsírok, gyanták és viaszok (szerves oldószerekkel extrahálható lipidek);
- szénhidrátok (cellulóz, hemicellulóz, keményítő, gyanták);
- N-tartalmú szerves vegyületek (humuszhoz kötött N, aminosavak, aminocukrok, egyéb vegyületek);
- P-tartalmú szerves vegyületek (foszfát-észterek, inozit-foszfát, fitolsav, fosfolipidek).

GYŐRI (1997) a talaj szervesanyag-tartalmát két részre osztja:

- nem specifikus szerves anyagok; ezek képviselik az összes szerves anyag 10-15%-át;
- specifikus szerves anyagok vagy humuszanyagok.

A nem specifikus szerves anyagok közül a fehérjék, szénhidrátok, zsírok, lignin, gyanták, észterek, szerves savak a jelentősebbek. A talajban levő mikroorganizmusok gyorsan mineralizálják, ezáltal élettartamuk közepes, így mennyiségük csekély.

A talaj specifikus szerves anyagai közül a talajban a humusz vegyületek találhatók nagyobb mennyiségben, mivel a nem specifikus szerves anyagok általában a talaj szervesanyag-tartalmának a kisebb részét teszik ki. Oldhatóságuk szerint frakcionálhatók: huminsavak (humic acids), fulvósavak (fulvic acids) és humin (humin) (STEFANOVITS et al., 1999).

A humuszanyagok komplex struktúrájúak, savas karakterűek, és sötét színű, túlnyomóan aromás jellegű, polielektrolit típusú, részben hidrofíl, 300 és 100 000 közötti molekulatömegű anyagokból állnak. A talajban a szerves anyagok mineralizációjának köztes termékei, és annak vízfelvételét, ioncsere-kapacitását és fémionmegkötő képességét lényegesen befolyásolják (SCHRODER, 1983; ZIECHMANN és MÜLLER-WEGENER, 1991; PAPP és KÜMMEL, 1992).

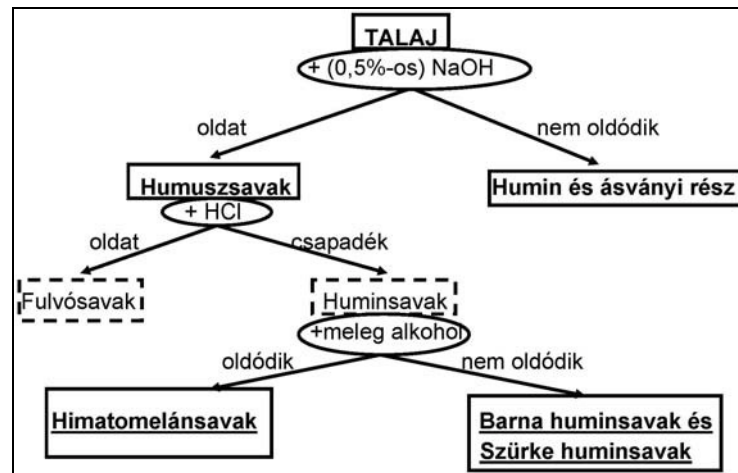
A humuszanyagok lúgos kémhatású oldószerekkel (NaOH, Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>), semleges kémhatású sóoldatokkal (NaF, Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>, szerves savak sói), kelátképzőkkel részben kioldhatók a talajból (KONONOVA, 1966; HAYES, 1975; STEVENSON, 1994).

Mivel a humuszanyagok különböző komponensei nem egyforma erővel kötődnek a talaj ásványi részéhez, ezért híg lúgos kezeléskor azoknak csupán egy részét lehet kioldani. Szakaszos extrakcióval a különböző mértékben kötött humuszanyagok (több lépésben) fokozatosan kinyerhetők a talajból.

Lúggal és savval történő frakcionálás segítségével a humuszanyagok három nagy csoportba oszthatók (2. ábra) (KONONOVA, 1966; SCHNITZER és KAHN, 1978; STEVENSON, 1994).

A **fulvósavak** a humuszanyagok azon frakcióját jelentik, melyek vízben minden pH-nál oldódnak (általában hidrofilek) és a molekulatömegük kicsi (~2000 Da). Ezek savas jellegű, világossárga színű vegyületek. A sóik (fulvátok) és fémkomplexeik savakban, lúgokban és vízben jól oldódnak, nagyon kis százalékban képeznek kolloid oldatot. Ebből adódóan a vas- és az alumíniumionok talajban történő mozgásában jelentős szerepük van. Savi karakterük a legerősebb. Redukáló hatású, könnyen oxidálódó

anyagok. Legnagyobb mennyiségben savanyú, gyenge biológiai aktivitású talajokban képződnek.



2. ábra. A híg lúggal kezelt talajból kioldódó humuszfrakciók  
(STEVENSON, 1994)

A **huminsavak** savas közegben (pH = 2 alatt) vízben nem oldódnak, de magasabb pH-nál oldhatóvá válnak. Nagy molekulatömegű – 1500-5000 Da molekulatömeggel a vizekben is előfordulnak (McDONALD et al., 2004), de más szerzők beszámoltak akár 100 000 Da molekulatömegű huminsavakról is (PERMINOVA et al., 1998, STEFANOVITS et al., 1999) – nitrogéntartalmú oxisavak, melyek egységes felépítésűek, bár részleteikben különböznek egymástól (GYÓRI, 1997).

A huminsavak sötétebb színűek, komplexképzésre hajlamosak. Ez a frakciója alkotja a talajból kivonható humuszanyagok nagy részét, a kioldás alkalikus oldószerekkel történik. Savanyú közegben amorf csapadékot adnak, a különböző fémekkel (Na, K, Ca, Mg, Fe, Al) alkotott sói (humátok) vízben való oldhatósága különböző. Mennyiségük színparaméterrel jellemezhető. A víz sárga és barna színét a huminsavak okozzák. A huminsavakból alkoholos extrakcióval elkülöníthető a himatomelánsav, mely a legkisebb molekulatömegű és polimerizációs fokú anyag.

**Összegezve megállapítható, hogy:**

- a) a fulvosavaktól a szürke huminsavakig fokozatosan és jelentősen növekszik:
  - a humuszanyagok kondenzációs foka, ill. molekulatömege, N-tartalma. Ezzel együtt a szín fokozatosan mélyül;
- b) ugyanebben a sorrendben csökken:
  - a vegyületcsoportok savas jellege,
  - oldhatósága,
  - oxidálhatósága (2. táblázat).

2. táblázat. A humuszsavak néhány jellemző tulajdonsága

(FILEP, 1999)

Humuszsavak	Szín	C%	N%	Molekula súly	Savi karakter
<u>Fulvosavak</u>	sárga, v sárgás b.	45-50	2-2,5	~2000-8000	
Huminsavak {	<u>Himatomelán-</u> savak	58-62	3-4,5	~8000	
	<u>Barna humin-</u> savak	50-60	3-5		
	<u>Szürke humin-</u> savak	szürkés fekete	58-62	6-7,5	

A **huminek** alkotják a harmadik frakciót, melyek semmilyen pH-nál nem oldódnak vízben és nagyfokú stabilitás jellemző rájuk. Fekete színűek, igen erősen kötődnek a talaj ásványi részeihez.

Az ismertetett humuszcsoporthoz mindegyike megtalálható a különböző talajokban, azonban mennyiségük és egymáshoz viszonyított arányuk – a talajban lejátszódó folyamatoktól és a kiindulási szerves anyagok minőségétől függően – más és más.

#### 2.4.2. A humuszanyagok szerkezete és tulajdonságai

A humuszanyagok pontos kémiai szerkezetét a mai napig sem sikerült pontosan felderíteni. Ennek egyik alapvető oka az, hogy a humusz igen változatos méretű és különböző szerkezetű molekulákból, összetett anyagcsoportokból áll (KONONOVA, 1966; GISI et al., 1990).

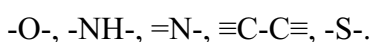
A meghatározásukat az is nehezíti, hogy a humuszanyagok a külső behatásokra igen érzékenyek, s így a lúgos kioldás, illetve az egyes frakciók különválasztására alkalmazott különböző eljárások legtöbbször kisebb-nagyobb szerkezetváltozást okoznak a vegyületek molekulájában. Az említett problémák ellenére azonban több olyan jelentős eredmény született, amelynek alapján a humuszanyagok kémiai felépítésével kapcsolatban bizonyos elvek, elképzelések kialakítására nyílt lehetőség.

##### 2.4.2.1. Huminsav

- 1) A humuszsavak gyűrűs szerkezetű építőkövet tartalmazó nagy molekulájú vegyületek (STEVENSON, 1994; SCHULTEN és SCHNITZER, 1993). A **huminsav-molekula** vázát egymáshoz kapcsolódott aromás gyűrűk alkotják, melyek izociklikusak vagy heterociklikusak (pl. benzol, furán vagy piridin);

ezen kívül naftalin, antracén, indol, kinolin típusú kondenzált gyűrűk is lehetnek jelen (3. és 4. ábrák). Kiemelkedően fontosak a polifenol és kinon típusú (kinoid struktúrájú) alkotórészek.

- 2) A molekulaváz aromás gyűrűi részint egymással is kondenzálódhatnak a humifikációs folyamatoktól függően, részint pedig hidakon keresztül kapcsolódnak egymáshoz. A hídként szereplő fontosabb atomcsoportok:



A kondenzáció mértéke befolyásolja a huminsavak talajban való mozgékonyágát. Minél nagyobb a kondenzáció foka, annál kevésbé mozgékony huminsavak képződnek.

- 3) A vázhoz jellemző oldalláncok kötődnek, melyek főként szénhidrát, peptid, vagy aminosav jellegűek. Ezek közül:

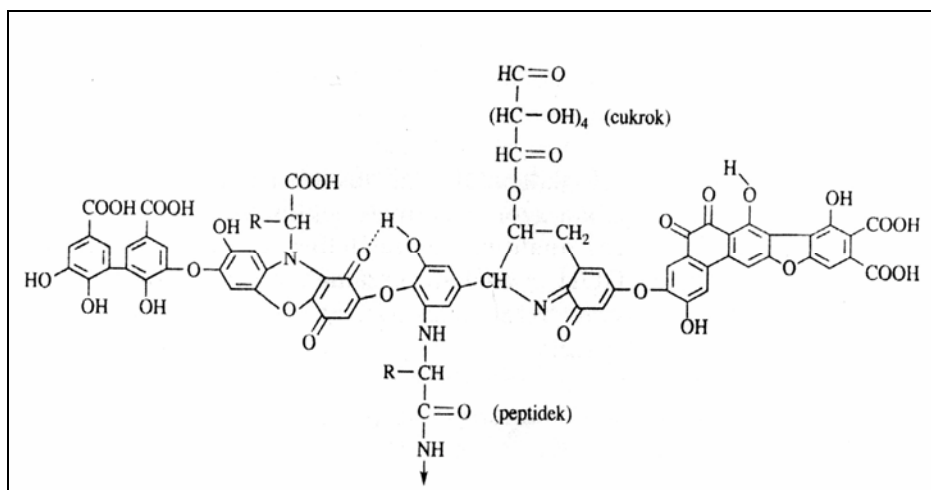
- a COOH (karboxil), a fenolos-OH, az alkoholos-OH és a >C=O (karbonil) csoportok savas, illetve semleges jellegűek;
- az >NH (imino) és az -NH<sub>2</sub> (amino) csoportok bázikusak.

A huminsav savasságának mértéke, valamint ionmegkötő képessége és oldhatósága ezeknek az aktív csoportoknak a mennyiségétől függ.

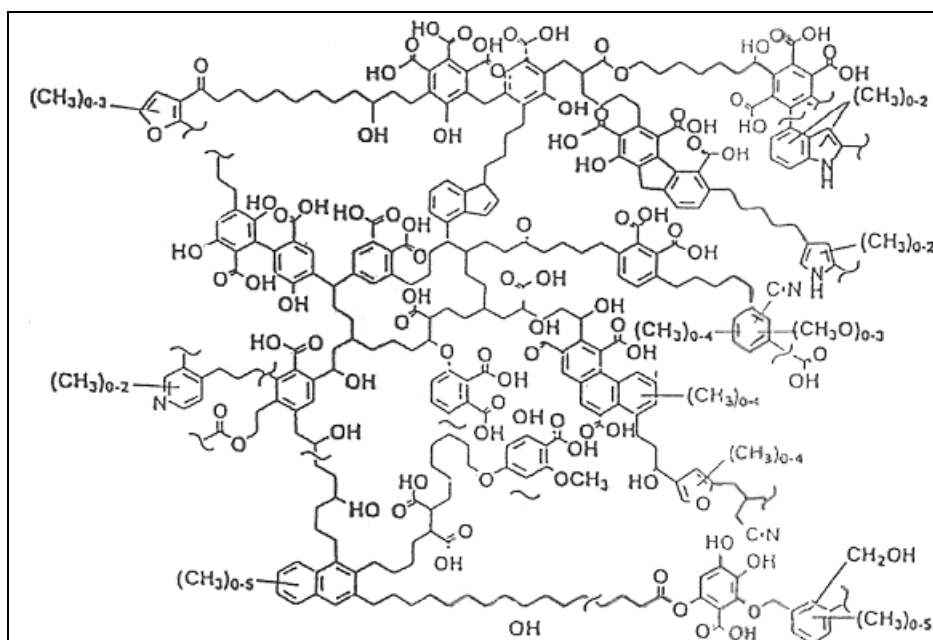
- 4) A huminsav-frakciókban kimutatott fontosabb elemi alkotórészek: C, H, O, N. A szén mennyisége átlagosan 50-62%, a hidrogéné 2,8-6,6%, az oxigéné 31-40% és nitrogéné 2-6%-ot tesz ki. Kisebb mennyiségben P-t és S-t is tartalmazhatnak (GYŐRI, 1997; STEFANOVITS et al., 1999).

- 5) A nitrogén a humuszban három fő kötési formában fordul elő:

- a) mag-N (a heterociklikus gyűrűk heteroatomjaként);
- b) híd-N;
- c) reaktív csoportokban lévő nitrogén, mely elsősorban -NH<sub>2</sub> (aminocsoport) formájában van jelen. A mikroszervezetek ezt a N-formát képesek legkönnyebben lehasítani. A legerősebben kötött a mag-N.



3. ábra. A huminsav feltételezett szerkezete  
(MORTVEDT et al., 1991)



4. ábra. A huminsavak lehetséges „szerkezeti képlete” SCHULTEN és SCHNITZER szerint (1993)

#### 2.4.2.2. Fulvosavak

A **fulvosavak** heterogén, polodiszperz, nagy molekulájú, nem egységes vegyületek. Az oldalláncok száma a mag aromás gyűrűihez képest jelentősen nagyobb a huminsavakhoz képest. Oxidáltsági fokuk nagyobb, mint a huminsavaké. Elemi összetételük: szén 40-52%, hidrogén 4-6%, oxigén 40-48%, nitrogén 2-6%. Adszorpciós kapacitásuk 200-670 mg egyenérték (100 g)<sup>-1</sup>.

### 2.4.2.3. A funkciós csoportok reakciói

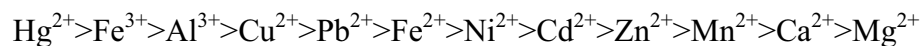
A funkciós csoportok meghatározó szerepet játszanak, egyrészt a humuszsav monomerek polimerizációs és kondenzációs reakcióiban, valamint az ásványi és szerves komponensek összekapcsolódásában, másrészt biztosítják az oldat kationjai és a humuszsavak közötti kölcsönhatásokat.

A humuszsavak általi kation megkötés alapvetően kétféle mechanizmus szerint történhet.

**Elektrosztatikus vonzás:** a savi karakterű reaktív csoportok kisebb-nagyobb hányada (a közeg pH-jától függően) deprotonált állapotban van, s a szabad negatív töltések vonzó hatása biztosítja a pozitív töltésű hidratált kationok adszorpcióját. Az így kötött kationokat az oldatban lévő más kationok ki tudják szorítani a töltéshelyekről (kicserélhető kationok). A humusz megkötő képessége nagy, ezért nagymértékben növeli a talajok kationcsere kapacitását.

**Fémkelátok képződése:** mivel a humuszsavak nagy számban tartalmaznak komplexkötést létrehozó (karboxil, fenolos –OH, –NH<sub>2</sub> stb.) csoportokat, a fontosabb 2 és 3 vegyértékű fémionokkal különböző stabilitású kelátkomplexeket (kelátokat) képeznek. A kelátokban (a fémion és a komplexképző szerves ligandum között kialakult donor-akceptor kötés miatt) a megkötött ion a hidratatúrát részben vagy teljesen elveszti. A komplex kötés tehát lényegesen erősebb, mint az elektrosztatikus adszorpció, s a komplexált kationok nem kicserélhetők. Ezek a kötések a pH (GAMBLE, 1986; WANG és STUMM, 1987), vagy a kompetitív ligandumok koncentrációjának változtatásával módosulhatnak.

A különböző fémionok fulvosav és huminsav-komplexének stabilitási sorrendje, legtöbbször a következő:



A stabilitási sorrend a közeg pH-jának lényeges változása esetén módosulhat.

A fulvosavakkal, s a kis molekulatömegű szerves savakkal létrejött fémkomplexek vízben oldódnak, a huminsavak és a huminanyagok komplexei azonban nem. A vízoldható komplexek képződése növeli a fémionok oldatba jutását és oldatban maradását (mobilitását), a szilárd fázis általi komplexálás viszont a helyben maradásukat segíti elő.

## 2.5. A szerves anyagok bomlási folyamatai

A növényi és állati maradványok átalakulása bonyolult lebontó és építő (szintetizáló) mikrobilis folyamatok összessége, s a kapcsolódó biokémiai reakciók következménye.

A lebontás során a mikrobák a szerves vegyületeket kisebb egységekre szabdalták, ill. széndioxiddá és vízzé alakítják.

A növényi maradványok lebontása három fázisra osztható (KUNTZE et al., 1988; STEFANOVITS et al., 1999): *biokémiai fázis, mechanikai aprítás, mikrobiológiai lebomlás*.

1. *Biokémiai fázis*: a szövetek elhalása után a nagy molekulájú vegyületek kémiai folyamatok (hidrolízis és oxidáció) hatására egyszerűbb vegyületekre bomlanak:

- keményítő, egyszerű cukrok;
- fehérje, peptidek és aminosavak;
- lignin, kinonok, fenolok;
- gyűrűs vegyületek oxidálása.

2. *Mechanikai aprítás*: a szerves anyagok a talajlakó állatok (makro-, mezo-, és megafauna) hatására felaprózódnak és a talaj ásványi alkotóival összekeverednek.

3. *Mikrobiológiai lebomlás* (heterotróf és szaprofita szervezetek): enzimatis úton a szerves anyagok egyszerű vegyületekre alakulnak át.

- *Aerob körülmények között*: energia,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , és a szabaddá vált mikroelemek:  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  stb.
- *Anaerob körülmények között*:  $\text{CH}_4$ ,  $\text{NH}_4^+$ , különböző aminok, egyszerű szerves savak (pl. ecetsav, vajsav), toxikus gázok: pl.  $\text{H}_2\text{S}$ , etilén ( $\text{H}_2\text{C}=\text{CH}_2$ ) képződnek.

Ahhoz, hogy ezek a folyamatok a komposztálás során lejátsszódjanak, lényeges ismerni a szubsztrát biológiai bonthatóságát. HAUG és ELLSWORTH (1991) megállapítása alapján a bonthatóság több tényezőtől függ:

- hasznosítható hőmennyiség;
- tömeg mérleg, mely tartalmazza a keletkezett termék mennyiségét és a hőnyeréshez szükséges levegőigényt;
- sztöchiometrikus oxigénigény.

A lignocellulóz degradálhatósága nagymértékben függ az előkezeléstől. Jelentős eltérés van a puha- és a keményfa esetében. A puhafa degradációs faktora ( $k_d$ ) 5 körüli érték, míg a keményfánál ugyanez 10, a fűnél 0,35-0,50. A biológiai bonthatóság szoros összefüggésben van a lignintartalommal is. A különböző komposzt alapanyagot szolgáltató fák és fűvek alkotórészei közül legfontosabb a cellulóz, a pentozánok és a hexozánok, melyek összetett szénhidrátok. A lignin természetes policiklusos fenoljellegű, nagy molekulatömegű anyagok elegye. A cellulóz legtöbb növényi szerkezeti sejtfaiban megtalálható: a fiatal levelekben kb. 10%, a fenyő tűlevelekben 29%, az idősebb levelekben 20%; a kukoricaszár mintegy 30%-ot, a búzaszalma 34%-ot, a napraforgó maghéja 33%-ot tartalmaz (HOLMES, 1989).

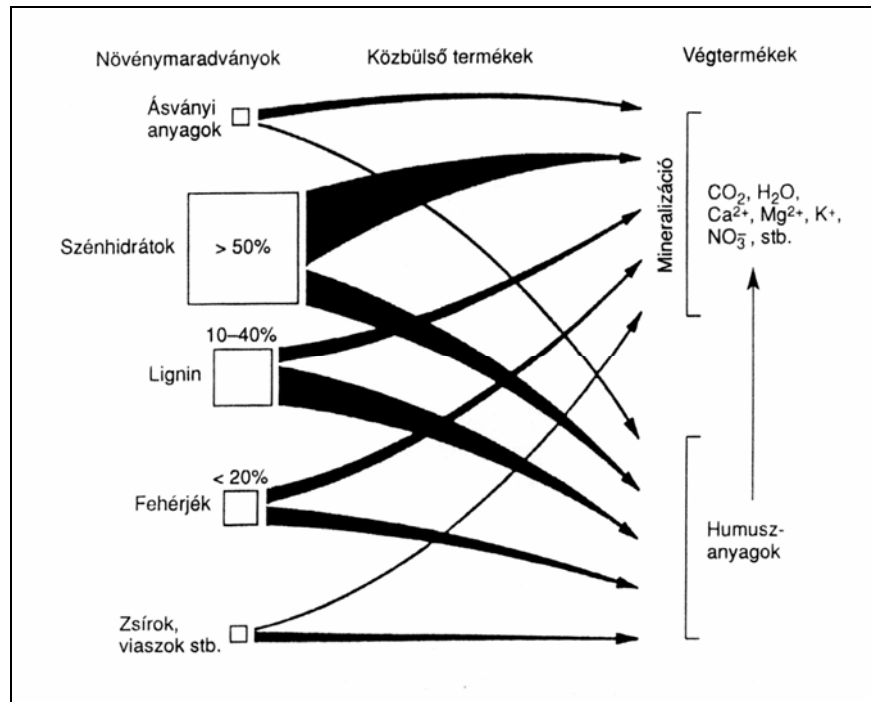
Több módszer is ismert a biodegradáció meghatározására (irodalmi adatok, tömeg-mérleg, analitikai vizsgálatok az anyagi összetétel meghatározásához, laboratóriumi anaerob, aerob respirációs vizsgálatok, stb.) (WILLSON és DALMAT, 1986).

A komposztálás sebességét a szubsztrát extracelluláris enzimekkel való oldatba vitele, a sejtekhez történő oxigén szállítás és a sejtek általi oldott szubsztrát és oxigén felhasználás határozza meg. A mikrobiális anyagátalakulási folyamatokra más tényezők is hatással vannak: szerves anyag degradálhatósága, hőmérséklet, nedvesség, levegő-zöttség, oxigén hiány, pH, szerves tápanyagok hiánya, mikrobák hiánya, toxikus anyagok, stb.

A szerves anyag lebomlása a komposztálás során első rendű reakció. A komposztálás sebességi állandója kisebb, mint a szubsztrát oldódási sebességé, ami arra utal, hogy a hidrolízis a szabályozó faktor (HAUG, 1993).

### **2.5.1. Humifikáció**

A legfontosabb szintetizáló reakciók összessége. A könnyen bontható szerves anyagok, optimális feltételek között, gyorsan mineralizálódnak. A nehezen bontható vegyületek jelentős része pedig polimerizálódva és N-tartalmú anyagokkal összekapcsolódva, nagy molekulájú, sötétszínű, viszonylag stabil új vegyületekké, humuszanyagokká alakul. A lebomlás és a humifikáció kapcsolatát mutatja az 5. ábra.



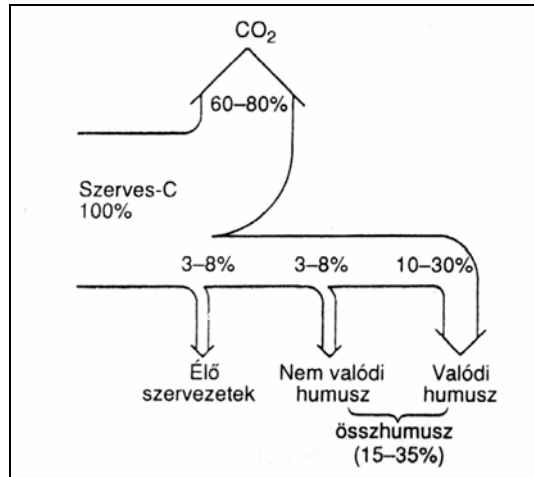
5. ábra. A mineralizáció és a humifikáció közötti összefüggések vázlata  
(STEFANOVITS et al., 1999)

A humuszanyagok képződésében a növényi maradványok valamennyi fontos vegyületcsoportjának (szénhidrátok, fehérjék, ligninek, viaszok, gyanták) szerepe van, másrészt kitűnik, hogy a mineralizáció a humusz egy részét is érinti.

A lignin jelentős szerepet játszik a humuszképződésben, mivel a humusz a lignin bomlástermékeinek kondenzációjával és polimerizációjával jön létre, mely megállapítást HAIDER (1986), FLAIG (1988), GRABBE és SCHUARDT (1993) is közzé teszi. Több elméletet is kidolgoztak a humuszképződésre: pl. FLAIG (1988) és SPITELLER (1985) nevéhez a *lignin elmélet* fűződik, a *polifenol elméletet* KÖGEL (1986, 1987) publikálta, míg a *melanoid elméletet* BREBURDA (1969). SCHEFFER és SCHACHTSCHABEL (1988) írták le a biotikus és abiotikus humuszanyag képződést, de SCHEFFER és ULRICH (1960) szerint mikrobák biokémiai szintézisével is keletkezhetnek humuszvegyületek.

Ha a körülmények (a talaj levegőzöttsége, a vegetáció, stb.) nem változnak, az évente elbomló humusz mennyisége közel ugyanannyi, mint a képződő új humusz, vagyis egy-egy talajban a humusztartalom közel állandó. Mérsékelt égövben a humuszkészletnek évente átlagosan 3%-a újul meg, a változás azonban csak a könnyebben bomló hányadot érinti, a stabil humuszanyagok évszázadokig megmaradnak. A mineralizáció és a humifikáció következtében tehát a talaj szerves anyagai állandó dinamikus változásban vannak.

Az aerob körülmények a mineralizációnak, az anaerob viszonyok pedig a szerves anyag felhalmozódásának biztosítanak kedvező feltételeket. A talajba kerülő növényi maradványok szerves C-tartalmának (a lebontó, átalakuló és a szintetizáló folyamatok által megszabott) %-os megoszlását – átlagos körülmények között – a 6. ábra mutatja.



6. ábra. A talajba került szerves maradványok C-tartalmának sorsa az átalakulás során (STEFANOVITS et al. 1999)

A fenti ábra alapján a szerves C túlnyomó része (mintegy 2/3-a) CO<sub>2</sub>-dá oxidálódik és visszakerül a levegőbe, s csak közel 1/3-a marad a talajban, elsősorban humuszanyagok formájában, kisebb részben pedig a mikroorganizmusok szervezetébe beépülve.

## 2.5.2. Mineralizáció

### 2.5.2.1. Nitrogén mineralizáció

A komposzt a lassan hasznosítható, kioldható N-trágyák körébe tartozik. A C/N arány egy jó viszonyszám a nitrogén mennyiségének vizsgálatára az anyagátalakulási folyamatokban (BARBARIKA et al., 1985). Ha a komposztot keverékben adják a szerves műtrágyával, a N-felvétel nagyobb, mint az a műtrágya N-mennyiségéből és a komposzt mineralizációjából előzetesen várható lenne (SIKORA és ENRIKI, 1999). A műtrágya stimulálja a komposzt mineralizációt a talajban, ezáltal több nitrogén jut a növénynek (SIKORA és ENRIKI, 2000).

Nitrogén kikerülhet a komposztból NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, vagy vízoldható vegyületek formájában. A friss trágyából való N-kimosódás vagy -párolgás kétszer akkora, mint a komposztból, habár a terméshozamban ez nem jelentkezik (BRINTON, 1985). A nitrogén legnagyobb része az érett komposztban szerves N-kötésben van (CASTELLANOS és PRATT, 1981).

Kis része a szerves nitrogénnek  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  formában van, és mennyisége a kezelés idejétől, és a kiindulási nyersanyagtól függ.  $\text{NO}_3^-$  függ a hőmérséklettől.  $45\text{ }^\circ\text{C}$  -nál gyakorlatilag nincs jelen. A nitrifikáció a mezofil fázis felső tartományában gátlódik, míg az ammonifikáció erőteljes a termofil tartományban (HARMSSEN és KOLENBRANDER, 1965). Egyes szerzők szerint a  $\text{NO}_3^-$  a végső terméke a komposzt-nak és a komposzt stabilitásának indikátorának is felhasználható (CHEFETZ et al., 1998). Biosolid komposztoknál vizsgálták, hogy 7 hetes komposzt összes  $\text{NH}_4^+$ -N tartalma gyorsan átalakult  $\text{NO}_3^-$ -tá, miután talajt adtak hozzá. A szerves N-formának csak kis része tűnik el, mert csak jelentéktelen mennyisége oldható és kevésbé érzékeny a kimosódásra. A N-veszteség csak szerves formában lehetséges. Az össz nitrogén csak kis része  $\text{NH}_3$ , így az illékony hányada kicsi. Lúgos közegben keletkezhet illékony  $\text{NH}_3$ , habár az érett komposzt pH-ja semleges (GRAY et al., 1973). Komposzt és műtrágya keverékben az  $\text{NH}_3$  az ureából is távozhat, mert a komposzt tartalmaz ureát (SIKORA és ENRIKI, 1999).

A komposzt szerves nitrogén mineralizációs folyamata több részfolyamatból áll.

Enzimatisz degradáció, részben a mikrobiális fehérje szabad aminosavakra bomlik az ammonifikáció következtében. Az  $\text{NH}_3$  a savas komponensekkel  $\text{NH}_4^+$  ionná alakul.

Ha a szubsztrát semleges vagy lúgos,  $\text{NH}_3$  keletkezhet. Ha a közeg elég levegős, bakteriális nitrifikáció is felléphet.

Következésképpen  $\text{H}^+$  ionok is keletkezhetnek, ami savasodást eredményezhetnek. A pH változás a Mg és a B felvehetőségét eredményezheti.  $7,5$  körüli pH-n az előbbieket, míg  $8$ -as körüli pH-n a P felvehetetlenné válik (BUNT, 1988). A nehezen bomló anyagok (pl. a kitin) két lépésben komposztálhatók (ROY et al., 1997).

Mivel a legtöbb nitrogén a komposztban, ill. a trágyában szerves formában van, a nitrogén talajbani mineralizációs rátájának ismeretében szükséges összehangolni a növény növekedésének nitrogénszükségletét, hogy csökkentsük a környezetvédelmi kockázatot (BROADBENT és NAKASHIMA, 1974). A nitrogén mineralizációs és immobilizációs rátájának ismeretében lehetőség van a tápanyagok kioldódásának és kimosódásának matematikai modellezésére, amely felhasználható a szerves melléktermékek szántóföldre történő kijuttatásánál.

A komposztból keletkezett szervesetlen nitrogén, vagy az egyéb szerves vegyületek a talajban a mikrobiológiai lebontás, a szén és a nitrogén körforgásának az eredménye. A lebomlás sebessége, mértéke a talaj mikrobapopulációjával és a lebontókkal van összefüggésben (HADAS és PORTNOY, 1994).

#### **2.5.2.2. Szén mineralizáció**

A komposztálás során különböző mikro- és makroorganizmusok közreműködésével a szerves anyagok egyszerű alapvegyületekre, mint szén-dioxid, szulfát, nitrát és víz bomlanak le, illetve a nem mineralizálódott szerves anyagokból humuszanyagok keletkeznek (ALEXA és DÉR, 1998). A komposztálás felfogható a humifikáció speciális formájának, ahol aerob körülmények között humuszanyagok keletkeznek (BANNICK, 1988).

A humuszanyagok elsősorban a termofil szakaszban keletkeznek. Ekkor jelentős huminsav képződés tapasztalható (ROCHUS, 1978). Az érés előrehaladtával a humuszanyagok mennyisége nő, de a hőmérsékletnek szabályozó szerepe van. 55 °C felett a humifikáció leáll. Ez a humuszsav képződés és a mikrobiológiai aktivitás közötti összefüggéssel magyarázható (BANNICK és ZIECHMANN, 1991).

A komposzt szén tartalma és a C/N aránya nem csak az érettségi index fontos tulajdonsága, de utal a lebonthatóságra és a felvehető nitrogénre is. A szerves anyagok bonthatóságának mértékét, rátáját gyakran első rendű kinetikus egyenlettel fejezik ki,  $\{C_t=C_0(1-e^{-kt})\}$ , ahol  $C_t$  a  $t$  idő után keletkezett  $\text{CO}_2\text{-C}$  mennyisége,  $C_0$  a keletkezett összes szén mennyisége,  $k$  állandó,  $t$  idő. Ezt a megközelítést gyakran alkalmazzák az érett komposzt labilis szén és nitrogén tartalmának becslésére (CHENEBY et al, 1994), vagy összefüggésbe hozható a különböző kémiai összetételű szerves talajjavító anyagok indukáló mineralizációs potenciáljával (SAVIOZZI et al., 1993). A talajban az ásványi nitrogén akkumulációjának a kiszámítása a különböző szerves összetevők mennyiségén, azok lebomlási és a mikrobákba való beépülési, valamint a talaj szerves anyagainak képződési rátáján alapul. A kinetikus modell segítségével a mineralizációs kísérleti adatokból becsülhető a talajhoz adott ismert mennyiségű szerves anyag lebomlási rátája, sebességi állandója (HADAS és PORTNOY, 1994).

A valóságban azonban ez a feltételezés nem minden esetben igaz, mivel a felhasznált nyersanyagok különbözőek, így eltérő módon viselkednek a mikrobiális lebontással, így más léptékű modell jobb lehet. Azonban az egyenlet mégis lehetőséget teremt a különböző komposztok közötti lebomlás előrejelzésére a lassú dekomposztálási rátáknál (LEARCH et al., 1992). A nulladrendű kinetika alapvető a mineralizációs ráta becs-

lésében és behatárolásában, pl. a  $\text{NO}_3^-$ -N kimosódás csökkenése a talajvízi ökoszisztémákban.

VAN VEEN et al. (1985), MOLINA et al. (1990) HADAS és PORTNOY (1994) eredményei igazolják a szerves maradványok C-N forgalmának megközelítő szimulálását, ahol a talajban levő szerves szén és nitrogén lebomlásának a sebessége a lebomló anyag tulajdonságán alapul és nem függ a biomassza aktivitásától.

AGBIM et al. (1997) azt közölték, hogy a különböző szerves anyagokból keletkező  $\text{CO}_2$  jó index lehet a növények számára a felvehetőség szempontjából. IRATINI és ARNOLD (1960) beszámolt a keletkezett nitrogén és  $\text{CO}_2$  közötti összefüggésről a rövid idejű inkubáció során. CASTELLANOS és PRATT (1981), valamint GILMOUR et al. (1985) jelezték, hogy a szerves szén mineralizációja következtében a szerves nitrogén mineralizálódik, és a  $\text{CO}_2$  ezáltal a talaj nitrogén mineralizációjának a hírnöke lehet, ha növényi maradványokat adunk a talajhoz.

ANDERSON és DOMSCH (1993) megállapítása szerint a talaj mikrobiális tevékenységének legfontosabb indikátora a biomassza, különösen a  $\text{CO}_2$  produkcióval kombinálva. A mikrobiális biomasszában levő tápanyagok potenciális forrásai a növényeknek (CHANDER et al., 1995; SMITH és PAUL, 1991). Kedvező körülmények között a mikrobiális biomassza pozitív korrelációt mutat a szerves anyaggal. HE et al. (1997) vizsgálatai bizonyították, hogy a biomassza nitrogén- és foszfortartalma szintén pozitív korrelációt mutat a felvehető szén, nitrogén és foszfor tartalommal.

A mikrobiális biomasszához viszonyított  $\text{CO}_2$  képződés aránya az anyagcsere kvóciens:  $q\text{CO}_2$  (ANDERSON és DOMSCH, 1986). Az energiaellátás vizsgálatában a  $\text{CO}_2$  anyagcsere kvóciens ( $q\text{CO}_2$ ), vagy a specifikus légzési rátát alkalmazzák a talaj mikrobiális biomassza analíziséhez (ANDERSON és DOMSCH, 1985a és 1985b). Az anyagcsere hányados nagy, ha a mikroorganizmusok nem tudják teljes hatékonysággal átalakítani a szenet, míg fogyasztják a nitrogént. Hasonlóan magasabb a  $q\text{CO}_2$ , ha a környezeti tényezők kedvezőtlenül megváltoznak, vagy zavar lép fel. A  $q\text{CO}_2$  utal a talaj mikrobapopulációjának hatékonyságára a szénvegyületek hasznosításában. Az anyagcsere hányados hasonlóan jelzi a lebomlási sorrendet, mint a C/N hányados.

A komposztálás során nem csak a szerves anyag frakciók mennyisége, de a minősége is változik. Az érés során a fenolos, az aromás és a karboxil csoportok mennyisége nő, a metoxi és az alkil csoportok száma csökken (INBAR et al., 1993).

### **2.5.2.3. Karbonsavak keletkezése és bomlása**

A szerves anyagok biodegradációja, így a komposztálás során is keletkeznek szerves savak, főleg a lebontási folyamatok korai szakaszában (SIMÁNDI et al., 2005). A kis molekulatömegű (LMW) szerves savak koncentrációja néhány mmol, amely a mikrobiális tevékenység és a gyökérnedvek hatására keletkezik (FOX és COMERFORT, 1990; STEVENSON, 1994; STROM, 1997; ZHANG et al., 1997; CRISTOFARO et al., 1998). Ezek a savak hatással lehetnek a komposzt, ill. a talaj pH-jára (SIMÁNDI et al., 2003), és számos, a talajban lejátszódó folyamatot befolyásolhatnak, pl. a tápanyag mobilizációt (P, Fe, stb.), növelik a növények anionfelvételét az ásványok felületén kialakuló ligandumcsere reakciókkal, védik a növények gyökereit savas talajokon a megnövekvő toxikus  $Al^{3+}$  ionoktól (JONES, 1998). Ezek alapján megállapítható hogy a szerves savak szoros összefüggésben vannak az elsődleges mineralizációs folyamatokkal, ezáltal a talaj mállási folyamataival, mint pl. a podzolizáció. E viszonylag egyszerű vegyületek a talajban élő mikroorganizmusok hatására gyorsan lebomlanak (QUALLS és HAINES, 1992; JONES et al., 1998). JONES és DARRAH (1994) meghatározták a citromsav felezési idejét nem fenyőerdő talajban, ami kb. 12 óra volt. A különböző karbonsavak lebomlása több tényezőtől is függ, pl. a talaj típusa, mélysége, a vegetáció, a mikrobapopuláció szerkezete, stb. Másik lehetőség a szerves savak mennyiségének csökkentésére a talajoldatból a talajrészecskéken való adszorpció. Az adszorpció e vegyületek mikrobiális mineralizációjának szignifikáns lassulását eredményezi (BOUDOT, 1992; JONES és EDWARDS, 1998).

Általában a komposztálás során az extrahálható szerves anyag mennyisége az idő függvényében folyamatosan növekszik. A rövid szénláncú szerves savak gátolhatják vagy csökkenthetik a csírázást, vagy a növények növekedését. A növekedést gátló szerves savak: ecet-, vaj-, propion-, hangya-, citrom- és valeriansav (LIAO et al., 1994; BRINTON, 1998). Anaerob körülmények között e savak keletkezésével kellemetlen szag is együtt jár. A komposzt érésével a rövid szénláncú karbonsavak eltűnnek (MIYITTAH és INUBUSHI, 2003a). A különböző területekről (mezőgazdaság, élelmiszeripar, stb.) származó hulladékokból keletkező eltérő összetételű karbonsavak szerkezetük függvényében a talajjavításban fontos szerepet játszanak (MIYITTAH és INUBUSHI, 2003b). A lebontási folyamatok elsősorban a molekulaszervezettől függenek, amit a mikrobiológiai szervezetekben előforduló nagyszámú enzim katalizál.

## 2.6. Komposztok érettsége és stabilitása

A komposztok felhasználhatósága érettségüktől és stabilitásuktól függ. MATHUR et al. (1993a.) az érettségen a komposztok fizikai, kémiai és biológiai stabilitását értik. A komposztok eltérő érettsége azon alapul, hogy a különböző összetevők hogyan cserélődnek ki, főleg az oldható komponensek, az oldható szén, az oldható frakció C/N és a respirációs hányada, ami összefüggésben van az oldható szerves anyaggal (GOLUEKE, 1986; IANNOTTI et al., 1994). A komposzt érettségének a kimutatása nem könnyű feladat.

A komposzt érettségének megállapítására használt leggyakoribb módszereket öt csoportba szokták foglalni: fizikai, kémiai, mikrobiológiai vizsgálatok, növények biológiai vizsgálatai és a szerves anyag humifikálódásának tanulmányozása (JIMÉNEZ és GARCIA, 1989).

A komposztok érettségének jellemzésére a legáltalánosabb módszer a C/N arány vizsgálata az érés kezdetén és a végén (SENESI és BRUNETTI, 1996). Általánosságban a kezdeti 30 körüli értékről az érés végére 20 alá csökken. Az érett komposzt ideális értéke 10 körüli (MATHUR, 1991). GOLUEKE (1986), HARADA (1990), IANNOTTI et al. (1994) szerint az érettségi index is a C/N aránnyal függ össze:

$$f = \frac{C/N_{\text{érés végén}}}{C/N_{\text{érés kezdetén}}}$$

CHENEBY et al. (1994), HADAS és PORTNOY (1994), valamint SAVIOZZI et al. (1993) a mineralizációs rátának tulajdonítanak nagyobb szerepet.

HIRAI et al. (1983, 1985), CHANYASAK et al. (1982) megemlítik a vizes kivonathól történő szerves C/N arány mérését. Itt az érték 5-6 körüli.

SAVIOZZI et al. (1988) a humifikációs indexet javasolja az érettség jellemzésére, amelynek az értéke az érettséggel csökken. A humifikációs index (*HI*) az izolált huminsav széntartalmának ( $C_{HA}$ ) és a szerves széntartalom ( $C_{org}$ ) százalékban kifejezett aránya:

$$HI = \frac{C_{HA}}{C_{org}} \times 100.$$

ROLETTO et al. (1985) a humifikációs index mellett a humifikációs rátát javasolják, mely a teljes kivonható huminsav széntartalmának ( $C_{ext}$ ) és a teljes szerves széntartalom ( $C_{org}$ ) százalékban kifejezett aránya:

$$HR = \frac{C_{\text{ext}}}{C_{\text{org}}} \times 100.$$

A szerves anyagok lebomlási folyamatai összefüggnek a fitotoxikus anyagok jelenlétével. Számos tényező  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NO}_2$  (KATAYAMA et al., 1987),  $\text{NH}_3$ , (ANDRIANO et al., 1973; WONG et al., 1983), nehézfémek (WOLLEN et al., 1978; WONG et al., 1983), kis molekulatömegű savak, pl. ecetsav, fenol származékok (ZUCCONI et al., 1985) és sók (ANDRIANO et al., 1973) utalnak a gátlásra. Azonban ezeknek az anyagoknak a jelenléte egy átmeneti stádium, melynek időtartama nem definiálható. A rövid szénláncú vegyületeknek (kis molekulatömegű és illékony zsírsavak): ecetsav, fenol csoportok, vajsav, propánsav, valeriánsav inhibitor szerepük van a növekedésben, fejlődésben, csírázásban (BRINTON, 1998; LIAO et al., 1994). Ezek anaerob körülmények között, a természetes anyagok korai lebomlása során is keletkeznek. Az érett komposztban rövid szénláncú szerves savak már nincsenek. Sokszor a kémiai vizsgálatok nem egyértelműek, ezért célszerű kombinálni ezeket biológiai módszerekkel.

A komposzt fitotoxicitásával széles körben foglalkoznak. Több cikk jelent meg az éretlen komposzt csírázást gátló és növekedést csökkentő hatásáról (ZUCCONI et al. 1981b). Általában a magcsírázási és a növény-növekedési tesztet alkalmazzák. A fő hátránya ezeknek a módszereknek az időigényesség. DE VLEESCHAUWER et al. (1981) rámutattak, hogy a rövid szénláncú zsírsavak felelősek a friss és éretlen komposzt fitotoxicitásáért. ZUCCONI et al., (1981a) közölték az ismeretlen összetételű fitotoxin jelenlétét a lebomló szerves anyagban.

Sokféle módszer létezik, melyek azon alapulnak, hogy különböző kivonatot készítenek komposztból és ezekkel bioteszteket végeznek (pl. uborka teszt, rozs teszt és csírázási index – G.I.) (MOREL et al., 1995; INBAR et al., 1993; MATHUR et al., 1993a; CHEN et al., 1993).

Az érettségi index jellemzésére alkalmazzák a látható tartományban két hullámhosszon mért abszorbanciát (CHEN et al., 1977; SUGAHARA et al., 1981; MOREL, 1982). Még több információ nyerhető, ha kiterjesztjük a vizsgálatokat az UV-tól kiindulva a teljes spektrum tartományára.

A fulvinsavak és vegyületeik, huminsav és az összes huminszármazékok spektruma 200 és 350 nm között felvehető (SIMÁNDI et al., 2002). A komposzt összes humusztartalma különböző érettségi stádiumokban  $\text{K}_4\text{P}_2\text{O}_7$ -tel kivonható nitrogén alatt és azután tovább szeparálható huminsavra és fulvo frakciókra pH 2 értéken, amit  $\text{H}_2\text{SO}_4$

oldattal állíthatunk be. Lényegében az UV spektrum alapján kapott információkat összehasonlíthatjuk a humuszszerű anyagok kémiai analízisével kapottakkal. Jól ismert tény, hogy az extrahálható szerves anyag mennyisége a komposztálás előrehaladtával növekszik, amit az abszorbancia növekedése bizonyít.

250-280 nm között minden esetben egy vállszerű kiszélesedés látható a spektrumokon, amit már SUGAHARA et al. (1981) és GIUSQUIANI et al. (1992) is leírtak. A komposztálási idő függvényében a megjelenő „vállasodás” a görbén azzal függhet össze, hogy egyre több olyan szerves vegyület jelenik meg, melyek az aromatiszáció és a telítetlen kötések kialakulásának előrehaladtával egyre több kromofór csoportot tartalmaznak. A fulvo frakció spektrumán 210 nm-en bekövetkező abszorbancia növekedés a mineralizáció során keletkező vegyületekkel hozható összefüggésbe. Egyszerű degradációs termékek, mint a nitrit, a nitrát és a karbonsavak abszorbeálnak ezen a hullámhosszon. A spektrum alakjának a változása összhangban van a humusz származékok frissből az érett komposzt irányába történő megváltozásával. E változásokat más kémiai módszerekkel is kimutatták. Az idő függvényében a fulvo frakcióban és a huminsavakban bekövetkező mennyiségi változások hatással vannak a spektrum alakjára. Ha a humusz frakció spektrumát a teljes UV tartományban vesszük fel, kvantitatív információkhoz jutunk. Ez rangsorolási (rank) módszerrel valósítható meg (GALLOT et al., 1993). E módszerrel bármelyik spektrum a referencia spektrum lineáris kombinációjával előállítható. A spektrum bázist a spektrum adatbankból lehet kigyűjteni. A lineáris kombináció koefficiensének az arányszámát javasolják az érettség indexének (M.I.). A javasolt index egy olyan mutató, mely a szerves anyag humifikációján alapul és több különböző szerző dolgozott ki (DE NOBILI et al., 1998; SAVIOZZI et al., 1988; RIFFALDI et al., 1992; GOVI et al., 1993).

Az  $E_4/E_6$  hányados a humusz származékok aromás gyűrűinek kondenzációs fokára utal. Ez az arány a komposzt esetében kezdetben nő az idővel, jelezve a molekulatömeg csökkenését, vagy a szerves anyag méretét. A csökkenés összefügg az érettséggel és a friss komposzt stabilizációs fokával. A stabilitási pont, mely a vizes kivonathól egyszerű analitikai eljárással meghatározható, jó összefüggést mutat a csírázást gátló inhibitorok csökkenésével. A hányados elegendő lehet a lebomlási folyamat során a toxicitás csökkenésének kimutatására. Ezt ERHART és BURIAN (1997) csírázási teszttel támasztotta alá.

A szerves anyagok biodegradációja során keletkező toxinok kimutatása költséges analitikai vizsgálatokat igényel, mivel a nagyon sok vegyület kölcsönösen hat egymásra

és hatásukra megváltozik a nyersanyag, a mikrobiológiai populáció, az oxigénigény, a hőmérséklet és az átalakulási állapot. Mindezek arra utalnak, hogy az  $E_4/E_6$  hányados a leggyorsabb és a legegyszerűbb lehetőség a biológiai érettség meghatározására. Ezt az olcsó és gyors módszert fel lehet használni a talaj szervesanyag-tartalmának monitoringozásához is.

REDDY et al. (1979) összefüggést találtak a szén és a nitrogén mineralizációja és a C/N hányados között, melyek jól alkalmazhatók a talajhoz adott szerves anyagok relatív lebomlására, vagy a nitrogén mineralizációs potenciáljára.

### 3. ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálatok kísérleti részét 2003-2004-ben Japánban, a Chiba Egyetem Kertészeti Fakultásának Talajtani Laboratóriumában végeztem. Az eredmények értékelése, a matematikai statisztikai számítások elvégzése a Tessedik Sámuel Főiskola Mezőgazdasági Víz- és Környezetgazdálkodási Főiskolai Kar Mezőgazdasági Kémia és Talajtani Tanszékén történt. Minden vizsgálatot 3 ismétlésben végeztem.

#### 3.1. A vizsgálatokhoz felhasznált anyagok

A különböző technológiával történő komposztálási eljárásokhoz élelmiszeripari, mezőgazdasági hulladékot, valamint fa- és fűnyesedéket használtam.

##### 3.1.1. A két fajta anyagkeverék kiindulási összetétele

- Aktív levegőztetett: Yamagata (*Y*):  
59% élelmiszer hulladék, 20% rizskorpa, 21% kevert trágya + hígtrágya;
- Prizmás: Shimoduma (*S*):  
48% élelmiszer hulladék, 39% rizspelyva, 13% lótrágya.

A két keverék kiindulási vizsgálati adatait a 3. táblázat tartalmazza.

3. táblázat. A két komposztkeverék kiindulási paraméterei \*

Mutatók	Yamagata ( <i>Y</i> )	Shimoduma ( <i>S</i> )
Nedvesség %	71,2	46,6
C %	40,7	45,6
N %	2,8	2,8
C/N	14,3	16,5
pH	7,1	4,0
Ec mS cm <sup>-1</sup>	9,6	3,0
Hamutartalom %	17,1	4,9
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N mg kg <sup>-1</sup>	3700	1097
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N mg kg <sup>-1</sup>	45,0	5,5

A két komposztálásra váró anyagkeverék között az adatok szerint lényeges különbség van. Nedvességtartalom eltérése közel 30%. Ez megnyilvánul a konzisztenciában is. Az *S* keverék a szilárd hulladékok komposztálásánál megadott optimális érték, míg az *Y* keverék az iszapokra jellemző tulajdonságokkal rendelkezik. A C/N arány az optimális értéknél valamivel alacsonyabb. Ez a kiindulási anyag magas nitrogén tartal-

---

\* A 3. fejezettől a forrás megjelölése nélkül található ábrák és táblázatok **forrása**: az alkalmazott technológia és mérési módszerek alapján készített **saját ábra**, illetve **saját táblázat**.

mából adódik. A nedvességtartalom és a C/N érték alapján az *S* jelű keverék megfelel a prizmás, vagyis a forgatásos komposztálás kritériumainak, míg az iszapszerű *Y* jelű keverék az aktív levegőztetéses, vagyis a légbefúvásos eljárással komposztálható. A vizsgált adatok egyéb jelentős különbségekre utalnak.

A kémhatásban 3,1 pH érték az eltérés, ami a lótrágya és a kevert almos trágya különbségéből, valamint a hígtrágya adagolásából következik. Az *Y* keverék semleges, gyengén lúgos kémhatású, míg az *S* keverék gyengén savanyú. A savanyú kémhatású élelmiszer hulladékot, főként a hígtrágyát, lúgos irányba toltta el, míg a másik esetben ez nem következett be. A pH ilyen irányú eltérése sem okoz gondot a folyamat lezajlásában, mivel a trágyák többféle mikroorganizmust tartalmaznak, benne olyan fajokat is, amelyek vagy lúgos, vagy savas kémhatásban aktívak. Figyelmet érdemel, hogy az *Y* keverék számos paramétere a hígtrágya értékeihez áll közel (pl. só), míg  $\text{NH}_4^+$ -N és  $\text{NO}_3^-$ -N tartalma annak 2-3 szorososa.

### 3.1.2. A hőkezelési kísérlethez felhasznált anyagok

- Fű, fenyő- és diónyesedék,
- kontroll: homoktalaj.

Ha a fás és lágyszárú növények hulladékai alkotják a komposztálásban résztvevő anyagok zömét, ahhoz, hogy megértsük az összes szerves anyagon belül a szén minőségi különbségeit, ismernünk kell a sejtfal kémiai alkotóit.

A **fa** kémiai alkotórészeit vázlatosan a következő módon osztályozta NYIKITYIN, 1955-ben:

#### I. A sejtfal legfőbb komponensei

	1. Cellulóz	a) Pentozánok	a) Xilán
			b) Arabán
			a) Mannán
A) Az egész szénhidrátfrakció	2. Hemicellulózok és poliuronidok	b) Hexozánok	b) Glükán
		c) Poliuronsavak	c) Galaktán stb.
		d) Pektinek	a) Glükuronsav
		d) Mézgák	b) Galakturonsav
B) Lignin			

#### II. Extraktanyagok

- A) Illó olajok és gyantasavak, illó savak.
- B) Kötött olajok (zsíros olajok).
- C) Természetes festékanyagok és létrehozóik.
- D) Tannidok.

- E) Egyes oldható poliszaccharidok és glükozidok.
- F) Hamu (szervetlen sók).
- G) Szerves nitrogénvegyületek.
- H) Egyéb szerves alkotórészek, mint például gyanták, fitoszterolok stb.

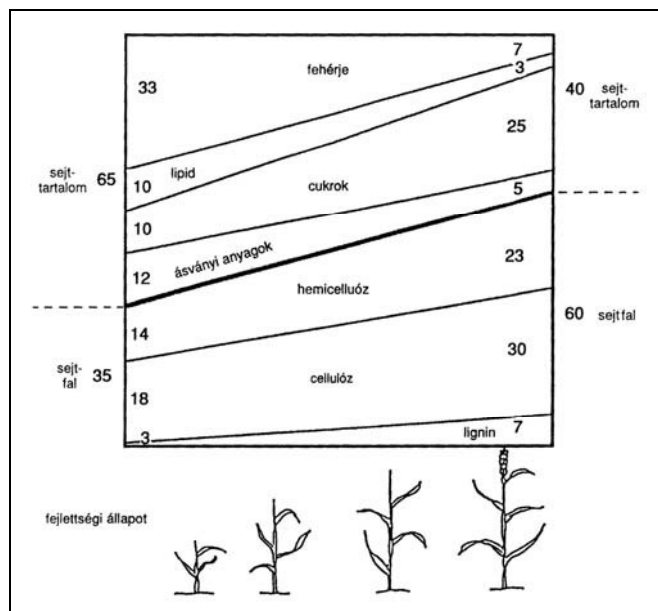
A különböző fajok lényegében ugyanazokat az anyagokat tartalmazzák, csak más-más arányban (NYIKITYIN, 1955):

- cellulóz 40-50%,
- hemicellulóz 30-15%,
- lignin 20-25%,
- extraktanyagok 5-10%,
- vízoldható komponens 5-10%.

A lágyszárú növények kémiai összetétele a következő (HOLMES, 1989):

- cellulóz 25-32%,
- hemicellulóz 15-25%,
- lignin 10-35%,
- extrakt anyagok 15-16%,
- fehérje 3-6%.

A lágyszárú növények támasztószövetének kémiai összetételét elsősorban a növény kora határozza meg (7. ábra).



7. ábra. A sejtfal, a sejttartalom és ezek alkotórészeinek változása a növény fejlődése során  
(HOLMES, 1989)

Az ábra szerint a szénhidrátok mennyisége növekszik a növény fejlődése során, míg az ásványi anyagok, a lipidek és a fehérjék mennyisége csökken.

A növények egész szénhidrát részét holocellulóznak nevezzük. A holocellulóz tartalmazza: a cellulózt, a pentozánokat, a hexozánokat és a poliuronsavakat. A holocellulóz össz mennyisége a tülevelűeknél 70-73%, a lombosfáknál 72-78%, a fűveknél 30-55% között mozog (NYIKITYIN, 1955). A Szarvason nemesített néhány fűfajtának a holocellulóz tartalma 30-40%, lignintartalma 20-28% és nyersrost tartalma 15-29% között változott (saját vizsgálatok).

### 3.1.3. Az anyagátalakulási folyamatoknál felhasznált komposztok jellemző paraméterei

A kísérletekben felhasznált komposztok ipari méretekben eltérő összetételű kiindulási anyagokból készültek prizmás komposztálási eljárással (4. táblázat).

4. táblázat. A komposztok kiindulási anyagai %-os összetételben

Komposzt	Szarvasmarha trágya	Sertés trágya	Baromfi trágya	Élelmiszeripari hulladék	Rizspelyva	Szalma	Fenyese-dék
A	38				23	1,0	38
B	32	12,5	5	25	25	0,5	
C	24	26	28		1		21

A gyártási technológia során az anyagösszetételtől függően eltérő hőtani paraméterek adódtak (5. táblázat).

5. táblázat. A komposztálás folyamatának hőtani adatai

Komposzt	$^{\circ}\text{C}_{\text{max}}$	Indulástól hányadik napon	$^{\circ}\text{C}_{\text{min}}$	Indulástól hányadik napon	65 $^{\circ}\text{C}$ feletti napok száma	50 $^{\circ}\text{C}$ feletti napok száma
A	61,3	5	22,1	2	0	5
B	71,7	4	17,9	36	4	7
C	74,0	17	30,3	2	35	37

A külső megjelenésükben közel azonos komposztok igen eltérő beltartalmi értékkel rendelkeznek. Az egyes paraméterekben igen jelentősek az eltérések (6. táblázat).

6. táblázat. A komposztok és a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai

Komposzt	C%	N%	C/N	pH (H <sub>2</sub> O)	EC (mS m <sup>-1</sup> )	GI %	Nedvességtartalom %
A	30,4	1,1	27,5	9,06	84	136	48,5
B	30,3	1,6	18,4	8,35	242	49,5	38,7
C	31,9	2,7	11,8	8,74	277	91,9	32,5
Homoktalaj	1,1	0,1	10,8	5,98	6	-	20,3

A kísérletben felhasznált talaj-komposzt keverékek fizikai és kémiai tulajdonságai a 7. táblázatban láthatók.

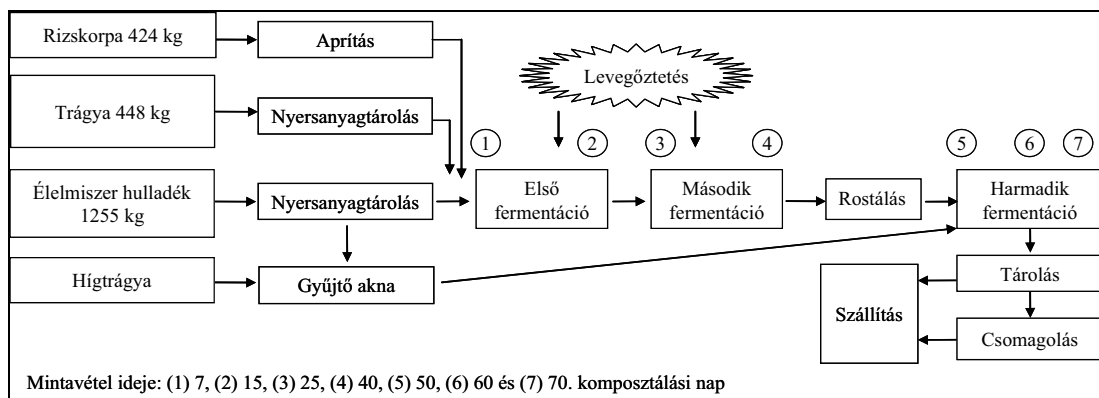
7. táblázat. A kísérletben felhasznált anyagkeverékek fizikai és kémiai tulajdonságai

Komposzt	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ sz. a.)	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ sz. a.)	pH ( $\text{H}_2\text{O}$ )	EC ( $\text{mS m}^{-1}$ )	Nedvességtartalom %
<b>A</b>	2,82	69,63	6,91	29	24,3
<b>B</b>	3,57	276,47	7,03	41	22,9
<b>C</b>	9,02	254,30	7,63	55	22,0
<b>Homoktalaj</b>	1,33	19,72	5,98	6	20,3

### 3.2. Komposztálási technológiák

#### 3.2.1. Yamagata komposzt (aktív levegőztetett)

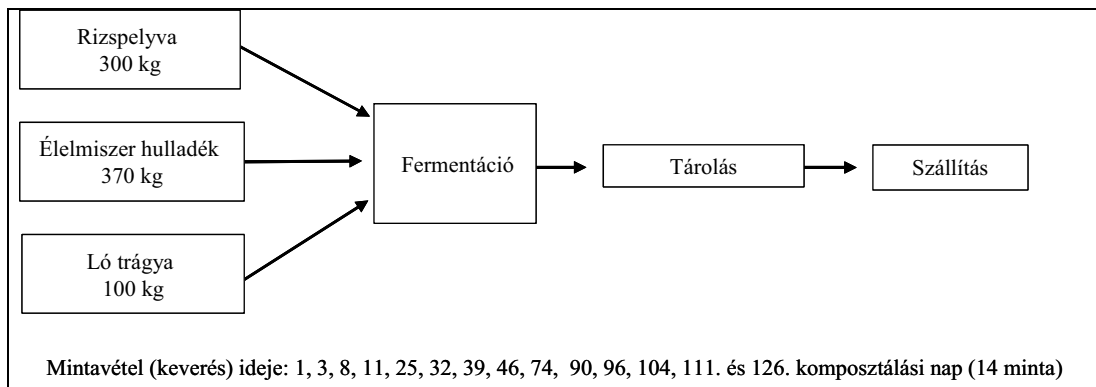
Előállítása aerob körülmények között folyamatos keveréssel történt, melyet egy automata berendezés végzett. Felhasznált nyersanyagok: rizskorpa, trágya, élelmiszerhulladék (8. ábra).



8. ábra. A Yamagata komposzt előállításának sematikus ábrája a mintavétel helyének és idejének bemutatásával

#### 3.2.2. Shimoduma komposzt (prizmás eljárás)

Előállítása szemiaerob körülmények között periodikusan ismétlődő manuális keveréssel történt. Felhasznált nyersanyagok: rizspelyva, élelmiszer hulladék, lótrágya (9. ábra).



9. ábra. A Shimoduma komposzt előállításának sematikus ábrája a mintavétel helyének és idejének bemutatásával

### 3.2.3. Növényi maradványok hőkezelése

A növényi maradványok: fű, diófa és fenyőfa nyesedék hőkezelését az Ishikawajima-Harima Heavy Industries Co., Ltd. által készített berendezésben végeztem. A folyamat magas hőmérsékleten (207 °C) és nagy nyomáson (1,7 MPa) 30 percen keresztül tartott. A kezelés során a növényi anyagok térfogata csökkent, valamint a keletkezett folyadékfázist összegyűjtöttem, és a további kísérletekben felhasználtam.

*Nem kezelt növényi minták:* a légszáraz mintákat feldaraboltam, majd további kísérletekben felhasználtam.

### 3.3. Inkubációs kísérletek

#### 3.3.1. Kezeletlen és hőkezelt minták vizsgálata

*Felhasznált anyagok:* hőkezelt és kezeletlen fű, fenyő és diófa nyesedék,  
Chiba Light-color Andosol talaj.

A növénymintákat (kezelt és kezeletlen) a talajjal 1:6 tömegarányban összekevertem, majd a keveréket műanyag zacskóba tettem és 10 héten keresztül aerob körülmények között 25 °C-on sötétben inkubáltam. A kezdeti nedvességtartalmat a talaj vízkapacitásának 64,4%-ára állítottam be. A talaj konstans nedvességtartalmát minden héten mérés útján beállítottam.

Kontrollnak növényi maradványok nélküli talajt használtam. Mintavételezés az 1., 2., 4., 7. és a 10. héten történt.

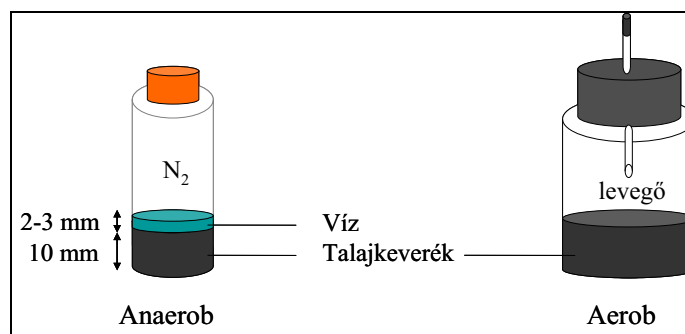
#### 3.3.2. Anaerob inkubáció

A kísérlet megkezdése előtt mindhárom komposztfajtából 3-3 ismétlésben a fent megadott arányban homoktalajjal 10-10 gramm keveréket készítettem. Kontrollnak Chiba

Light-color Andosol talajt használtam. Az inkubációs edény térfogata 123 cm<sup>3</sup> volt. Induláskor a kísérlet egész időtartamának (12 hét) megfelelő összes mintát bemértem és sötét helyen 25 °C-on inkubáltam. Hetente vettem ki az esedékes mintákat és teljes mennyiségüket felhasználtam a vizsgálatokhoz (pH, EC, TOC, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N). A gázok (CO<sub>2</sub> és CH<sub>4</sub>) vizsgálata, mintavételezése a minta feletti gáztérből történt (3. ábra).

### 3.3.3. Aerob inkubáció

A kísérlet megkezdése előtt mindhárom komposztfajtából 3-3 ismétlésben a fent megadott arányban homoktalajjal 250-250 gram keveréket készítettem. Kontrollnak Chiba Light-color Andosol talajt használtam. A nedvességtartalmukat közel azonosra állítottam be (A: 22,9%, B: 22,0%, C: 24,3% és a *kontroll talaj*: 20,3%). Az inkubációs edény térfogata 860 cm<sup>3</sup> volt. Induláskor bemértem az edényekbe a 250-250 gramm mintákat és hetente 10-10 grammot vettem ki belőlük a különböző vizsgálatokhoz (pH, EC, TOC, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N). A nedvességtartalmat minden alkalommal tömegméréssel ellenőriztem, és ha szükséges volt, víz hozzáadásával visszaállítottam az eredeti értékre. Az aerob feltételek biztosítása érdekében a mintavételezés után több órán keresztül szabadon hagytam a mintát és csak utána zártam le ismét. A gázok (CO<sub>2</sub> és CH<sub>4</sub>) vizsgálata, mintavételezése a minta feletti gáztérből történt. Az inkubációt 25 °C-os sötét helyen végeztem (10. ábra).



10. ábra. Inkubációs kísérletek kialakítása anaerob és aerob körülmények között

### 3.4. Alkalmazott analitikai vizsgálatok

*Mikrobiális biomassza szén (MBC) és nitrogén (MBN) meghatározása:* a vizsgálatot kloroform fumigációs extrakcióval végeztem 3 ismétlésben (VANCE et al., 1987; BROOKES et al., 1985). Minden ismétlésnél a mintát két részre osztottam. Egy részt (10 gramm) 100 ml-es főzőpohárba raktam, amit etanolmentes kloroformmal együtt exikátorba helyeztem, és 30 °C-on 24 órán keresztül fumigáltam. Egy nap után a klo-

roformot eltávolítottam és a mintát 30 perces rázatás után 50 ml 0,5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> oldattal extraháltam. A minta másik részét (10 gramm) nem fumigáltam, de ugyanúgy extraháltam 50 ml 0,5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> oldattal.

Az összes vízoldható szerves szén mennyiségét TOC 5000 (SHIMADZU) készüléssel mértem az extraktumokból.

A *biomassza szén* kiszámítását az alábbi képlet alapján végeztem:

$$MBC = 2,22 \times (\text{fumigált extraktum vízoldható C tart.} - \text{fumigálatlan extraktum vízoldható C tart.})$$

A *biomassza nitrogén* meghatározását perszulfáttal 121 °C-on történő oxidációs módszerrel végeztem (CABRERA és BEARE, 1993). E módszer a kálium-szulfáttal extrahált összes nitrogént nitráttá alakítja. A nitrát meghatározása hidrazin redukciós módszerrel történt (HAYASHI et al., 1997).

A *biomassza nitrogén* kiszámítását az alábbi képlet alapján végeztem:

$$MBN = 2,22 \times (\text{fumigált extraktum N tartalma} - \text{fumigálatlan extraktum N tartalma})$$

*Vízoldható szén és nitrogén meghatározása:* a fumigálatlan minta extraktumából határoztam meg, az összes vízoldható szerves szén és összes nitrogén meghatározásánál leírtak alapján.

*pH meghatározása:* ANDERSON és INGRAM (1993) módosított módszerével történt a pH mérés. Légszáraz talajt átszitáltam <2 mm pórusméretű szitán, majd 1:10 tömegarányban desztillált vizet adtam hozzá és 15 percen keresztül rázógéppel rázattam. A rázatás után néhány percet vártam, hogy a szuszpenzió leülepedjen, majd üvegelektrod (HORIBA Co. Japan, S005) alkalmazásával pH mérőn (HORIBA Co., Japan, pH METER F-13) lemértem.

*Száraz anyag meghatározása:* ismert tömegű mintát 105 °C-on tömegállandóságig melegítettem, majd exikátorban lehűtöttem és mértem a tömegét.

$$\text{Száranyagtartalom \%} = \frac{\text{szárítás utáni tömeg}}{\text{bemért minta tömege}} \times 100.$$

*Vezetőképesség meghatározása (EC):* a pH mérésnél leírt módon előkészített komposzt, ill. talajszuszpenzióban mértem a vezetőképességet CT-27112B típusú elektród (TOA ELECTRONICS Ltd. Japan) alkalmazásával CM-21P vezetőképességmérővel (TOA ELECTRONICS Ltd. Japan).

*Szerves savak meghatározása:* a karbonsavak meghatározása folyadékkromatográfias módszerrel történt (LAWONGSA et al. 1987). A friss komposztot <2 mm pórusméretű szitán átszitáltam és 1:10 (tömeg:térfogat) arányban desztillált vízzel elegyítettem és 50 ml térfogatú csavaros fedelű műanyag edénybe tettem, majd 30 percen ke-

resztül rázógépen rázattam. Ezután 0,2 µm átmérőjű szűrőn átszűrtem és HPLC-n mértem.

Az alkalmazott készülék Shimadzu, LC-10AS volt, amihez egy UV detektor csatlakozott (SHIMADZU, SPD-10AV). A detektálás 210 nm-n történt. A kapott eredményeket integrátorral értékeltem ki (CHROMATOPACK, SHIMADZU C-R6A).

Az elválasztás 8 mm (belső átmérő) x 30 cm; ULTRON PS-80H SHINWA oszlopon történt 60 °C-on. A mozgófázis perklórsavval 2,1 pH-ra beállított desztillált víz volt. Az áramlási sebesség 1 ml perc<sup>-1</sup> és a beadagolt minta térfogata 20 µl volt, amit automata mintaadagolóval végeztem.

*Nitrátion meghatározása (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N):* a meghatározást hidrazin redukációs módszerrel végeztem (HAYASHI et al., 1997) a komposzt (talaj) vizes szuszpenzió szűrt oldatából. A szűrletben az NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N a 30 perces 38 °C-on lejátszódó redukció után NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N né alakul, ami szulfanilamiddal diazónium-sóvá diazotál, és NED (N-1-Naftil-etilendiamin-diklorid) reagenssel kapcsolódva piros színű vegyületté alakul, amit 540 nm hullámhosszon mértem SHIMADZU UV-1200 típusú fotométeren.

*Ammóniumion meghatározása (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N):* a meghatározást ANDERSON és INGRAM (1993) nitroprusszid módszerével végeztem a komposzt (talaj) vizes szuszpenzió szűrt oldatából. Az oldatban levő ammóniumion hipoklorit lúgos oldatával reagál és klóraminná alakul, ami nitroprusszid katalizátor jelenlétében szaliciláttal reagál és kékeszöld indofenolszínezék keletkezik, amit 655 nm hullámhosszon mértem SHIMADZU UV-1200 típusú fotométeren.

*Csírázási index meghatározása (GI):* 10 gramm komposztot 100 ml desztillált vízbe helyeztem és 30 percen keresztül rázattam. Az extraktumból 3 ml-t Petri csészébe helyezett szűrőpapírra mértem és arra 10 szem *Brassica campestris* L. magot egyenletes elosztásban helyeztem. Kontrollként desztillált vizet alkalmaztam. 25 °C-on 48 órán keresztül sötétben inkubáltam. Az inkubálás után a csírák hosszát tolómérővel lemértem és ERHART és BURIAN (1997) képlete alapján számoltam:

$$GI = \frac{\text{kicsírázott magok száma} \cdot \text{csíra hossza}}{\text{kicsírázott kontroll magok száma} \cdot \text{kontroll magok csírájának hossza}}$$

*CO<sub>2</sub>-C mérése:* a 10. ábrán bemutatott kísérleti körülmények alapján a mintát a komposzt-talajkeverék feletti térből vettem és gázkromatográfias vizsgálatot tartottam meg a széndioxid koncentrációt.

Készülék típusa: SHIMADZU GC-14B, melyhez hővezetőképességi detektort (TCD) csatlakoztattam. Az oszlop 2 m-es töltetes kolonna volt.

Töltet: Porapak Q 80/100. Injektor hőmérséklete: 50 °C, kolonna hőmérséklete: 40 °C, detektor hőmérséklete: 50 °C volt.

*CH<sub>4</sub>-C mérése:* a mintavételezés hasonló volt a CO<sub>2</sub>-nél leírtakkal. Az analízist itt is gázkromatográffal végeztem.

Készülék típusa: SHIMADZU GC-14B, melyhez lángionizációs detektort (FID) csatlakoztattam. Az oszlop 2 m-es töltetes kolonna volt. Töltet: Porapak R. Injektor hőmérséklete: 100 °C, kolonna hőmérséklete: 50 °C, detektor hőmérséklete: 100 °C volt.

*Szén, nitrogén és C/N arány meghatározása:* 105 °C-on tömegállandóságig szárított mintát dörzsmozsárban eldörzsöltem, homogenizáltam, majd <0,2 mm pórusméretű szitán átszitáltam és YANACO MT-700 típusú C/N analízátorral mértem.

*Holocellulóz meghatározása (Papíripari Vállalat házi szabványa):* 75 °C-on a mintában levő holocellulóz mellől az egyéb anyagokat NaClO<sub>2</sub> ecetsavval megsavanyított oldatával oldatba visszük, majd a lehűtött holocellulózt G4-es szűrőn leszűrjük.

*Cellulóz meghatározása (Papíripari Vállalat házi szabványa alapján):* eltávolítottam az extraktanyagokat, a lignint és a hemicellulózt és a visszamaradt anyag tömegét mértem. A cellulóz előállítására a cc. HNO<sub>3</sub> és 96%-os etanol 1:4 arányú elegyét alkalmaztam, aminek hatására a lignin nitrálódik és oxidálódik, a hemicellulóz pedig elhidrolizál, és a keletkezett termékek az extraktanyagokkal együtt feloldódnak az alkoholban.

*Lignin meghatározása (Papíripari Vállalat házi szabványa alapján):* a felaprított mintát kevert savval (1:6 arányú 85%-os foszforsav és 75%-os kénsav) hidrolizáltam, és a lignint, mint a növényi anyag savval nem hidrolizálható maradékát határoztam meg. A követelmény, hogy a sav a poliszacharidokat lehetőleg teljesen feloldja, ugyanakkor a lignin minél kisebb bomlást szenvedjen. A lignin bomlásának jellegzetes mutatója metoxitartalmának csökkenése.

*Nyersrost-tartalom meghatározása Weendi módszer szerint (MSz 6830/7):* a mintát először híg kénsavval, majd szűrés után a maradékot híg NaOH oldattal hidrolizáltam. A 130 °C-on kiszárított szűrési maradék lesz a rosthamu tartalmú nyersrost.

*Variancia analízis:* az összes vizsgálatot SYSTAT Version 10. és JANDEL SigmaStat 2.0 szofverrel végeztem. A variancia analízis táblázatai a mellékletben találhatóak.

## 4. EREDMÉNYEK

### 4.1. Az aktív levegőztetett és a prizmás komposztálási eljárások összehasonlítása

A komposztálási eljárások általános feltételei ismertek. A feldolgozásra váró hulladék fizikai, kémiai és biológiai paraméterei általában nem felelnek meg annak a kritériumnak, hogy az anyag záros határidőn belül (maximum 6 hónap) mineralizálódjon. Ezért különböző anyagkeverékeket állítanak össze, valamint technológiai megoldással igazodnak a feldolgozásra váró anyag tulajdonságaihoz.

Vizsgálataim során élelmiszeripari hulladékok komposztálását tanulmányoztam. Japánban – ellentétben Európával – nem jellemző a kommunális hulladék szerves anyag tartalmának a komposztálása, mivel ott a hulladékégetés a domináns e hulladéktípus kezelésében. Gazdaságossági számításokat is figyelembe véve – pl. minél rövidebb szállítási távolság – többféle keverésre alkalmas anyag állt rendelkezésünkre. Kétféle keveréket készítettünk és ezeket kétféle eljárással dolgoztuk fel. Mivel az élelmiszeripari hulladékok hasznosítása elsősorban komposztálással történik, így a komposztálandó anyagkeverékek közel 50%-ban tartalmazznak ilyen hulladékfajtákat.

A két anyagkeverék fizikai különbözősége miatt (levegőzés, légjárhatóság, hőkapacitás, stb.) a kisebb nedvességtartalmú rendszerrel forgatással, a nagyobbánál légbefúvással biztosították az oxidáció feltételeit. A technológiai összehasonlítás során a következő kérdésekre kerestem a választ:

- Rövidebb-e és mennyivel a komposztálás ideje a légbefúvós technológia esetében?
- A két eltérő technológia során a komposztálás melyik fázisában válnak azonos nedvességtartalmúvá az anyagok?
- Van-e különbség a két technológia között a C-tartalom csökkenésében?
- A kiindulási pH különbség lecsökken-e a komposztálás végére?
- Milyen szinten stabilizálható a respirációval jellemezhető szerves anyag lebontás?
- A komposzt érettséget jelző csírázási % azonos lesz-e a két komposztálási folyamat végén?
- Milyen a két eljárás N vesztesége?
- Van-e különbség a kétféle eljárással készült komposzt szerves anyag tartalmában?

#### 4.1.1. Anyagátalakulási folyamatok a két komposztálási technológiában

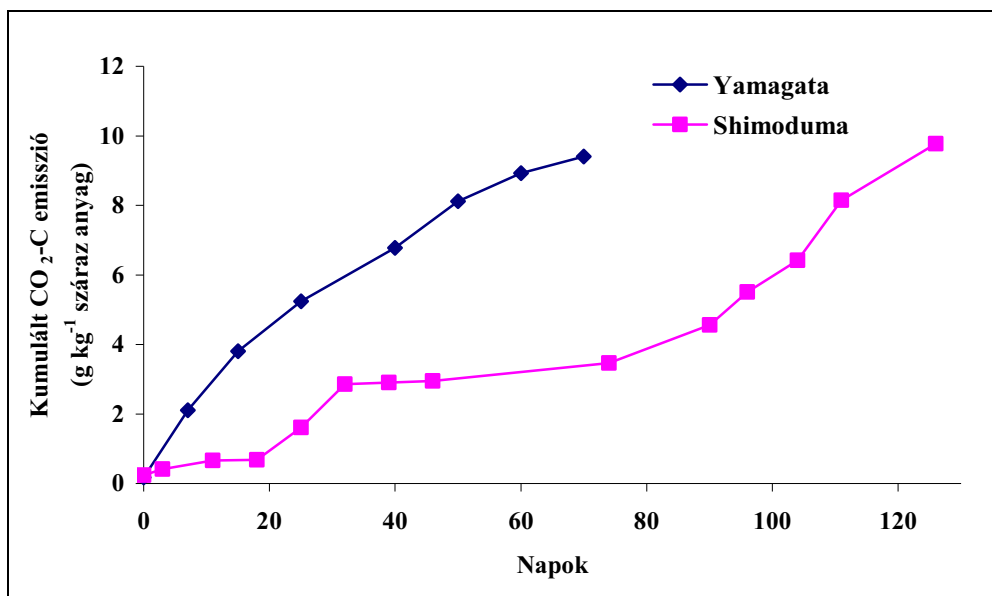
A komposztálás során az anyagátalakulási folyamatok sebessége jól jellemezhető a keletkezett, fajlagos CO<sub>2</sub> mennyiségével (egységnyi anyagmennyiségre vonatkoztatott CO<sub>2</sub> fejlődés g kg<sup>-1</sup>). A komposztálás vegyes folyamat. Az aerob átalakulás során teljes mértékben keletkezik CO<sub>2</sub>, míg az anaerob feltételek csak részben produkálnak CO<sub>2</sub>-t. A komposzthalom pórusaiban állandóan változik a gázösszetétel. A hő szárító hatása következtében a víz elpárolog, így a gázfázis számára szabad tér keletkezik. A cellulóz tartalmú rostszálak bomlásával a pórusok száma csökken, ha nem jó az átszellőzés, akkor a keletkezett vízgőz, CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>-N az O<sub>2</sub> helyére léphet. Ez visszavetheti az aerob átalakulási folyamatokat, megnövelve az anaerobokat.

A szerves anyag lebontás átlagos intenzitása aerob körülmények között nagyságrendekkel nagyobb, mint az anaerobnál. Ebből következik, hogy az összegáz mérés is jó indikátora a lezajló folyamatoknak. Értelmezni gázösszetétel vizsgálata nélkül nem lehet, ezért csak tájékoztató jellegű információt hordoz.

A CO<sub>2</sub> fejlődés mérése ettől jóval informatívabb. Több információt ad a CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> és NH<sub>3</sub>-N együttes mérése. A komposztkazalban lejátszódó folyamatok mérésére használnak még enzimaktivitás vizsgálatokat is. Ilyen módszer a cellulózbontás aktivitásának mérése (*Unger cellulóz teszt*), amikor egy adott minőségű cellulóz tömegcsökkenéséből következtetünk a lezajló folyamatokra. Ezt elsősorban a nagy cellulóztartalmú hulladékok esetében célszerű alkalmazni. A CO<sub>2</sub> mérés épp ellenkezője, mivel a keletkezett CO<sub>2</sub> mennyiségéből nyerünk információt a lezajló folyamatokról. Az általam vizsgált komposztálódási folyamatokat többek között a CO<sub>2</sub> fejlődésén keresztül is vizsgáltam. Az eredményeket a 11. ábra mutatja.

Az ábráról leolvasható, hogy légbefúvásos komposztálási eljárás során, mely aerob állapotnak tekinthető, 60 nap alatt keletkezik ugyanannyi CO<sub>2</sub>, mint a prizmás rendszerűnél 120 nap alatt, mely szemiaerob körülménynek felel meg. Ebből arra következtettem, hogy prizmás komposztálásnál az anyagátalakulási folyamatok lassúbbak. A lassúbb mineralizációnak oka lehet a levegőtlenység, a szubsztrát és a mikroorganizmus populáció nem teljes kompatibilitása, stb.

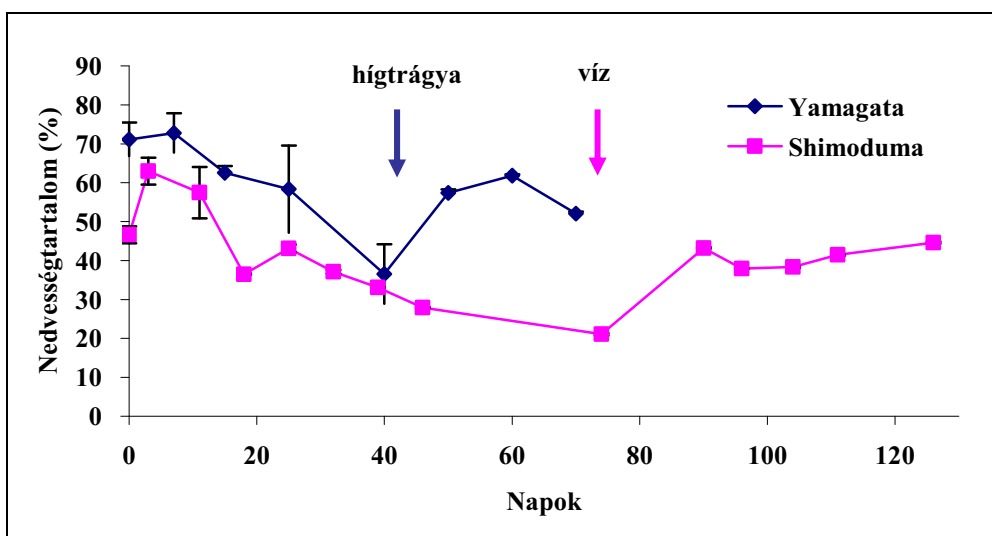
A respirációs adatok szerint mindkét anyagkeverék képes az önmelegedésre, ha az O<sub>2</sub> ellátás biztosítva van. Az O<sub>2</sub> ellátás az *S* keveréknél forgatással, az *Y* keveréknél légbefúvással biztosítható hatékonyan. (Ez nem jelenti azt, hogy az *S* keverékben nem használhattam volna légbefúvást, *Y*-ban pedig gyakori forgatással történő levegőztetést.)



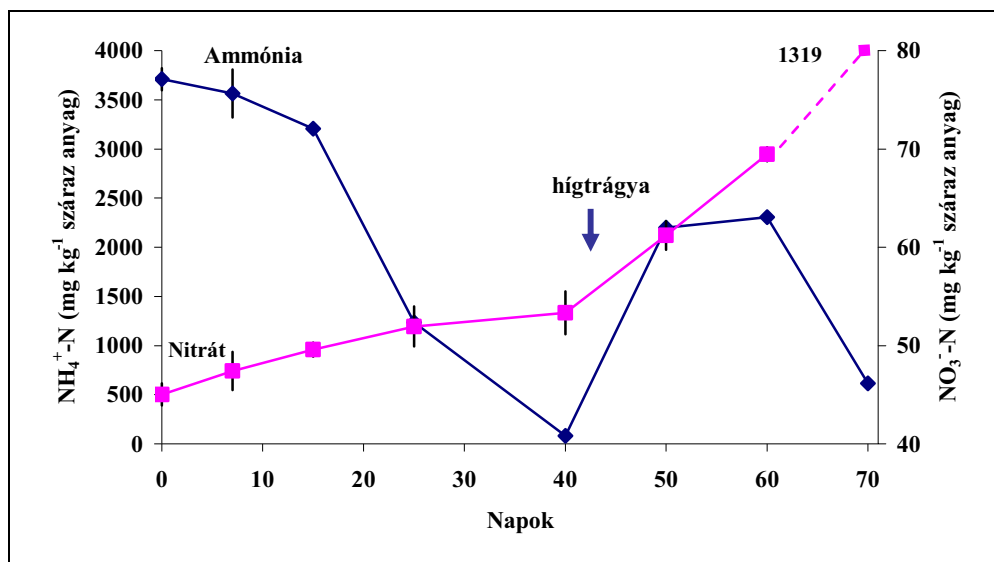
11. ábra. Kumulált CO<sub>2</sub>-C emisszió a kétféle komposztálási technológiában

#### 4.1.1.1. Aktív levegőztető rendszerrel előállított (Yamagata) komposzt

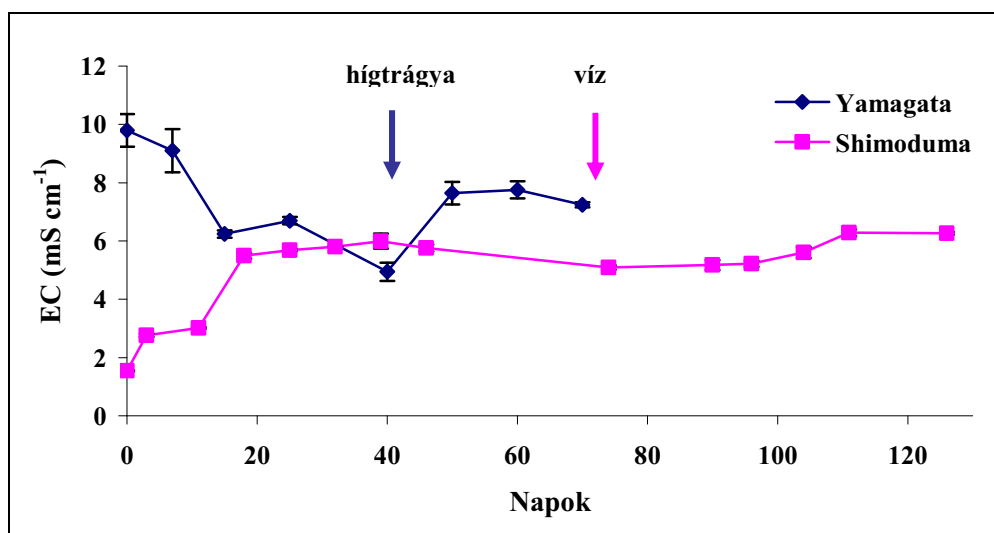
E komposztálási technológia biztosítja leginkább az aerob feltételeket. Ezt alapul véve nagyon érdekes hasonlóság figyelhető meg a nedvességtartalom, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N és az EC értékeit mutató ábrák vizsgálata során (12. 13. és 14. ábra).



12. ábra. A nedvességtartalom változása a kétféle komposztálási technológiában



13. ábra. Az NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N és az NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N változása a Yamagata komposztálási technológiában



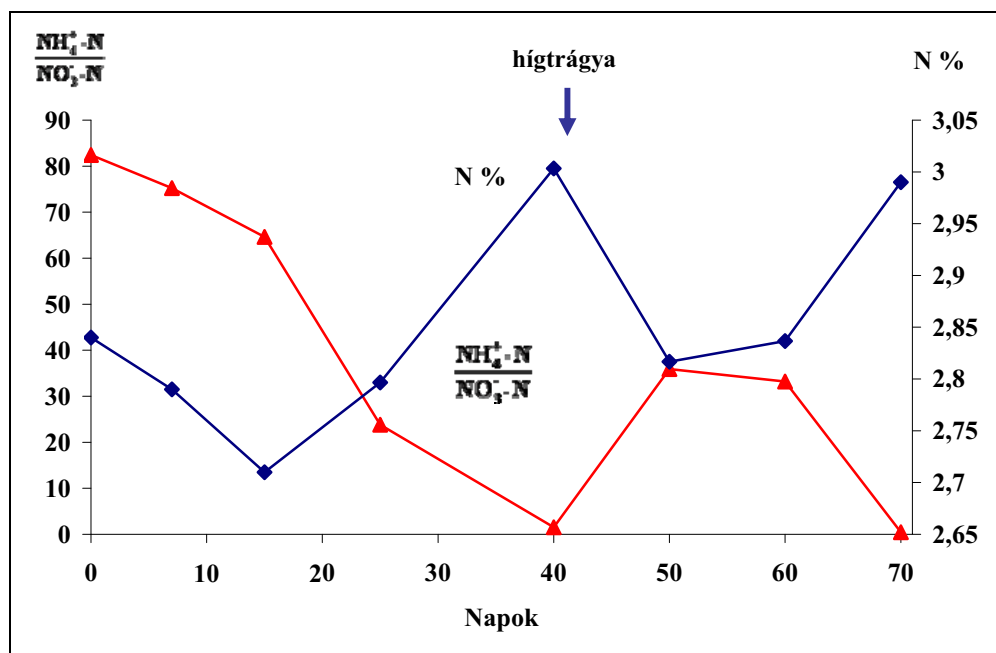
14. ábra. EC változása a kétféle komposztálási technológiában

Az eredmények a három görbe párhuzamos lefutását mutatják. Ahogy csökken a nedvesség, úgy csökken az NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N és vele párhuzamosan az összes só tartalom. Az ammonifikáció, vagyis az az út, amikor a szerves N-ből NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N lesz, nem specifikus heterotrof mikroorganizmusok hatására megy végbe. A baktériumok és gombák számos csoportja dolgozik benne. Az ammonifikációhoz elegendő 5-10% levegőtartalom, valamint 22-25 °C hőmérséklet. A nedvességtartalom csökkenése 70%-ról 36%-ra azt jelentette, hogy a 3,7 g kg<sup>-1</sup>-ről 0,1 g kg<sup>-1</sup>-re csökkent az NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N tartalom. A lecsökkent nedvességtartalmat hígtrágyával pótolták, ami megnövelte az ammónia koncentrációját és a vezetőképesség is nőtt. A levegőtartalom növekedése részben a nitrifikáció felé tolt el az átalakulást, valamint azt eredményezte, hogy lelassult az ammonifikáció. Az

EC csökkenés szintén az  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  sók csökkenésével magyarázható, majd hirtelen emelkedése az ammónia és nitrát együttes koncentráció növekedésére vezethető vissza. A komposztálási folyamat 40. napjától a hozzáadott hígtrágya hatására az addig folyamatosan csökkenő  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  koncentráció az 50. napig a technológia során először növekedett, de az 50. naptól lassan, majd a 60. naptól ugrásszerűen csökkent. A komposztálás 70 napja alatt az  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  koncentráció fokozatosan emelkedett, majd a 60. naptól jelentősen – két nagyságrenddel – megnőtt.

A 15. ábrán az összes-N és  $\frac{\text{NH}_4^+\text{-N}}{\text{NO}_3^-\text{-N}}$  arányát mutatom be. Az ábráról megállapítható,

hogy az összes nitrogén mennyiségének a változása csak kis mértékű, az egész folyamat alatt 10%-on belül van, míg az ammónia és nitrát aránya jelentősen lecsökkent. A két görbe alakja a 25. naptól szinte tükörképük egymásnak. Maximális nitrogénkoncentráció ott mérhető, ahol az  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  és az  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  koncentrációja közel azonos (1,5 a 40. napon), mivel az ammonifikáció és a nitrifikáció egyensúlyba kerül.



15. ábra. Az összes-N és az  $\frac{\text{NH}_4^+\text{-N}}{\text{NO}_3^-\text{-N}}$  változása a Yamagata komposztálási technológiában

Hígtrágya hozzáadása után emelkedett az érték – a megnövekedett ammónia koncentráció hatására –, majd az ammonifikáció csökkenésével és a nitrifikáció növekedésével

sével az  $\frac{\text{NH}_4^+ \text{-N}}{\text{NO}_3^- \text{-N}}$  arány a komposztálás végére jelentősen lecsökkent, ami összhangban

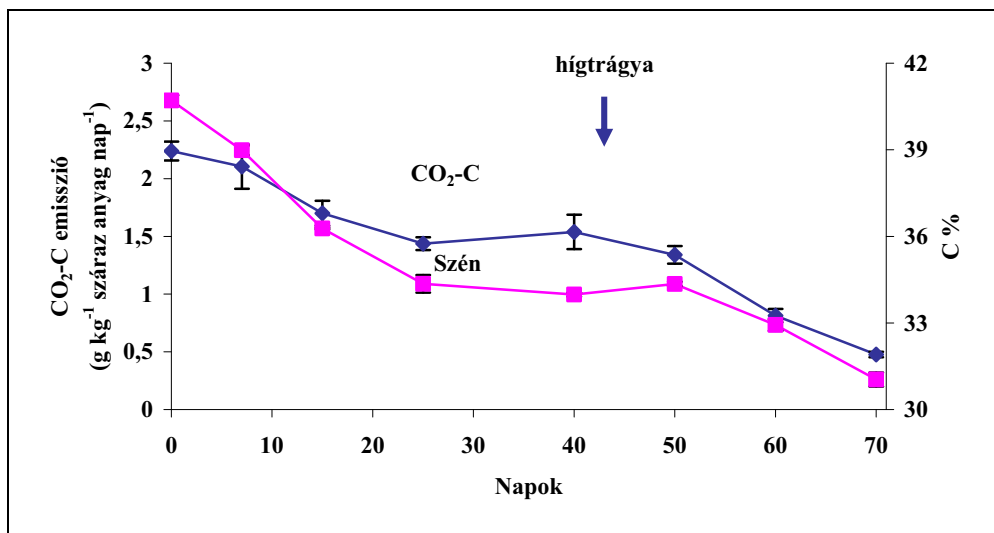
van az aerob viszonyok dominanciájával.

A kazal szénforgalmának tanulmányozására két paramétert választottam:

- az összes széntartalmat,
- CO<sub>2</sub>-C mennyiséget.

A két mutató időbeni alakulását a 16. ábrán szemléltetem. A mérések azt bizonyítják, hogy a C% 40-ről 31%-ra történő csökkenésével párhuzamosan CO<sub>2</sub>-C emisszió a kezdeti 2239 mg-ról 477 mg-ra csökkent. A görbék lefutása azt igazolja, hogy a szénveszteség teljesen szinkronban van a CO<sub>2</sub> emisszióval.

A CO<sub>2</sub>-C zöme a cukrokból, hemicellulózból a rövid szénláncú karbonsavakból, valamint a fehérjékből és zsírokból származik.



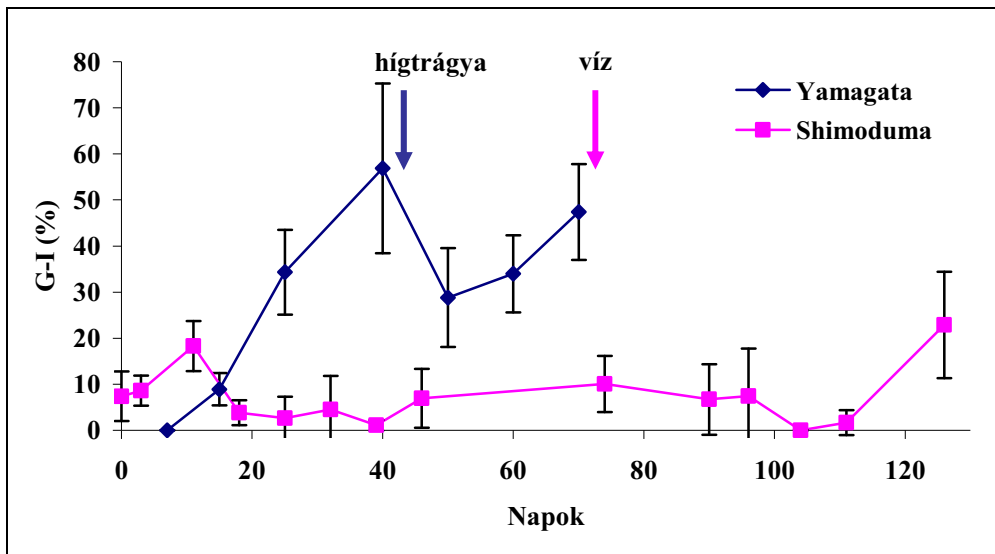
16. ábra. A széntartalom és a CO<sub>2</sub>-C emisszió változása a Yamagata komposztálási technológiában

A CO<sub>2</sub>-C gáz intenzitásának csökkenése, majd alacsony szintre történő beállása a mineralizáció és humifikáció befejező szakaszát jelenti. Ez olyan alacsony szintre állt be, hogy csak 40-50%-ban gátolja a mustármag csírázását (17. ábra). A 40. nap utáni csírázáscsökkenés a rendszerhez adagolt hígtrágya hatására következett be.

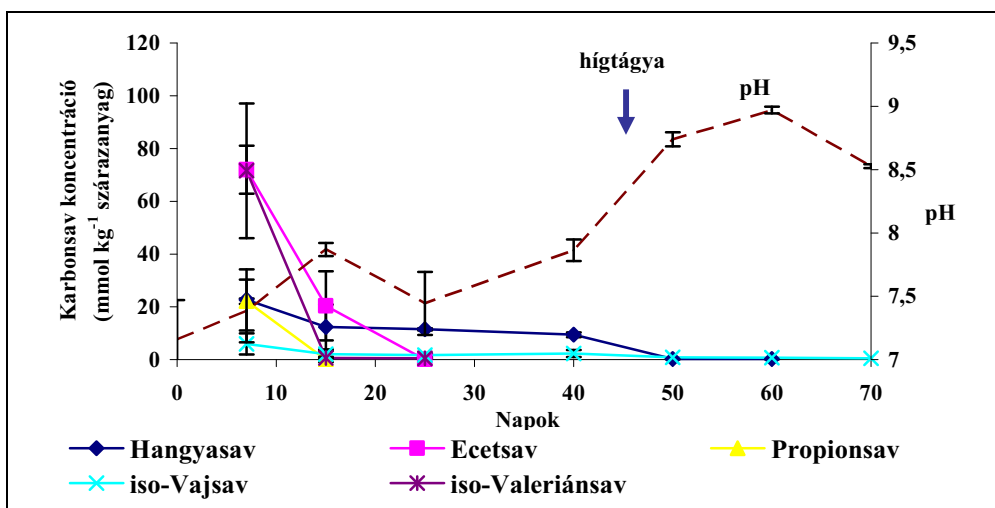
Az eredmények értelmezését segítik a rövid szénláncú karbonsavak vizsgálati eredményei (18. ábra). A mérések szerint, ahol kicsi a csírázási %, nagyobb a karbonsavak mennyisége.

Vizsgáltam a pH változását is a komposztálás során. A kiindulási pH közel semleges volt, 7,4. Az első két hétben a kezdeti érték kis mértékben emelkedett (7,9), majd a következő két hétben visszaállt az eredeti értékre. Ez összefüggésben lehet az érés

kezdeti szakaszában a könnyen bontható szerves anyagok bomlása során bekövetkező szerves savak koncentrációjának megnövekedésével.



17. ábra. A csírázási index (GI) változása a kétféle komposztálási technológiában



18. ábra. A pH és a keletkezett karbonsavak összefüggésének vizsgálata a Yamagata komposztálási technológiában

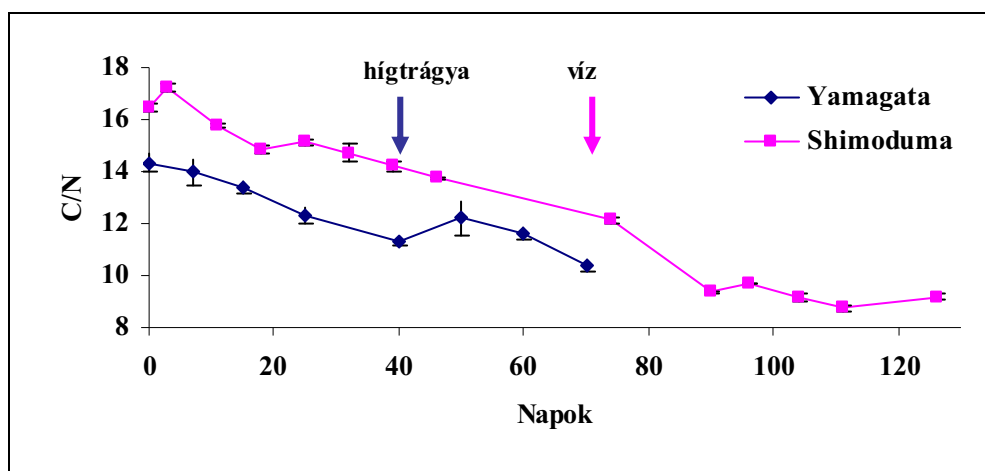
Ezek elsősorban anaerob körülmények között keletkeznek, de még ilyen intenzíven levegőztetett körülmények között is előfordulhat képződésük, de azután az aerob viszonyok következtében gyorsan lebomlanak. A komposztálás kezdeti szakaszában, általában az első 20 napban kell számolni jelenlétükkel, amit a pH 7-8 közötti értéke is mutat. A 20. nap után a pH lassan nőni kezdett. Lényegében a 25. nap után már a karbonsav koncentráció értéke is jelenősen lecsökkent. A karbonsavak szerkezetükből adódóan egyébként is gyenge savak, így a komposztálás során keletkező, a pH-ra hatással levő egyéb vegyületekkel ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3^-$ , stb.) közösen fejtik ki hatásukat, ami az eredmé-

nyekből is kiderül, mivel nem volt egyértelmű összefüggés a karbonsav koncentráció és a pH között.

A pH növekedése a 7-15. nap között összefüggésbe hozható a karbonsavak és az ammónia koncentrációjának a csökkenésével, viszont ez a csökkenés nagyobb mértékű volt a karbonsavak össz mennyiségére vonatkoztatva, mint az  $\text{NH}_4^+$  esetében. A szerves savak és az  $\text{NH}_4\text{OH}$  pK értéke közel hasonló (pK<sub>ecetsav</sub>: 4,76, pK<sub>propionsav</sub>: 4,87, pK<sub>isovajsav</sub>: 4,82, pK<sub>iso-valeriánsav</sub>: 4,84, pK<sub>ammónium-hidroxid</sub>: 4,75, kivéve pK<sub>hangyasav</sub>: 3,7), így az  $\text{NH}_4\text{OH}$  nagyobb molaritása volt a domináns. A 15-25. nap közötti pH csökkenés összefüggésbe hozható az ammónia koncentrációjának nagyobb mértékű csökkenésével. A komposztálás további szakaszában (40 nap után) a pH alakulása összefügghet az  $\text{NH}_4\text{OH}$  koncentrációjának változásával. A 40-60. nap között az ammónium-hidroxid koncentrációja növekszik, a hangyasav mennyisége csökken. Az 50. nap után az össz szerves sav koncentráció kisebb, mint  $1 \text{ mmol kg}^{-1}$ , míg a 60. nap után a pH csökkenése összefügghet az  $\text{NH}_4\text{OH}$  mennyiségének csökkenésével és  $\text{NO}_3^-$  növekedésével.

Variancia analízissel vizsgáltuk, hogy van-e szignifikáns összefüggés a pH és nitrát, ammónia és karbonsavak között, illetve ezek együttesen hogyan hatnak a kémhatásra. Nem találtunk szignifikáns összefüggést egyik esetben sem: nitrát (P=0,490), ammónia (P=0,410) és összes karbonsav (P=0,206), illetve ezek együttese (P=0,484).

Komposztok minősítésénél fontos tényező a C/N arány is (19. ábra). Jól látható, hogy ebben a technológiában (aktív levegőztetett) kisebb mértékű változások lépnek fel, mint a prizmás eljárásnál. Korábban már leírtam, hogy a nitrogén mennyisége szinte alig változott, a csökkenés elsősorban a szénvesztéssel magyarázható, ami szintén az aerob jellegre utal.

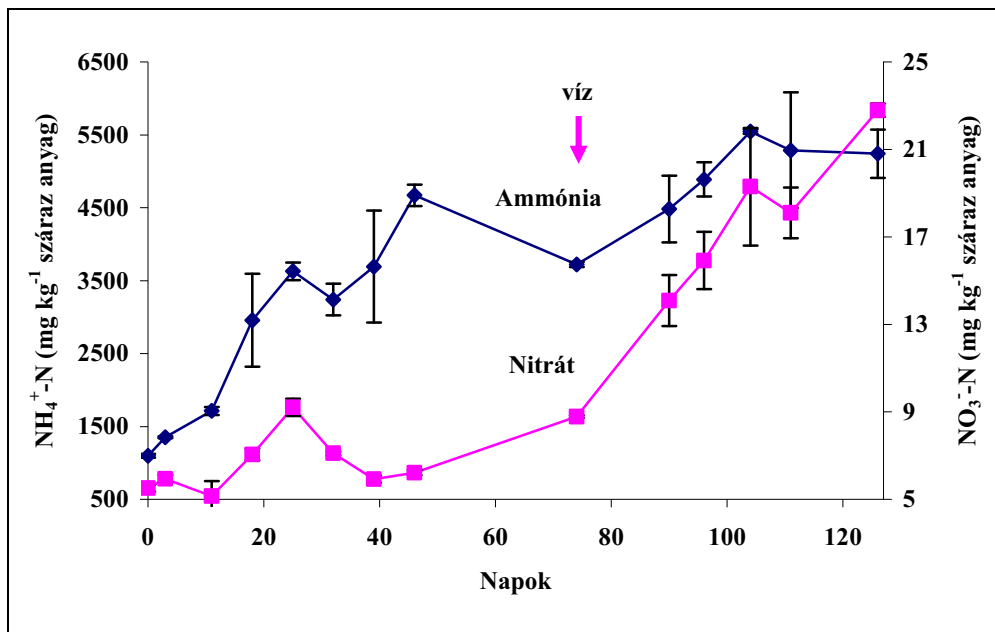


19. ábra. A C/N arány változása a kétféle komposztálási technológiában

#### 4.1.1.2. Prizmás eljárással előállított komposzt (Shimoduma komposzt)

A prizmás komposztálás levegőzés szempontjából szakaszos a ventilátorral megvalósított légbefúvásos módszerhez képest. A prizma összerakásakor még elég levegő áll rendelkezésre, majd a lebontási szakaszban a kazal bezömül, a hézagok száma csökken, a kazal gázfázisa  $\text{CO}_2$ -t,  $\text{CH}_4$ -t,  $\text{NH}_3$ -t tartalmaz nagyobb arányban, így részben anaerob viszonyok alakulnak ki. Ez befolyásolja mind a C, mind a N forgalmat. A prizmás komposztálási technológia lényegében szemiaerob viszonyoknak felel meg, mert az időszakos keverés hatására a rendszer aerobbá válik, ami az idő függvényében átmegy anaerobbá.

Ha ennél a komposztálási eljárásnál is összehasonlítom a nedvességtartalom (12. ábra), az ammónia (20. ábra), és a vezetőképesség (14. ábra) változása közötti összefüggéseket, akkor itt a nedvességtartalom változásában kezdetben negatív, majd pozitív irányú változás tapasztalható, de a kiindulási és a végső értékben nincs lényeges eltérés. Ezt azzal érték el, hogy amikor a 74. napon jelentősebben lecsökkent ez az érték, a rendszerhez vizet adtak, hogy beálljon az optimális arány.



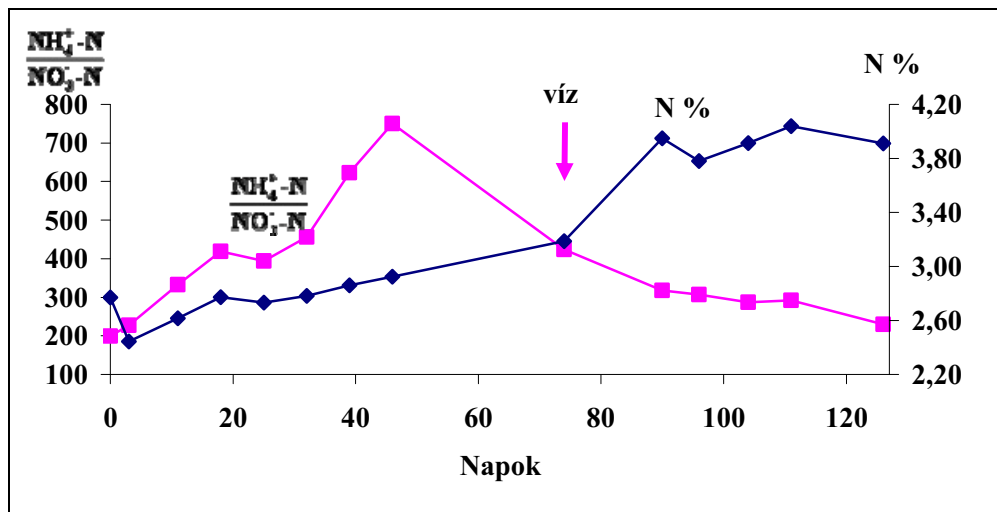
20. ábra. Az  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  és az  $\text{NO}_3^--\text{N}$  változása a Shimoduma komposztálási technológiában

Az ammóniumion koncentráció változása itt is összhangban van a nedvességtartalom csökkenésével, ellentétes vele, és a vezetőképesség is hasonlóan növekszik. Az ammónia koncentrációjának változása összhangban van a keverésekkel, ami a görbe lefutásának alakjában nyilvánul meg. A keverések után növekszik a rendszer oxigén

tartalma, ami az ammónia bomlását eredményezi és ezáltal egy szinusz görbéhez hasonló lefutást kaptam. A komposztálás végére jelentős ammóniumion koncentrációnövekedés tapasztalható, ami arra utal, hogy itt még jelentős változások mennek végbe a komposztban és az anaerob viszonyok dominálnak. Ezt látszik alátámasztani a vezetőképesség jelentős mértékű növekedése is, ami a 20. naptól már közel állandó értéken maradt. A 74. naptól kezdve a nitrifikáció is intenzívebben kezdett növekedni, de ebben a komposztálási technológiában az ammonifikáció a domináló (20. ábra). A nitrát koncentráció két nagyságrenddel kisebb, mint az ammónia.

A 21. ábrán az összes-N és az  $\frac{\text{NH}_4^+ - \text{N}}{\text{NO}_3^- - \text{N}}$  arányát mutatjuk be. A szemiaerob jelleg-

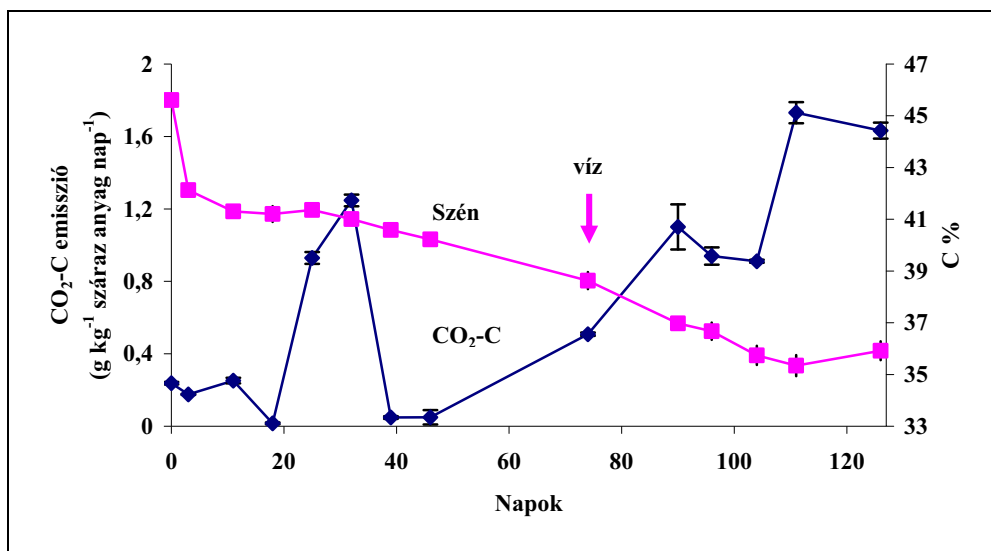
nek megfelelően a 46. napig jelentős mértékben nőtt az ammónia koncentrációja a nitráthoz képest, majd ettől kezdve csökkenés következett be, ami a beinduló nitrifikációra utal. A korábban bemutatott 20. ábrán látható, hogy mindkét folyamat (ammonifikáció és nitrifikáció) növekedett, de egymáshoz viszonyított arányuk nem változott a kiindulási értékhez képest. Az összes nitrogén koncentráció a komposztálás egész folyamán fokozatosan nőtt, ami intenzív mikrobiális tevékenységre és nitrogén abszorpcióra vezethető vissza.



21. ábra. Az összes-N és az  $\frac{\text{NH}_4^+ - \text{N}}{\text{NO}_3^- - \text{N}}$  változása a Shimoduma komposztálási technológiában

A prizma szénforgalmának tanulmányozására itt is ugyanazt a két paramétert választottam, mint az aktív levegőztetett rendszernél:

- az összes C tartalom,
- $\text{CO}_2\text{-C}$  mennyisége (22. ábra).



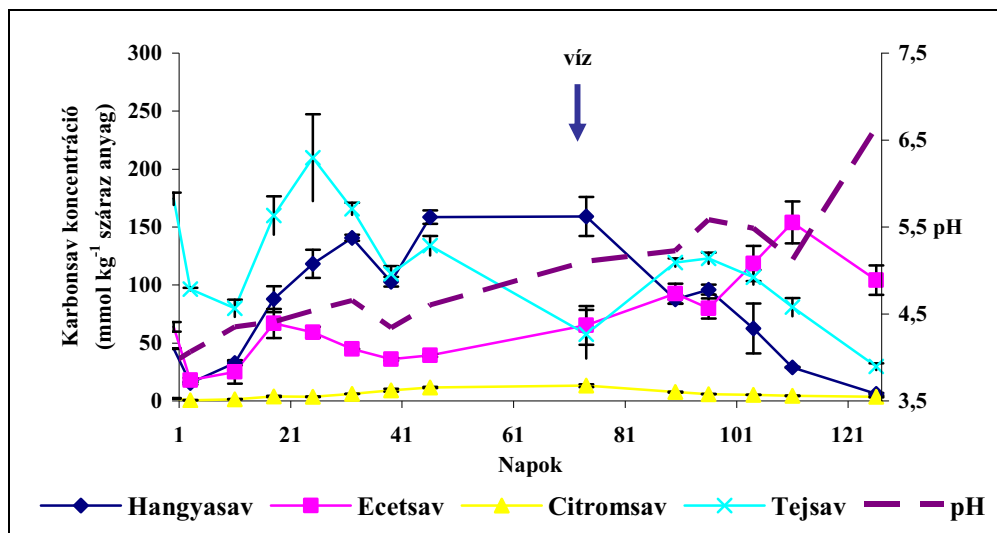
22. ábra. A széntartalom és a CO<sub>2</sub>-C emisszió változása a Shimoduma komposztálási technológiában

Az eredményekből itt is látszik a szemiaerob jelleg. A keverések hatására, ha levegőssé válik a rendszer, megnövekszik a CO<sub>2</sub> koncentráció, majd ahogy csökken az oxigén, vele párhuzamosan a széndioxid mennyisége is. A nedvességtartalom a 18. napra csökkent le jelentősebb mértékben, ami ezután egy nagyobb mértékű CO<sub>2</sub> termelést eredményezett. A levegőtlenesség hiánya megnyújtja a komposztálás idejét, mivel lelassítja a folyamatokat, a mineralizációt. Az átalakulások lelassulását jól jelzik a CO<sub>2</sub> fejlődés anyagbomlási csúcsai. Ez azt jelenti, hogy a kazalban ideiglenesen felhalmozódhatnak könnyen bomló szerves anyagok. A 22. ábrán levő csúcs (32. nap) is erre utal. A tejsav csúcs maximuma is erre az időszakra esik. A lassú bomlás kisebb szénvesztéssel jár. A komposztálás végére jelentősebb emelkedés történt a CO<sub>2</sub> termelésben, ami együtt jár a széntartalom csökkenésével, de ez az érték is csak a Yamagata komposztálási technológia 40. napján mért emisszió értéknek felel meg.

Ennél az eljárásnál is vizsgáltam a pH változását és a karbonsav termelést. A szemiaerob viszonyokra jellemzően a kezdeti pH érték alacsonyabb (3,95), majd a komposztálás előrehaladtával ez az érték közel lineárisan fokozatosan növekszik (126 nap után 6,5). A keletkezett szerves savak koncentrációja a Shimoduma komposztban magasabb, mint a Yamagatában (23. ábra).

A Yamagata komposztban az ecetsav koncentrációja volt a legmagasabb (71,9 mmol kg<sup>-1</sup>), de ugyanez a Shimoduma komposztban viszonyítva (102,5 mmol kg<sup>-1</sup>), még így is alacsonyabbnak adódott az utolsó fázisban. A komposztálási folyamat végére a totál szerves sav koncentráció nem csökkent le teljesen, így a még megmaradó kar-

bonsavak eredményezik az alacsonyabb pH értéket (3,95-6,65), összehasonlítva az aerob körülmények közt megvalósuló Yamagata komposzttal (7,4-8,9). Ebben a komposztban a szerves savak mennyisége és minősége is eltérést mutat a Yamagata komposzthoz viszonyítva, mivel az eltérő körülmények között (aerob, szemiaerob és anaerob) lejátszódó lebontási folyamatok más és más mikroorganizmusokat igényelnek, és ebből adódóan a dekompozíciós folyamatok intermedier és végső vegyületei is eltérnek.



23. ábra. A pH és a keletkezett karbonsavak összefüggésének vizsgálata a Shimoduma komposztálási technológiában

Az aerob körülmények között lejároló oxidatív lebomlás során a keletkező karbonsavakat a mikroflóra gyorsan lebontja, míg anaerob lebontásban a fermentáció során keletkező szerves savak további bontása lassú, így átmenetileg feldúsulhatnak a komposztban.

Az egész komposztálási ciklus alatt a keletkező karbonsavak koncentrációja végig magasabb volt, mint a Yamagata komposztban, sőt még a savak erősségére utaló pK érték is közel 1 egységgel kisebb volt, ami erősebb savas karakterükre utal ( $pK_{\text{citromsav}}: 3,13$  és  $pK_{\text{tejsav}}: 3,86$  összehasonlítva a  $pK_{\text{propionsav}}: 4,87$  és  $pK_{\text{iso-vajsav}}: 4,82$ ).

A 39. napon volt a maximális karbonsav koncentráció, ami a pH csökkenését idézte elő 4,65-ről 4,34-re. A keletkező szerves savak koncentrációját ábrázoló görbe alakja egy csökkenő szinusz görbéhez hasonlít, ami jól reprezentálja a keverések utáni aerob viszonyok hatására bekövetkező savkoncentráció csökkenését, majd az ismételt kialakuló anaerob hatásra fellépő savnövekedést.

A keletkező szerves savak minősége, mennyisége és dinamikája nagymértékben függ a komposztálás aerob és anaerob viszonyaitól. A periodikus keverések után a

komposztprizma levegőssé válik, ami oxidatív lebomlást eredményez, és ennek következtében a karbonsavak gyorsan elbomlanak.

A komposztálás során a Shimoduma komposzt esetében is keletkeznek olyan vegyületek, melyek módosíthatják a pH-t, pl. nitrát ( $\text{NO}_3^-$ ), ammónia ( $\text{NH}_4^+$ ), stb. Általánosságban elmondható, hogy a savas jellegű vegyületek domináltak a lúgosok felett, amit jelez a pH értékének a savas tartományban való maradása az egész folyamat alatt.

Ezt támasztja alá a C/N arány jelentős csökkenése is (19. ábra), amit a nitrogén mennyiségének a folyamat során bekövetkező növekedése idézett elő.

Ennél a technológiánál is variancia analízissel vizsgáltam, hogy van-e szignifikáns összefüggés a pH és nitrát, ammónia, tejsav, hangyasav, ecetsav és citromsav között, illetve ezek együttes hatását a kémhatásra. Szignifikáns összefüggést találtam a pH és a nitrát ( $P=0,001$ ), valamint ezek együttes hatása között ( $P<0,001$ ). Nem volt szignifikáns a kapcsolat a többi esetben: ammónia ( $P=0,339$ ), tejsav ( $P=0,189$ ), hangyasav ( $P=0,128$ ), ecetsav ( $P=0,067$ ) és citromsav ( $P=0,865$ ).

A kisebb stabilitású szerves anyagok esetében csírázásgátlással számolhatunk. Ezt bizonyítja a csírázási % alakulása, amit a 17. ábrán mutattam be. A csírázási % alacsony értékei a karbonsavak és a szerves nitrogénvegyületek feldúsulásával, valamint a  $\text{CO}_2$  koncentráció szintjével vannak összefüggésben. Másképpen fogalmazva: a komposztálás végén még sok labilis, könnyen bomló szerves anyag található a prizmában, ami azt jelenti, hogy csak részleges humifikáció játszódott le. Ez az egyik oka annak, hogy a komposztot talajjal keverjük felhasználáskor, mivel ezt a mellékhatást akarjuk elkerülni.

Variancia analízissel vizsgáltam a csírázási index változásának összefüggését a két komposztálási eljárásban a pH, a nitrát, az ammónia és a karbonsavak vonatkozásában.

A Yamagata komposzt esetében szignifikáns összefüggést találtam a GI és az ammónia ( $P=0,006$ ), illetve a vizsgált faktorok együttes hatása között ( $P=0,010$ ). Nem volt szignifikáns az összefüggés a pH ( $P=0,058$ ), a nitrát ( $P=0,175$ ) és az összes karbonsav ( $P=0,702$ ) esetében.

A Shimoduma komposzt esetében szignifikáns összefüggést találtam a GI és a nitrát ( $P=0,048$ ), a pH ( $P=0,007$ ), valamint a vizsgált faktorok együttes hatása között ( $P=0,010$ ). Nem volt szignifikáns az összefüggés az ammónia ( $P=0,733$ ), a hangyasav ( $P=0,228$ ), az ecetsav ( $P=0,490$ ), a citromsav ( $P=0,778$ ) és a tejsav ( $P=0,934$ ) esetében.

Összefoglalva a kétféle komposztálási eljárás során kapott eredményeket, megállapítottam, hogy a légbefúvásos technológia esetében a komposztálási idő közel a fele a prizmás komposztálásénak (8. táblázat).

8. táblázat. A fizikai és kémiai paraméterek változásainak összehasonlítása a kétféle komposztálási technológia során

<b>Mutatók</b>	<b>Yamagata (Y)</b>	<b>Shimoduma (S)</b>
Nedvesség %	↓ 71,2 – 36,5	↓ 63,0 – 21,1
pH	↑ 7,1 – 8,5	↑ 4,0 – 6,7
C %	↓ 40,7 – 31,0	↓ 45,6 – 35,9
N %	↑ 2,8 – 3,0	↑ 2,8 – 3,9
C/N	↓ 14,3 – 10,4	↓ 17,3 – 9,1
Ec ms cm <sup>-1</sup>	> 6	~ 6
Hamutartalom %	↑ 17,1 – 26,7	↑ 5,0 – 31,9
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N mg kg <sup>-1</sup>	↓ 3 700 – 100	↑ 1 100 – 5 200
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N mg kg <sup>-1</sup>	↑ 45,0 - 1319	↑ 5,5 -22,8
CO <sub>2</sub> -C emisszió sebessége g kg <sup>-1</sup> nap <sup>-1</sup>	↓ 2,24- 0,48	↑ 0,24 -1,63
Csírázási index %	↑ 0 - 47	↑ 7 – 23

A nedvességtartalom vonatkozásában mindkét technológiánál volt egy jelentős csökkenés, ami vízutánpótlást is igényelt, de a folyamat végére a kész komposztok közel azonos nedvességtartalmúak lettek.

A széntartalom mindkét eljárásban közel hasonló módon csökkent (20-20%), és a kiindulásnál fennálló különbség a végén is megmaradt. A nitrogéntartalom az aktív levegőztetett eljárásnál jelentősen lecsökkent, amit hígtrágya hozzáadásával kellett pótolni, míg a prizmás komposztálásnál az egész folyamat alatt lassan emelkedett. Ezt mutatja a C/N arány változása is, ami jelentősen lecsökkent a prizmás technológiában, míg a másik esetben a változás kisebb mértékű volt a nitrogénpótlás miatt.

Az NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N mennyiségének változása összhangban van a komposztálási technológiával. Az aktív levegőztetett eljárásban (Yamagata) az aerob jellegnek megfelelően értéke jelentősen lecsökkent a komposztálás végére, függetlenül attól, hogy a 40. napon még nitrogén utánpótlás is történt. Ezzel szemben a szemiaerob folyamatban (Shimoduma) végig folyamatos növekedés volt tapasztalható.

Az NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N koncentrációjának változása összhangban volt az NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N mennyiségének alakulásával. Az aktív levegőztetett eljárásban a technológia végére két nagyságrendű növekedés volt tapasztalható és ez a trend volt megfigyelhető a szemiaerob komposztálásnál is, csak jóval kisebb mértékben.

A pH esetében mindkét technológiában enyhe növekedés volt tapasztalható, de a kezdeti különbségek megmaradtak. A respiráció egyértelműen mutatja, hogy a prizmás komposztálás során még a 120. napon sem fejeződtek be a bomlási folyamatok, míg az aktív levegőztetett eljárásnál a CO<sub>2</sub> emisszió értéke jelentősen csökken.

A csírázási index értéke is az előző megállapítást támasztja alá. A prizmás komposzt még éretlen, ami jelentős csírázásgátlást eredményez.

A szerves anyag mennyiségét a hamutartalom változásán mértem le, ami a prizmás komposztálás során készült komposztban kevesebbnek adódott.

#### **4.2. Szerves anyagok biológiai bontásának gyorsítása hőkezeléssel**

A biológiai bomlás kémiai feltételeinek optimalizálására egyik leggyakrabban alkalmazott mutató a C/N arány. A komposztálás során a kiindulási anyagok kémiai analízisének ismeretében úgy állítjuk be a keverék összetételét, hogy ez az érték 30 alá kerüljön. Ha a fizikai tényezők megfelelő szintje biztosított, valószínűsíthető, hogy az ideális hőgörbe értékeit elérve zajlik le a biodegradáció.

Azokban a komposztkeverékekben, ahol istállótrágya, hígtrágya, szennyvíziszap került hasznosításra, az esetek zömében tipikus hőgörbét kaptam.

Olyan esetben, ahol növényi hulladékok kerültek zömmel felhasználásra (pl. fenyőfa, több éves törköly, fűrészpor), 30-40 °C-nál nem értek el magasabb hőmérsékleti értéket.

A törköly komposztálása során az volt a tapasztalat, hogy ha friss törköllyel egy adott recept szerint végezték a komposztálást, akkor elérték a 60-70 °C-ot, míg régi törköllyel ennek csak a felét, 35 °C-ot. Azt is megfigyelték, hogy ha búzaszalmát keverték a szennyvíziszapba, a prizma hőmérséklete elérte a 60-70 °C-ot. Fénymag szalmával ugyanazt a technológiát megvalósítva a hőmérséklet 40 °C alatt maradt. Üzemi komposztálási tapasztalat az, hogy ha a szalmát ammóniumnitrátos lében áztatták néhány napig, akkor a komposztkeverékben gyorsabb volt a bomlása. A fentieket összegezve megállapítható, hogy a szénhidrát minősége is befolyásolja a komposztálás sikerét (KOC-SIS, 2005).

Már 1934-ben megfigyelték, hogy a gyapotcellulóz képes a sóoldatokból kationokat adszorbeálni és leadni. A víz erélyes hevítésekor a cellulóz hidrolízisét idézi elő. A túlhevített vízgőz hatására megnő a kezelt anyagban a monoszaharid mennyisége. Nagy változást szenvednek a pentozánok, sőt a lignin is. A fából forró vízzel kivonható anyagok a következők: ásványi sók, cserzőanyagok, cukrok, keményítők, pektinek, egyes

hemicellulózok és festékek. A hemicellulózban lévő szerves savak elősegítik a hidrolízist. A különböző fafajok 0,3%-tól, a nyírfa 14,2%-ig tartalmaznak forró vízben oldható anyagokat. A cellulóz vízzel való érintkezése, főleg ha magasabb hőmérsékleten történik, gyorsítja a természetes bomlást. Ez a hatás alárendelt jelentőségű a mikroorganizmusok által okozott bomlás mellett. A gombák és baktériumok által felhasznált összes oldhatatlan szerves anyag a hidrolizáló enzimek hatására előzetesen oldható vegyületté alakul. A mikroorganizmusok a cellulózt azáltal képesek bontani, hogy specifikusan ható hidrolizáló enzimet, cellulázt választanak ki magukból (pl. termofil baktériumok).

A cellulóz kémiai stabilitásának megbontása történhet oly módon is, hogy először nagy nyomáson vízgőzzel kezelik. Az így kezelt anyagot aztán a cellulózbontó gombákkal és baktériumokkal dolgoztatják fel. Olyan esetben van erre szükség, ha a cellulóz mellett levő inkrusztáló anyagok nagyban lelassítják a mikroszervezetek tevékenységét. A fenyők esetében ilyen anyag a gyanta, dió esetében pedig az olajok.

Van-e hatása a hőkezelésnek a nagy lignintartalmú és előregedett lágyszárú növények mineralizációjára a talajban? Meggyorsítható-e ezáltal a folyamat? A következő fejezetben ezekre a kérdésekre keresem a választ.

#### **4.2.1. A növényi minták hőkezelése**

Annak tisztázására, hogy a vízgőzzel történő előkezelés hogyan változtatta meg a két fa és a fű természetes bomlását, három kéttényezős kísérletet állítottam be (fű, fenyő, dió + kontroll).

A kísérletek kezelése a következők.

##### **Fizikai kezelés**

„A” tényező: a<sub>1</sub> kezeletlen  
a<sub>2</sub> hőkezelt

##### **Növények**

„B” tényező: kezelések időtartamai  
b<sub>1</sub>: 1. hét  
b<sub>2</sub>: 2. hét  
b<sub>3</sub>: 4. hét  
b<sub>4</sub>: 7. hét  
b<sub>5</sub>: 10. hét

Azt vizsgáltam, hogy a kezelés utáni időszakban talajhoz keverve, melyik időpontban mutatkozik különbség a szén- és a nitrogénformák alakulásában.

Első lépésként meghatároztam a kísérleti növények kezeletlen és kezelt állapotában a szénttartalmat, az összes nitrogén mennyiségét és kiszámoltam a C/N arányt, valamint a szerves- (poliszaharid és egyéb) és szervesetlen anyagtartalmát (9. és 10. táblázat).

A mérésekből megállapítható, hogy a C/N arány lényegesen szűkebb a fűnél, mint a kísérletben vizsgált fáknál. A fű esetében a C/N arány optimális, míg a fáknál igen tág, ez a fű magasabb nitrogéntartalmával magyarázható. Minden esetben megállapítható, hogy a kezelés hatására csökkent a C/N arány, ami a nagyobb mértékű szénttartalom csökkenésével és a nitrogén mennyiségének a növekedésével magyarázható.

9. táblázat. A kezeletlen és hőkezelt növények szén- és nitrogéntartalma, valamint C/N aránya

	Összes C g kg <sup>-1</sup> száraz anyag	Összes N g kg <sup>-1</sup> száraz anyag	C/N arány
<b>Fű kezeletlen</b>	532,9	22,3	23,9
<b>Fű kezelt</b>	459,1	19,0	24,2
<b>Fenyő kezeletlen</b>	570,3	3,6	158,4
<b>Fenyő kezelt</b>	504,1	4,3	117,2
<b>Dió kezeletlen</b>	522,2	4,4	118,7
<b>Dió kezelt</b>	471,3	5,4	87,3

10. táblázat. A kezeletlen és hőkezelt növények szerves és szervesetlen anyag tartalma

	Hamu g	Víz g	Cellulóz g	Lignin g	Egyéb szerves anyag g	Össz. tömeg g
<b>Fű kezeletlen</b>	0,4	56,4	21,8	14	7,4	100
<b>Fű kezelt</b>	0,3	39,1	14,6	16,2	3,3	73,5
<b>Fenyő kezeletlen</b>	1,9	43,4	34,6	7,6	12,5	100
<b>Fenyő kezelt</b>	1,3	35,4	20	7,6	10	74,3
<b>Dió kezeletlen</b>	0,7	21,9	38	21,9	17,5	100
<b>Dió kezelt</b>	1,1	14,7	27,6	27	11,4	81,8

A hőkezelés hatására lecsökkent az össztömeg, ami a nedvességtartalom és a szerves anyag minőségében bekövetkezett változással van összefüggésben. A fenyő esetében nagyobb mértékű a csökkenés a dióhoz viszonyítva, amelyet az eltérő faszerezet okoz. A cellulóztartalom a kezelés hatására az egységnyi száraz anyag tömegre vonatkoztatva a fű esetében 7,5%-kal, míg a fenyő esetében 9,7%-kal, a diónál pedig 7,5%-kal csökkent. E változás a hő hatására bekövetkező hidrolízissel magyarázható, ami a cellulóz esetében sokkal jelentősebb, mint a ligninnél, ahol emiatt növekedés volt tapasztalható. A lignintartalom növekedése a fűnél 15%, fenyőnél 6,1%, a diónál 12,2%. Az egyéb szervesanyag-tartalom a fenyőnél 3,6%-kal nőtt, míg a diónál 5,4%-kal, a fűnél pedig 7,4%-kal csökkent. Ezekből az alapadatokból megállapítható, hogy a

hőkezelés hatására a biológiai bonthatóság szempontjából lényeges cellulóz és lignin vonatkozásában jelentősek a változások. A cellulóztartalom csökkent, a lignin mennyisége nőtt. Egyéb szerves anyag vonatkozásában nem ilyen egyértelműek a változások.

A cellulóz nagymértékű csökkenése a könnyebben mobilizálható széntartalmat növelte meg. Ez az elfolyó vízbe került, amit visszalocsolással hasznosítani lehet.

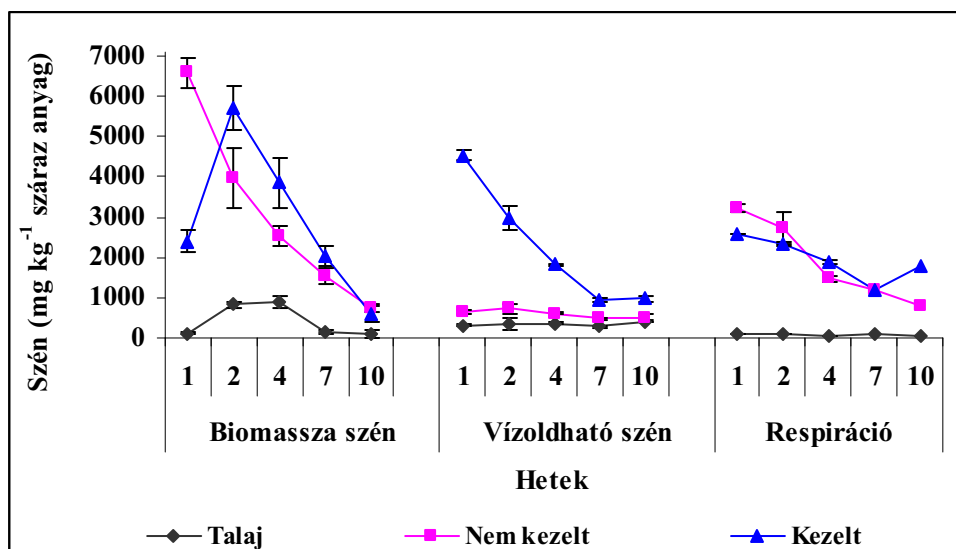
Vizsgálataimat ezek után a kezeletlen és kezelt minták talajba keverésével folytattam, és nyomon követtem a szén- és a nitrogénformák változásait.

#### 4.2.2. Szénformák változása az anyagátalakulási folyamatokban

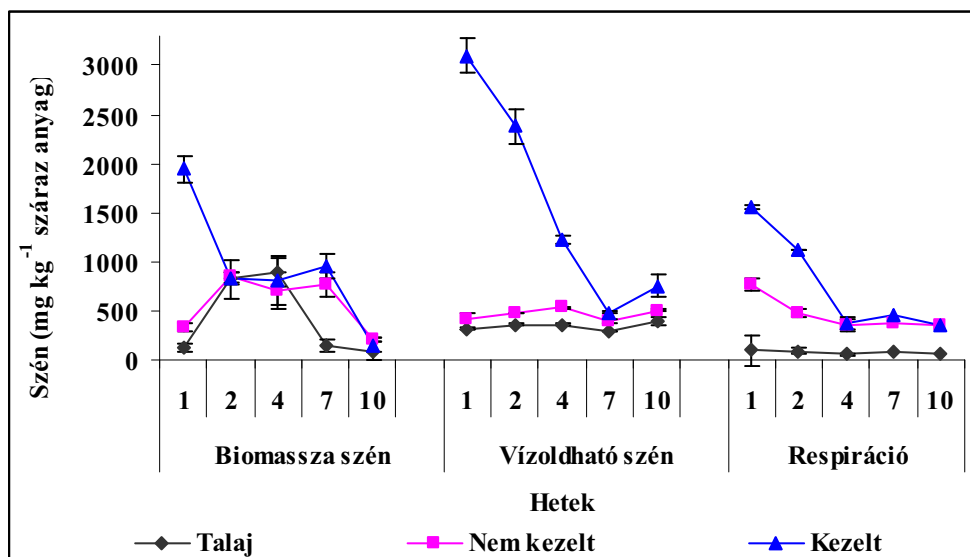
Közismert, hogy a mikrobák a kisebb szénatomszámú szénhidrátokat részesítik előnyben élettevékenységük során. A kicsurgott lében zömmel ez a frakció szerepel, amit a későbbiekben vízoldható széntartalomnak nevezünk. Könnyen mobilizálható vízoldható szén még a baktériumok testéből származó hányad, amit biomassza szénnek nevezünk. A lebomló folyamatok sebességére utaló szénforma a respirációs szén, ami a mikrobiológiai tevékenység során keletkező CO<sub>2</sub>-t jelenti.

A respirációs mérések fontos információt adnak az energiaszerző anyagcsere folyamatok mértékéről. Ha a környezeti tényezőket állandó szinten tartjuk (hőmérséklet, nedvesség) a CO<sub>2</sub> fejlődés volumene a szénvegyületek minőségére, a nitrogén anyagforgalmi szerepére utal. A kettő kölcsönhatásával is nyerhetünk információt a respirációs mérések által.

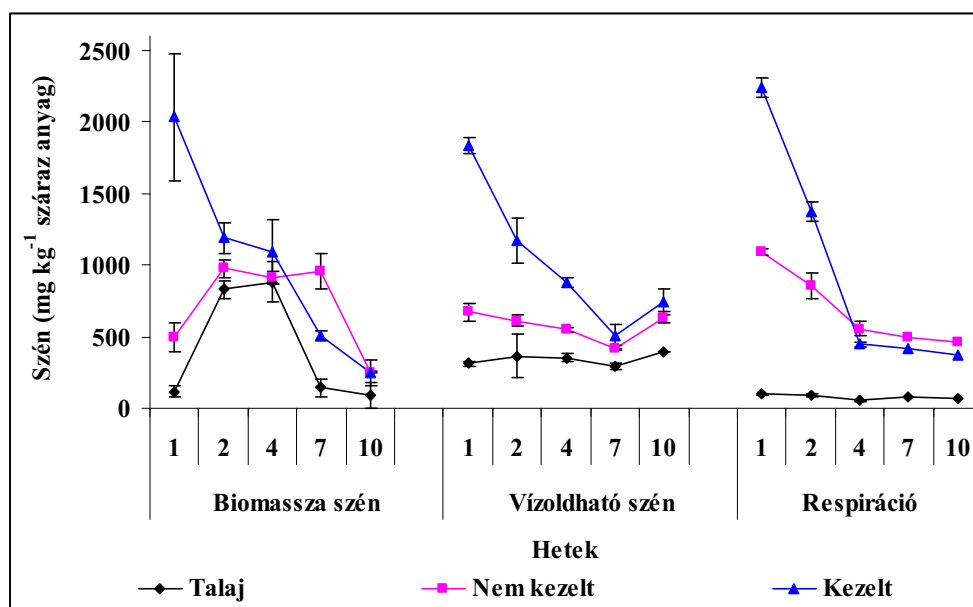
A kísérlet egyik kérdése az volt, hogy a respirációnak, mint komplex mutatónak, milyen a kapcsolata a könnyen mobilizálható szénformákkal (24., 25., 26. ábrák).



24. ábra. A fű szén formáinak változása az idő függvényében



25. ábra. A fenyő szén formáinak változása az idő függvényében



26. ábra. A dió szén formáinak változása az idő függvényében

A grafikonokról megállapítható, hogy a fű respirációja 1,5-2 szerese a fákénak. A hőkezelés nem jut érvényre a fűnél, míg a fák esetében a kezdeti respirációban igen lényeges az eltérés. A hőkezelés a fa hulladék respirációját jelentősen megnöveli. A hőkezelt és kezeletlenek közti különbség a 4. hétre eltűnik.

A vízoldható széntartalom görbéinek lefutása azonos tendenciát mutat a respirációval. A hőkezelés hatása pregnánsabban jelentkezik a respirációhoz képest. A kezeletlen anyagok értékei inkább a kontroll talajéhoz állnak közelebb. Ez azt jelenti, hogy a talaj mikrobái a kezeletlen mintákban a talajban rendelkezésre álló vízoldható szénél többet hasznosítanak, amit a növények szerves anyagainak lassú bontásából fedeznek. A keze-

lés hatására (oldhatóság növekedése, hidrolízis, stb.) mindhárom esetben olyan anyag-szerkezeti változások mennek végbe a szerves vegyületekben, ami megnöveli a vízdoldható frakciókat, és ennek hatására, mint könnyen felvehető és hasznosítható tápanyagok, a mikrobák elszaporodnak. Ezt támasztja alá a kezelés hatására megnövekedett biomassza mennyisége is.

A biomassza szén mennyisége jelentősen eltér a füvek és a fa hulladékok esetében. Ez azt jelenti, több mikroba vesz részt a füvek a lebontásában, mint a fahulladékoknál, ami a gyors és könnyebb szerves anyag bonthatóság következtében bekövetkező szaporodással magyarázható. Ezt igazolja a jelentősen magasabb vízdoldható széntartalom is.

Megvizsgáltam, hogy matematikai statisztikai vizsgálatok alátámasztják-e eddigi megállapításaimat. Vizsgáltam a különböző kezelési idők közötti összefüggéseket, a kezelések (kezeletlen, kezelt) hatását a különböző folyamatokra és adott kezeléson belül a vizsgálati idők (hetek) kölcsönhatásait.

*Biomassza szén:* a *fű* esetében nem volt szignifikáns különbség a kezelések között ( $P=0,291$ ), viszont szignifikáns különbség volt a kezelési idők között és adott kezeléson belül a vizsgálati idők (hetek) egymásra hatásában ( $P<0,001$ ). Mind a *fenyő*, mind a *dió* vonatkozásában mindhárom esetben szignifikáns különbséget kaptam ( $P<0,001$ ), viszont a fenyőnél a 2. 4. és 10. héten ( $P_2=0,701$ ,  $P_4=0,054$  és  $P_{10}=0,200$ ), a diónál a 10. héten ( $P_{10}=0,987$ ) nem volt szignifikáns különbség a kezelések között.

*Vízdoldható szén:* mindhárom kezeletlen és kezelt minta esetében (*fű*, *fenyő* és *dió*) mindhárom hatás vonatkozásában szignifikáns különbséget találtam a kapott eredmények alapján ( $P<0,001$ ). A kezeletlen fűnél és fenyőnél viszont a kezelési időpontokat összevetve ( $P_{fű}=0,007$ ,  $P_{fenyő}=0,006$ ) az eltérés kicsit nagyobb.

*Respiráció:* a *fű* esetében nem volt szignifikáns különbség a kezelések között ( $P=0,507$ ), viszont szignifikáns különbség volt a különböző kezelési idők között és adott kezeléson belül a vizsgálati idők (hetek) kölcsönhatásaiban ( $P<0,001$ ). Mind a *fenyő*, mind a *dió* vonatkozásában mindhárom esetben szignifikáns különbséget kaptam ( $P<0,001$ ), viszont a fenyőnél a 10. héten ( $P_{10}=0,664$ ), a diónál a 7. és a 10. héten ( $P_7=0,055$  és  $P_{10}=0,031$ ) nem volt szignifikáns különbség a kezelések között

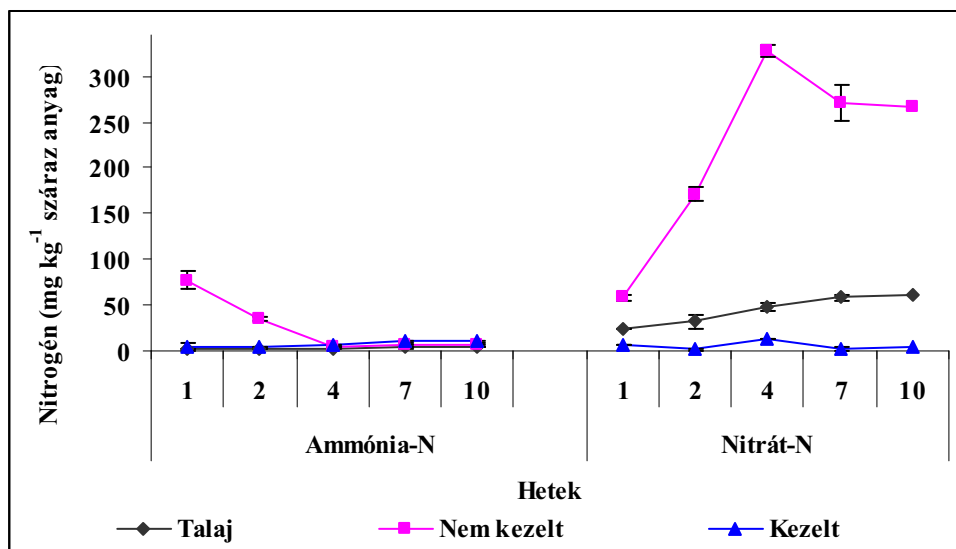
#### **4.2.3. Nitrogénformák változása az anyagátalakulási folyamatokban**

A komposztban levő ásványi nitrogénformák az  $\text{NH}_4^+$ -N és  $\text{NO}_3^-$ -N formák, a mineralizált nitrogén a mineralizáció termékei és a humifikáció kiindulási anyagai. Je-

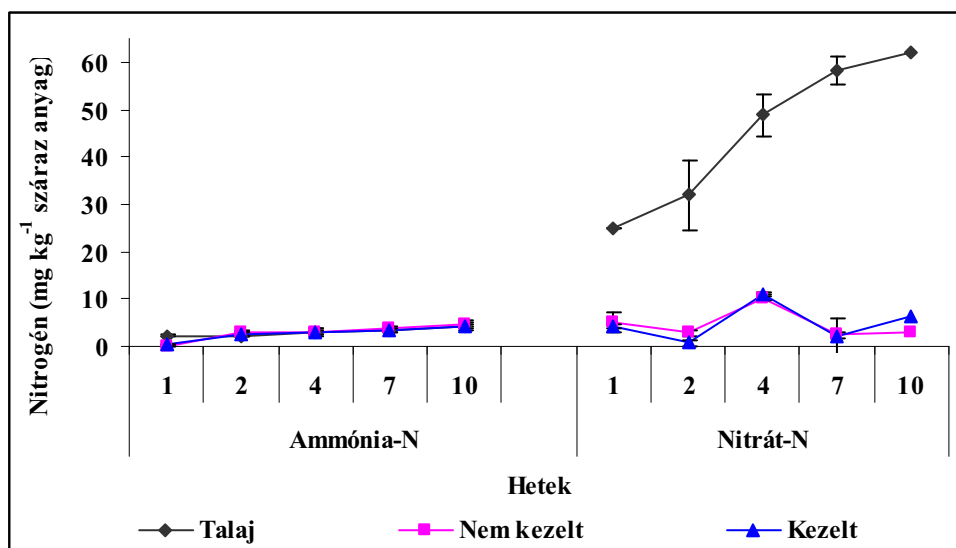
lentős szerepet játszik a biomassza nitrogén, ami a mikrobák fehérjéinek bomlásterméke, és a mikrobák mennyiségére utal. A nitrogénformák egymásba történő átalakulására hatással van a közeg pH-ja, a rendszer levegőzöttsége és a mikroba populáció. A fákra jellemző a tág C/N arány, ami kis nitrogéntartalomra utal, ebből adódóan nem számíthatunk jelentős mennyiségű szerves nitrogén vegyületekre.

A kísérletben arra kerestem a választ, hogy a hőkezelésnek milyen hatása van a nitrogénforgalomra és a különböző nitrogénformák átalakulási folyamataira, valamint a mikroba populációra.

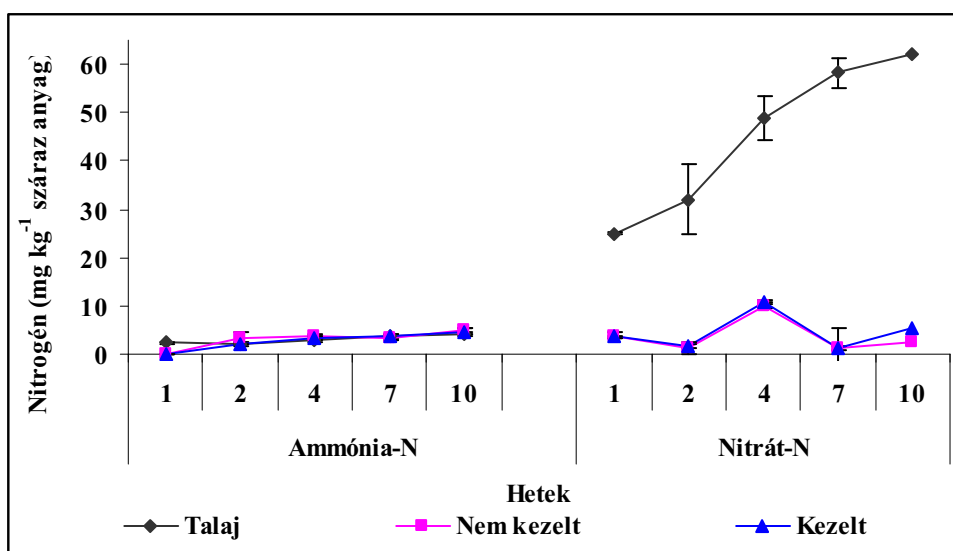
A szerves nitrogénvegyületek (ammónia-N és nitrát-N) koncentrációjának alakulását az anyagátalakulási folyamatokban a 27., 28., 29. ábrákon mutatom be.



27. ábra. A fű szerves N-vegyületeinek változása az idő függvényében



28. ábra. A fenyő szerves N-vegyületeinek változása az idő függvényében



29. ábra. A dió szervesetlen N-vegyületeinek változása az idő függvényében

A szervesetlen N-vegyületek (ammónia és nitrát) vonatkozásában a fák esetében szinte alig van eltérés. A nagy C/N arányból adódóan kicsi a nitrogén koncentráció, ami az ammónia és nitrát koncentrációban is megnyilvánul. Mindkét fa esetében szinte teljesen azonos az ammónia mennyisége, amit az első héten még túlszárnyal a kontrollként használt homoktalaj. A fű esetében a kezeletlen minta  $\text{NH}_4^+$ -N koncentrációja az 1-4 héten még magasabb, mint a talajé és a kezelt mintáé. Valószínű, hogy a hőkezelés hatására az ammóniává alakítható nitrogént tartalmazó kis koncentrációjú vegyületek kikerülnek a rendszerből és a biokémiai folyamatok számára már nem marad elegendő.

A nitrát vonatkozásában még érdekesebb a helyzet. Itt is a fák esetében nincs különbség a kezelt és kezeletlen minta  $\text{NO}_3^-$ -N koncentrációja között. A talaj nitráttartalma magasabb a fa mintákénál, ami a nitrifikáció gátlására enged következtetni. A fű esetében már jelentősebb eltérés tapasztalható. A kezelt fű nitráttartalma szinte alig mérhető, gyakorlatilag nulla. Ezzel szemben a kezeletlen fű esetében, összhangban az ammónia csökkenésével, a nitrát növekszik, majd a 4. héttől kis mértékben csökken. Ez arra enged következtetni, hogy kezelés hatására fellépő nitrogénvesztés a könnyen mobilizálható nitrogénvegyületekben következik be. A kezeletlen mintákban a nitrifikáció a rendelkezésre álló bontható nitrogénvegyületek hatására gyorsan emelkedik, majd kissé csökkenve közel állandó értéken marad.

Ezekre az eredményekre is elvégeztem a matematikai statisztikai vizsgálatokat. Itt is ugyanazon szempontok alapján történtek a vizsgálatok: különböző kezelési idők kölcsönhatásai, a kezeléseket (kezeletlen, kezelt) hatása a különböző folyamatokra és adott kezelésen belül a vizsgálati idők (hetek) közötti összefüggések.

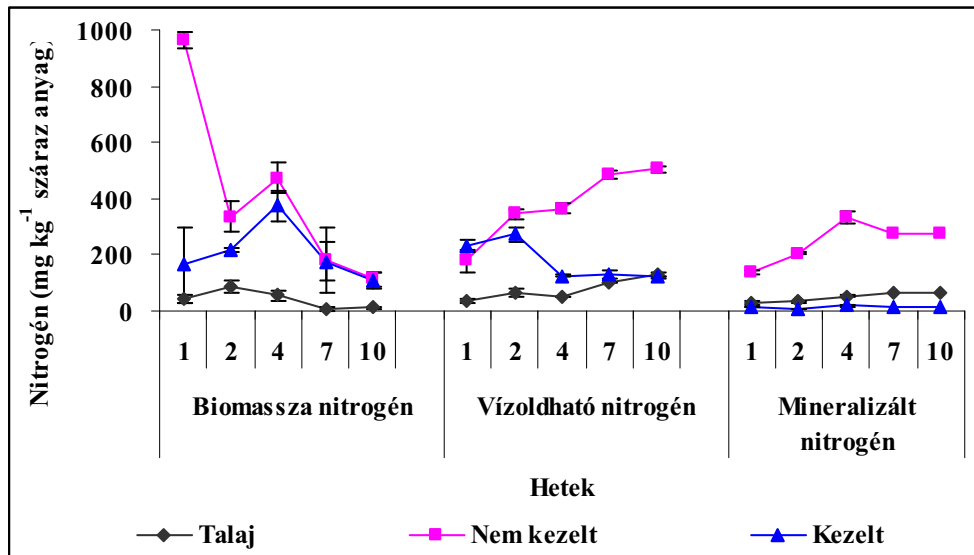
*Ammónia-N*: a *fű* esetében mindhárom szempont alapján szignifikáns különbség adódott ( $P < 0,001$ ). Ha részleteiben vizsgáljuk, akkor a 4. héten nem volt szignifikáns a különbség a kezelések között ( $P = 0,461$ ). A *fenyő* esetében csak a kezelési idők között volt szignifikáns különbség ( $P < 0,001$ ), míg a másik két szempont alapján nem volt (kezelések hatása:  $P = 0,346$ , kezelések ideje és kezelések kapcsolata:  $P = 0,766$ ). A *dió* esetében a kezelések ( $P = 0,026$ ) és a kezelési idők között ( $P < 0,001$ ) volt szignifikáns különbség, míg a kezelési idők között adott kezeléseken belül már nem volt ( $P = 0,09$ ).

*Nitrát-N*: a *fű* esetében mindhárom szempont alapján szignifikáns különbség adódott ( $P < 0,001$ ). A kezelt minták esetében, ha a kezelési időket (hetek) hasonlítjuk össze,  $P = 0,002$ . A *fenyő* és a *dió* vonatkozásában csak a kezelések idejében (hetek) van szignifikáns különbség ( $P < 0,001$ ), míg a másik két szempont alapján már nincs. *Fenyőnél* a kezelések hatásai:  $P = 0,873$  és kezelési idők adott kezelésen belül:  $P = 0,113$ , míg ugyanez a diónál  $0,077$  és  $0,258$ .

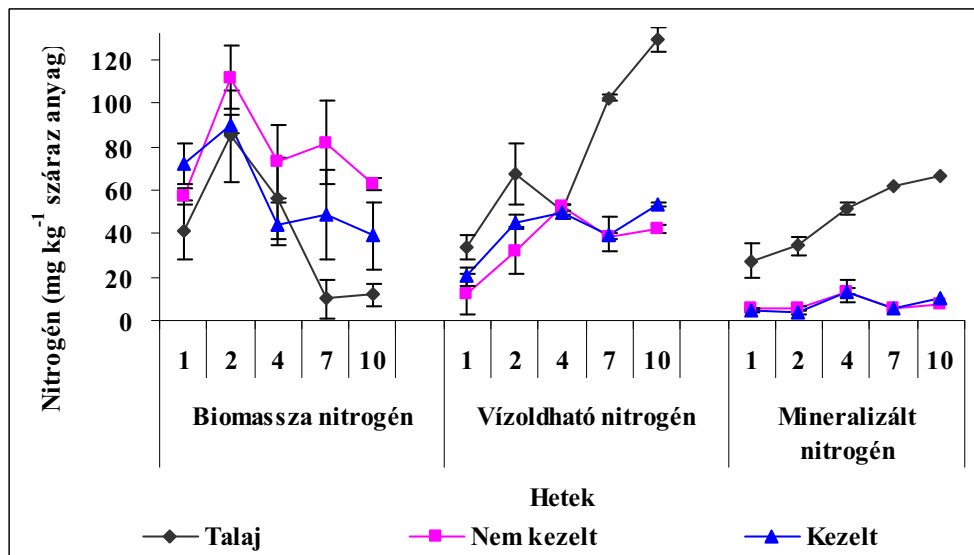
A különböző nitrogénformák mennyiségének alakulása az anyagátalakulási folyamatokban a 30., 31., 32. ábrákon látható.

Hasonlóan a szerves nitrogén vegyületekhez, a különböző nitrogénformák tekintetében is jelentős eltérés tapasztalható a *fű* és a két fa vonatkozásában. A *fűre* kapott értékek jóval magasabbak. Mindhárom esetben a kezelés negatív hatással volt a biomasza-nitrogén mennyiségére. A *fű* esetében a 7. hétre eltűnt a kezelések közötti különbség, ami az első héten még jelentős volt (a kezeletlen mennyisége 5-szöröse volt a kezeltének). Ez összefügg a magasabb biomasza-szén mennyiséggel, ami nagyobb mikroba populációra vezethető vissza. A biomasza-szén csökkenésével a biomasza-nitrogén mennyisége is jelentősen lecsökkent a kísérlet végére. A két fa esetében nem volt ilyen jelentős különbség a kezelések között. Az első két hétben volt egy gyors növekedés mind a kezelt, mind a kezeletlen mintáknál, majd egy szinuszgörbe-szerű csökkenés lépett fel. A diónál valamivel magasabb értéket kaptam, ami a kísérlet végére lecsökkent és megegyezett a kezeltével.

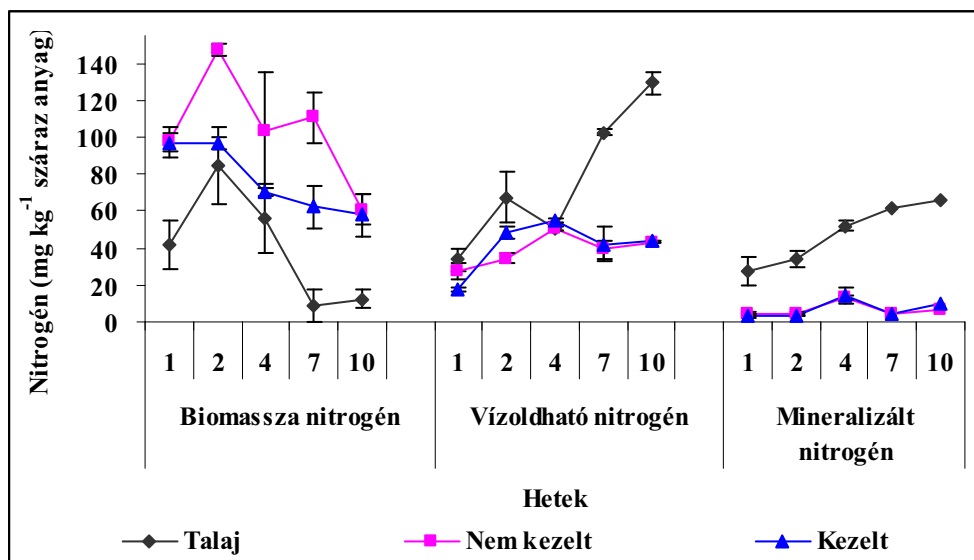
A vízoldható nitrogén mennyisége összhangban van a C/N aránnyal, ami a fák esetében nagy érték, tehát az összes nitrogéntartalom alacsony. A nitrogén kötött formában van, amit a hőkezelés sem tud jelentős mértékben megbontani, illetve nagy része az elfolyó vízzel távozik. A *fű* esetében kisebb a C/N arány, így a nitrogéntartalom is magasabb. Az első héten közel azonos a kezelt és kezeletlen minta értéke, de a kezelés hatására könnyebben mobilizálódik a nitrogén, emiatt mennyisége a továbbiakban gyorsabban csökken a kezeletlenhez viszonyítva.



30. ábra. A fű nitrogén formáinak változása az idő függvényében



31. ábra. A fenyő nitrogén formáinak változása az idő függvényében



32. ábra. A dió nitrogén formáinak változása az idő függvényében

A mineralizált-N a szervesetlen nitrogénformákkal függ össze, így azok mennyiségének alakulása az ammóniánál és a nitrátnál leírtak szerint változik.

Megvizsgáltam, hogy matematikai statisztikai vizsgálatok alátámasztják-e eddigi megállapításaimat. Vizsgáltam a különböző kezelési idők kölcsönhatásait, a kezelések (kezeletlen, kezelt) hatását a különböző folyamatokra és adott kezeléssel belül a vizsgálati idők (hetek) közötti összefüggéseket.

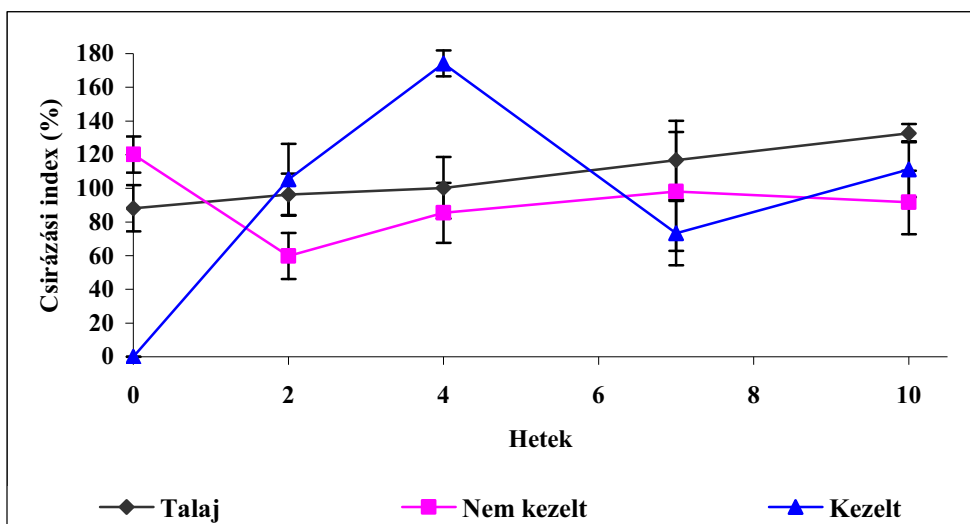
*Biomassza-nitrogén:* a fű és a dió esetében mindhárom esetben szignifikáns különbséget találtam ( $P < 0,001$ , ill. a diónál adott kezeléssel belül a vizsgálati idők (hetek) közötti kölcsönhatás  $P = 0,004$ ), viszont a fűnél a 7. és a 10. ( $P_7 = 0,729$ ,  $P_{10} = 0,881$ ), a diónál a 10. héten ( $P_{10} = 0,458$ ) nem volt szignifikáns különbség a kezelések között. A fenyőnél csak a kezelések és a kezelési idők között volt szignifikáns különbség, míg adott kezeléssel belül a vizsgálati idők (hetek) között már nem ( $P = 0,810$ ).

*Vizoldható-szén:* a fű esetében mindhárom esetben szignifikáns különbséget találtam ( $P < 0,001$ ). A fenyőnél és a diónál csak a kezelési időpontok ( $P < 0,001$ ) és adott kezeléssel belül a vizsgálati idők (hetek) között ( $P_{\text{Fenyő}} = 0,024$  és  $P_{\text{Dió}} = 0,002$ ) kaptam szignifikáns különbséget. A kezelések között a fenyőnél  $P = 0,197$ , a diónál  $P = 0,142$  adódott. A fenyőnél a 4. és 7. ( $P_4 = 0,208$ ,  $P_7 = 0,703$ ), a diónál a 7. és 10. héten ( $P_7 = 0,066$  és  $P_{10} = 0,409$ ) nem volt szignifikáns különbség a kezelések között.

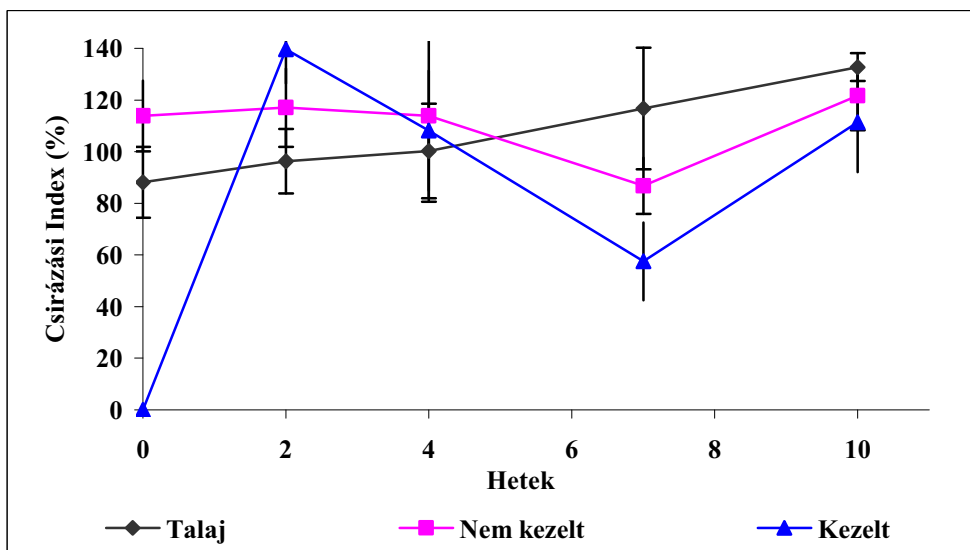
*Mineralizált-nitrogén:* a fű esetében mindhárom esetben szignifikáns különbséget találtam ( $P < 0,001$ ). A fenyőnél és a diónál csak a kezelési időpontok ( $P < 0,001$ ) között kaptam szignifikáns különbséget. A kezelések és adott kezeléssel belül a vizsgálati idők (hetek) között nem volt szignifikáns kölcsönhatás. A fenyőnél a kezelések között  $P = 0,894$  és adott kezeléssel belül a vizsgálati idők (hetek) között  $P = 0,245$ , a diónál hasonló esetben  $P = 0,468$  és  $P = 0,376$  adódott.

#### **4.2.4. A csírázási index alakulása a kezelések hatására**

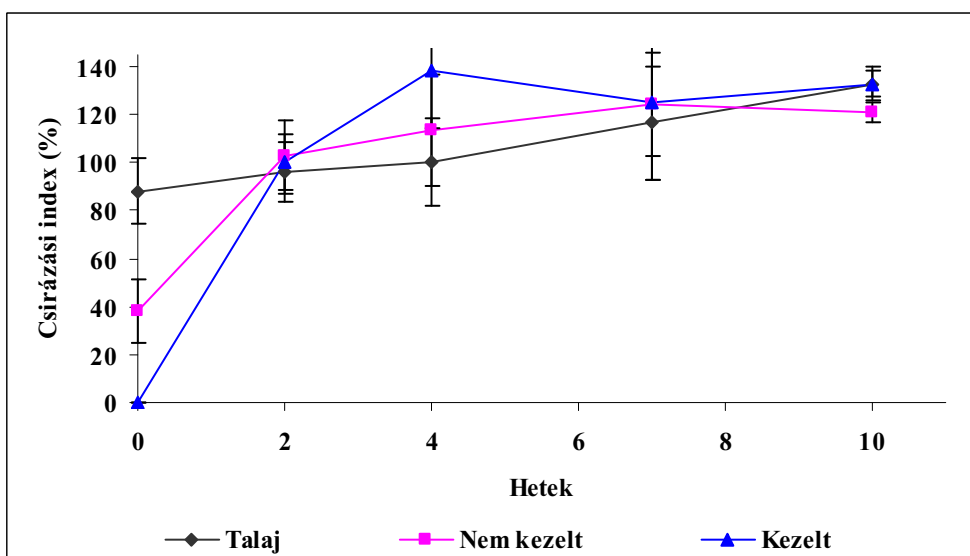
A komposztok minősítésének egyik jellemző paramétere a csírázási index. Korábbi vizsgálataim során többször tapasztaltam, hogy a kereskedelembé került komposztok között előfordult olyan is, melynek csírázást gátló hatása volt. Ez indokolta, hogy vizsgálatokat végezzek arra vonatkozóan: a hőkezelés hatására bekövetkezik-e olyan változás, ami a csírázásra hatással van (33., 34., 35. ábrák).



33. ábra. A fű csírázási indexének változása a kezelés hatására



34. ábra. A fenyő csírázási indexének változása a kezelés hatására



35. ábra. A dió csírázási indexének változása a kezelés hatására

Mindhárom minta esetében közvetlenül a kezelés után csírázásgátlást tapasztaltam. A kezelés hatására olyan vegyületek maradtak a mintákban, melyek kifejtették ezt a hatást, viszont nem stabilak, így természetes körülmények között gyorsan lebomlottak (pl. karbonsavak). Ezt támasztja alá a 2. héten mért magas érték. A kezeletlen minták esetében nem tapasztaltam ezt a hatást, sőt a *fenyő* esetében az első négy hétben szinte még változás sem történt. A kezelt mintáknál a 2. héten jelentős serkentő hatást mértem, de utána meredek, lineáris csökkenés lépett fel, ami a kísérlet végére ismét megnőtt. Ettől függetlenül a kontroll talajnál kaptam a legmagasabb értéket. A *dió* esetében a kezeletlen növény is jelentős gátlást mutatott a kiinduláskor, majd a kísérlet további részében nem volt jelentős eltérés a kezelt és kezeletlen minták között. A 7. héttől a kontrollként használt talaj eredményeit mutatta. A *fű* esetében a kezelés hatására jelentős növekedés volt tapasztalható, ami a 4. hétig tartott, majd csökkenés következett be, ami a 10. hétre ismét emelkedett. A kezeletlen mintánál az első két hétben 50%-os a csökkenés, majd a 4. hétig növekedés és utána minimális változást kaptam.

A csírázási indexre vonatkozó matematikai statisztikai vizsgálatokat is elvégeztem. A *fenyő* esetében mindhárom szempont alapján (kezelési idők kölcsönhatásai, a kezelések (kezeletlen, kezelt) hatása a különböző folyamatokra és adott kezeléson belül a vizsgálati idők (hetek) közötti összefüggések) szignifikáns különbséget kaptam. A 4. és 10. héten ( $P_4=0,330$ ,  $P_{10}=0,675$ ) nem volt szignifikáns különbség a kezelések között. A *fű*nél a kezelési idők és adott kezeléson belül a vizsgálati idők (hetek) között ( $P<0,001$ ), míg a *dió*nál csak a kezelési idők között ( $P<0,001$ ) volt szignifikáns különbség. A *fű* esetében a kezelések közötti  $P=0,783$ , a *dió*nál  $P=0,944$ , valamint ez utóbbi növénynél az adott kezeléson belül a vizsgálati idők (hetek) közötti összefüggés valószínűségi szintje  $P=0,071$ .

#### **4.2.5. Karbonsavak koncentrációjának változása az anyagátalakulási folyamatokban**

Az anyagátalakulási folyamatok kezdeti szakaszában szinte minden esetben keletkeznek rövid szénláncú karbonsavak. Ezek mennyisége főleg anaerob körülmények között növekszik meg, de aerob viszonyok mellett is megjelennek, csak eltérő összetételben. Instabil vegyületek, melyek oxidatív körülmények között gyorsan lebomlanak. Kísérleteim során vizsgáltam az idő függvényében minőségüket és mennyiségüket (11., 12. és 13. táblázat).

11. táblázat. Kezeletlen és hőkezelt növények pH-jának és a szerves sav koncentrációjának változása

	pH	Citromsav g kg <sup>-1</sup>	Tejsav g kg <sup>-1</sup>	Hangyasav g kg <sup>-1</sup>	Ecetsav g kg <sup>-1</sup>	Propionsav g kg <sup>-1</sup>
<b>Fű kezeletlen</b>	6,61	0,848	N.D.	3,395	N.D.	N.D.
<b>Fű kezelt</b>	4,33	N.D.	2,585	1,582	N.D.	N.D.
<b>Fenyő kezeletlen</b>	4,71	N.D.	0,339	0,198	0,575	N.D.
<b>Fenyő kezelt</b>	3,56	N.D.	N.D.	5,503	26,829	N.D.
<b>Diófa kezeletlen</b>	5,97	N.D.	N.D.	1,198	0,454	N.D.
<b>Diófa kezelt</b>	3,77	N.D.	7,654	7,395	52,321	13,312

12. táblázat. 4. hét után mért kezeletlen és hőkezelt növények szerves sav koncentrációjának változása

	Citromsav g kg <sup>-1</sup>	Tejsav g kg <sup>-1</sup>	Hangyasav g kg <sup>-1</sup>	Ecetsav g kg <sup>-1</sup>	Propionsav g kg <sup>-1</sup>	iso- vajsav g kg <sup>-1</sup>
<b>Fű kezeletlen</b>	N.D.	0,002	0,002	0,009	0,004	N.D.
<b>Fű kezelt</b>	0,007	0,068	0,032	0,063	0,083	0,033
<b>Fenyő kezeletlen</b>	N.D.	0,004	0,002	0,005	N.D.	ND.
<b>Fenyő kezelt</b>	0,007	0,345	N.D.	0,243	N.D.	N.D.
<b>Diófa kezeletlen</b>	N.D.	N.D.	0,002	0,006	0,003	N.D.
<b>Diófa kezelt</b>	N.D.	0,023	0,008	0,022	0,007	ND.
<b>Talaj (Kontroll)</b>	N.D.	0,002	0,002	0,009	0,004	N.D.

13. táblázat. 7. hét után mért hőkezelt növények szerves sav koncentrációjának változása

	Citromsav g kg <sup>-1</sup>	Tejsav g kg <sup>-1</sup>	Hangyasav g kg <sup>-1</sup>	Ecetsav g kg <sup>-1</sup>	Propionsav g kg <sup>-1</sup>	iso- vajsav g kg <sup>-1</sup>
<b>Fű kezelt</b>	N.D.	0,027	0,007	0,023	N.D.	N.D.
<b>Fenyő kezelt</b>	N.D.	0,021	N.D.	0,003	N.D.	N.D.
<b>Diófa kezelt</b>	N.D.	0,005	N.D.	0,068	N.D.	N.D.
<b>Talaj (Kontroll)</b>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

A hőkezelt, ill. nem kezelt növényi minták (diófa és fenyőnyesedék, valamint fű) esetén minden esetben a kezeletlen minták pH-ja volt a magasabb, ami a kezelés hatására lecsökkent (*fű*: kezelés előtt 6,61, kezelés után 4,33; *fenyő*: kezelés előtt 4,71, kezelés után 3,56; *diófa*: kezelés előtt 5,97, kezelés után 3,77). A karbonsavak koncentrációjának változása viszont éppen fordítva történt. A diófa és a fenyőnyesedék esetén a kezelés hatására nőtt meg a szerves sav koncentrációja (26,83-52,32 g kg<sup>-1</sup>), ami kezelés előtt eléggé alacsony értékű volt (0,57-0,45 g kg<sup>-1</sup>). A fű hőkezelése során a hangyasav és a citromsav koncentrációja lecsökkent, míg a tejsav éppen a kezelés hatására jelent

meg. A hangyasav volt az egyetlen karbonsav, melyik mind a kezeletlen, mind a kezelt mintákban előfordult. A karbonsavak stabilitását is vizsgáltam a hőkezelt minták esetén nyersedék-talaj keverékben. Négy hét után a fenyő kivételével a különböző savak koncentrációja  $0,1 \text{ g kg}^{-1}$  érték alá csökkent, míg a fenyő esetén a tejsav és az ecetsav koncentrációja  $0,2 \text{ g kg}^{-1}$  feletti értéken maradt. A 7. hét után minden sav koncentrációja  $0,1 \text{ g kg}^{-1}$  érték alá esett le.

*Összefoglalva* a három növény hőkezelt és kezeletlen formáinak anyagátalakulási folyamatait, megállapítottam, hogy a hőkezelésnek elsősorban a szénforgalomban van jelentős szerepe (14. táblázat). Itt a hőkezelt mintáknál minden esetben magasabb lesz a biomassza szén, a vízdoldható szén és a respiráció nagysága. Kiindulási állapotban a két fa esetében jóval magasabb volt a C/N arány, mint a fűnél, de ez a széntöbbség a különböző szénformák esetében nem jelent meg. Ez azt látszik igazolni, hogy lényeges szerepe van a nitrogénnek, amit fák komposztálása esetén célszerű kipótolni.

14. táblázat. A szén- és nitrogénvegyületek mennyiségi változásának és a csírázási index alakulásának összefoglaló táblázata

Paraméterek	Fű kezeletlen	Fű kezelt	Fenyő kezeletlen	Fenyő kezelt	Dió kezeletlen	Dió kezelt
<b>Biomassza C</b> ( $\text{mg kg}^{-1}$ sz.a.)	6579-737	2407-595	325-216	1947-154	496-250	2033-250
<b>Vízdoldható C</b> ( $\text{mg kg}^{-1}$ sz.a.)	657-520	4525-972	407-503	3101-754	671-635	1837-742
<b>Respiráció</b> ( $\text{mg kg}^{-1}$ sz.a.)	3244-795	2591-1773	765-355	1559-346	1093-464	2243-377
<b>Biomassza N</b> ( $\text{mg kg}^{-1}$ sz.a.)	965-113	166-110	57-63	72-39	98-61	97-58
<b>Vízdoldható N</b> ( $\text{mg kg}^{-1}$ sz.a.)	178-505	231-121	12-42	20-53	28-43	17-44
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N</b> ( $\text{mg kg}^{-1}$ sz.a.)	58,3-266,8	5,9-4,1	5,2-2,9	4,3-6,2	3,9-2,4	3,6-5,4
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N</b> ( $\text{mg kg}^{-1}$ sz.a.)	77,3-5,8	5,0-10,0	0,0-4,6	0,2-4,3	0,0-4,9	0,0-4,4
<b>Csírázási index %</b>	120-92	0-111	114-122	0-111	38-121	0-133

A szerves nitrogénformák esetében a két fa szinte azonos módon viselkedett, minimális volt az eltérés a kezelt és kezeletlen formák között. A fű esetében a kezelés negatív hatással volt a nitrátkoncentráció alakulására. Ammónia vonatkozásában mindhárom minta hasonlóan viselkedett mint a kontroll talaj, függetlenül a kezelésektől.

A biomassza nitrogén, vízdoldható nitrogén és a mineralizált nitrogén esetében a kezelés negatív hatással volt. A két faminta hasonlóan viselkedett, szinte azonos ten-

denciát mutattak mindhárom nitrogénforma tekintetében. A keletkezett termékek koncentrációja is közel azonos volt. A fű eredendően magasabb kiindulási nitrogéntartalma miatt jóval nagyobb koncentrációjú nitrogén vegyületeket produkált.

A csírázási index mérése alapján megállapíthatom, hogy a hőkezelés hatására olyan vegyületek keletkeztek a növényi mintákban, melyek jelentős csírázásgátlással rendelkeznek (pl. karbonsavak). Ezek a vegyületek a talajban viszonylag gyorsan lebomlottak és a kísérlet végére már a kezeléstől függetlenül közel azonos hatást váltottak ki.

### **4.3. Kész komposztok anyagátalakulási folyamatainak nyomon követése**

Az almos trágya kezelése során arra törekszünk, hogy a kiindulási anyagok ne legyenek felismerhetők a késztermékben. A komposztálás során is hasonló elvet követünk, mivel az összekevert anyag a folyamat során különböző átalakulási fázisokon megy keresztül, és a folyamat végére földszagúvá válik, sötétbarna színű lesz, stb.

A komposzt – vagyis a végtermék – fizikai, kémiai tulajdonsága nem független a kiindulási anyagkeverékek összetételétől. Ez abból következik, hogy a mikrobák fajválasztéka igen széles. Ha szénhidrát felesleg van, a mikroorganizmusok energiaforráshoz jutnak, természetesen, ha az egyéb tápanyagok (N, P, stb.) rendelkezésre állnak. A mikrobaszám növekedés addig tart, míg a nitrogén szolgáltató képesség engedi. Fordítva is igaz, hiába magas a nitrogéntartalom, de ha a szénforrás szűkös, akkor a széntartalom fogja szabályozni a folyamat sebességét. Itt is érvényes a minimum törvény. A makro- és mikroelemeknek nincs lényeges hatása – bizonyos határon belül – a folyamatok lejátszódásában. Ritkán fordul elő olyan eset, hogy az alkáli és alkáli földfémek minimumba kerülése folyamatszabályozási szerepet töltenek be. A folyamatszabályozásban inkább a szénformáknak és a nitrogénformáknak van szerepe. Az összes szén különböző alkotókból (cukrok, szerves savak, vízdoldható szén, cellulóz, hemicellulóz, lignin, fehérje, zsír stb.) állhat össze a komposztoknál.

A komposzt összetételéből sokszor már következtetni lehet arra, hogy még nem stabil anyag, vagyis maradtak benne olyan alkotórészek, amelyek felhasználhatók – ha a külső körülmények engedik – a mikrobák számára. Ilyen a vízdoldható szén frakció, zsír, fehérje alkotórész, sőt a cellulóz, hemicellulóz egy része is.

A kész komposzt kazalba rakva is átalakul, fejlődik. Ha talajba keverjük, ott az aerob és anaerob feltételek váltogatják egymást, vagyis további átalakulása a talaj redoxpotenciáljának a függvénye. Ha a földnedves komposztot talajba keverjük, a talaj

pórusviszonyai határozzák meg az átalakulás mértékét. Ha a talaj nedvességtartalma kisebb, a levegő részben, vagy teljes mértékben rendelkezésre áll. Vízrel történő telítés után a levegő kiszorul, a nagy pórusokat víz foglalja el, a kis pórusok  $\text{CO}_2$ -dal telítődnek. A komposztal bevitt szerves anyag felhasználja az  $\text{O}_2$ -t, amit a redoxpotenciál csökkenése jelez.

A talajban a nedvességi állapottól, pórusviszonyoktól, valamint a mikrobák számára hozzáférhető szerves anyagok oxigén igényétől függően aerob vagy anaerob folyamatok játszódnak le. Ha ezek a folyamatok eltolódnak anaerob irányba, a mikrobiális lebontás gátolt a feldúsuló intermedier vegyületek miatt (karbonsavak, ammónia, stb.), akkor mobilis, éretlen szerves anyag kerülhet a komposzt által a talajba. Ennek csírázásgátló hatása is lehet. A kész komposzt nitrogénformái a tárolás során, vagy talajba jutva nem játszanak lényeges szerepet az átalakulásban. (A nitrogénnek a komposztálódás során volt döntő szerepe.) Általában a kész komposztban 0,5-5% összes nitrogén található (KOC SIS, 2005), amit a mikrobák jól hasznosítanak. Ennek egyik példája a pentozán hatás, vagyis a kultúrnövénynél nitrogénhiány léphet fel, mivel a mikroszervezetek gyorsabban és hatékonyabban használják fel a meglévő kevés nitrogént. A nitrogént lehet pótolni szervesetlen sókkal, pl. műtrágyával. A kész komposztban lévő nitrogénformák inkább az átalakulási folyamat indikátorai, semmint szabályozója.

Ha a komposztálandó anyagkeverékben beállítjuk az optimális C/N arányt, ami 15-33:1, végig közel állandó érték marad. Ez nem jelenti azt, hogy nincs lényeges változás az  $\text{NH}_4^+$ -N és  $\text{NO}_3^-$ -N mennyiségében.

A komposztálás során lejátszódó átalakulási folyamatoknak nagyon jó paramétere az  $\text{NH}_4^+$ -N és az  $\text{NO}_3^-$ -N mennyiségi változásának a vizsgálata, ami ugyanúgy alkalmas a komposzt tárolása, talajba keverése utáni átalakulások nyomon követésére is. A tárolás és a talajba keverés során bekövetkező anyagátalakulási folyamatok a szén és a nitrogén esetében is a mobilizálható hányad változásán keresztül követhetők nyomon.

A szén mobilizálható képességét a respirációs mérésekkel ( $\text{O}_2$  felhasználás, vagy  $\text{CO}_2$  fejlődés), továbbá a metán képződésével követhetjük nyomon. Ezek a kismolekulák a bonyolultabb összetételű makromolekulák mineralizációs folyamatai során bekövetkező kondenzációs és aromatizációs folyamatok köztitermékei. ( $\text{CO}_2$  származhat  $\text{CaCO}_3$ -ból is, ha savanyú talajban játszódnak le a folyamatok.)

Hogyan változik a különböző komposztok szén- és nitrogénforgalma aerob és anaerob feltételek között a talajban? Ennek megválaszolására végeztem a következő fejezetben található vizsgálatokat.

#### **4.3.1. Különböző összetételű komposztok anyagátalakulási folyamatai aerob és anaerob feltételek között**

Háromféle, összes nitrogéntartalomban eltérő (*A*: 1,1%, *B*: 1,6% és *C*: 2,7%), összes szén mennyiségében közel azonos (*A*: 30,4%, *B*: 30,3% és *C*: 31,9%) összetételű komposztot választottam vizsgálati alapanyagként. Nedvességtartalomban is volt eltérés, de a komposzt-talajkeverék nedvességtartalma már közel azonos volt (22-24%). A komposztokat istállótrágyák és növényi maradványok kombinációjával állították elő. A zömítő anyagként felhasznált növényi maradványoknál eltérő a nedvszívó képesség. Ezt a tulajdonságot a késztermékek is részben hordozzák. Így földnedves állapotú komposzt-nál is megmaradnak a víztartó-képesség különbségei. A komposzt anyagátalakulási folyamatait nem befolyásolja, mivel a levegőtartalom a komposzthalomban biztosított. A komposztokban lévő mobilis alkotók átalakulását célszerű úgy mérni, hogy a terméket talajhoz keverjük. Erre a homok a legalkalmasabb, mivel szervesanyag-tartalma kicsi. A homoktalajon önmagában is elvégezhetőek azon vizsgálatok, amelyek a komposzttal kevert homokban. A tiszta homok eredményei egy összehasonlító alapot jelentenek.

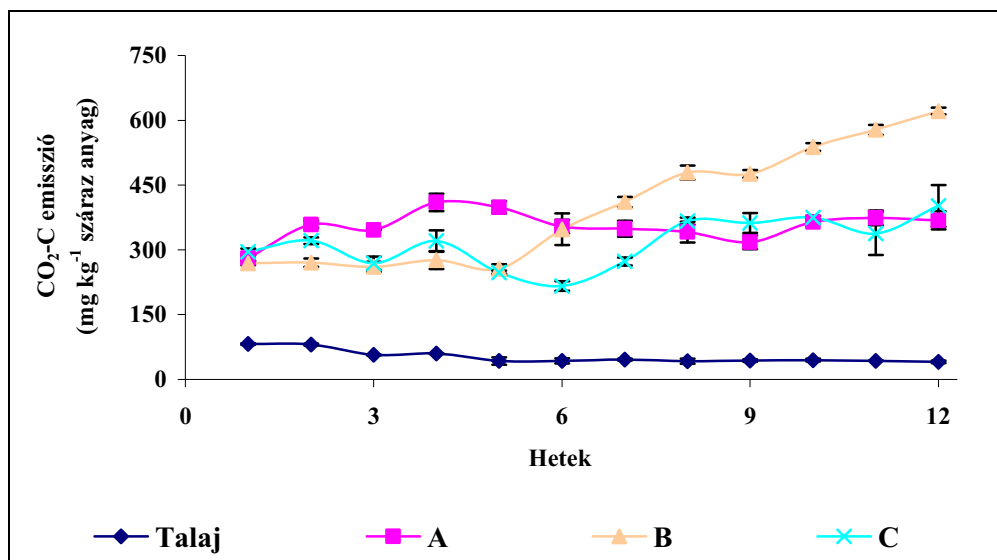
##### ***4.3.1.1. Szénforgalom a talaj-komposzt keverékekben***

A komposzt érettségének jó mutatója a respiráció, vagyis az egységnyi szerves anyagra, vagy szárazanyagra vonatkoztatott  $O_2$  fogyás, illetve  $CO_2$  keletkezés. Közismert, hogy a  $CO_2$  keletkezését lényegesen befolyásolja a hőmérséklet és a nedvességtartalom, valamint a szerves anyag minősége. Ha a külső tényezők azonos szintjét biztosítjuk (hőmérséklet és nedvességtartalom) akkor összehasonlíthatók a különböző komposztok respirációs értékei.

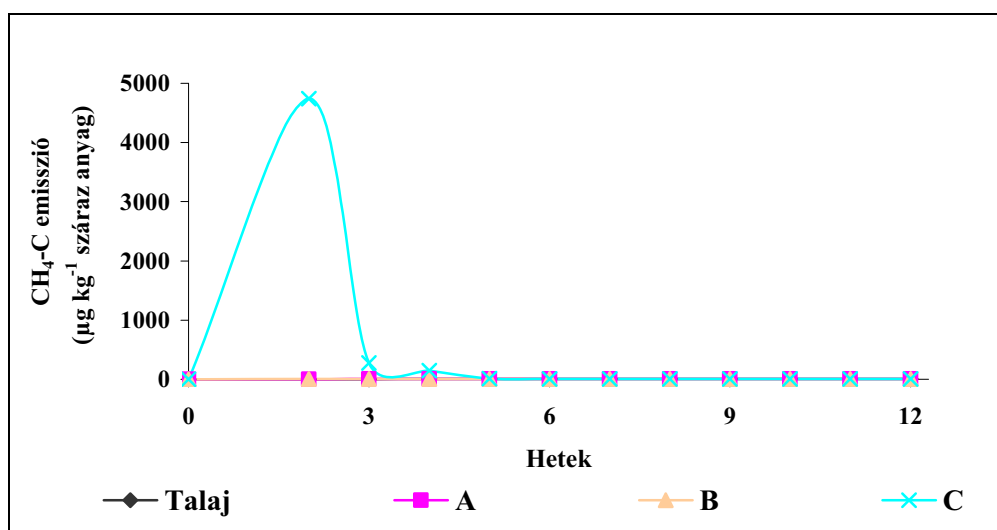
A három komposzt esetében a hetenkénti  $CO_2$ -C, és  $CH_4$ -C képződésen keresztül vizsgáltam a termékek stabilitását. A hetenkénti  $CO_2$ -C és  $CH_4$ -C fejlődési kinetikáját aerob körülmények között a 36. és a 37. ábrán mutatom be.

A mérések szerint a  $CO_2$ -C koncentrációja a kezdeti kisebb ingadozások után elér egy adott értéket ( $400 \text{ mg kg}^{-1}$ ), ami a későbbiekben csak kismértékben változik. Már a kiindulási összetétel alapján várni lehetett, hogy az *A* jelű komposzt lesz a legstabilabb, ugyanis ez tartalmazta a legkevesebb trágyát, viszont a legtöbb viszonylag stabil és las-

sabban bomló fanyesedéket. A *B* jelű komposzt tűnik a respiráció alapján legkevésbé stabilnak, mivel itt a 6. héttől szinte folyamatos a CO<sub>2</sub>-C keletkezése, ami a nagyobb mennyiségű kiindulási élelmiszeripari hulladékra vezethető vissza. A CH<sub>4</sub>-C keletkezése összhangban van az aerob viszonyokkal, ami azt jelenti, hogy gyakorlatilag nincs termelés. A *C* jelű komposztnál az első három hétben volt egy kisebb mértékű metánképződés, ami a magasabb kiindulási trágya összetétellel függhet össze. Ha a hőgörbéket is megvizsgáljuk, akkor ennél a komposztnál volt a leghosszabb ideig tartó 65 °C felett tartó hőmérséklet. A még nem érett komposztok esetében előfordulhat, hogy a lebontó folyamat, ill. a mikrobák légzési sebessége nagyobb, mint az O<sub>2</sub> diffúzióé, ezáltal mikroanaerob környezet alakul ki és így CH<sub>4</sub> keletkezése lehetséges. Ezt támasztja alá a későbbiekben tárgyalandó NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N keletkezése is, ami a fellépő ammonifikáció következménye.

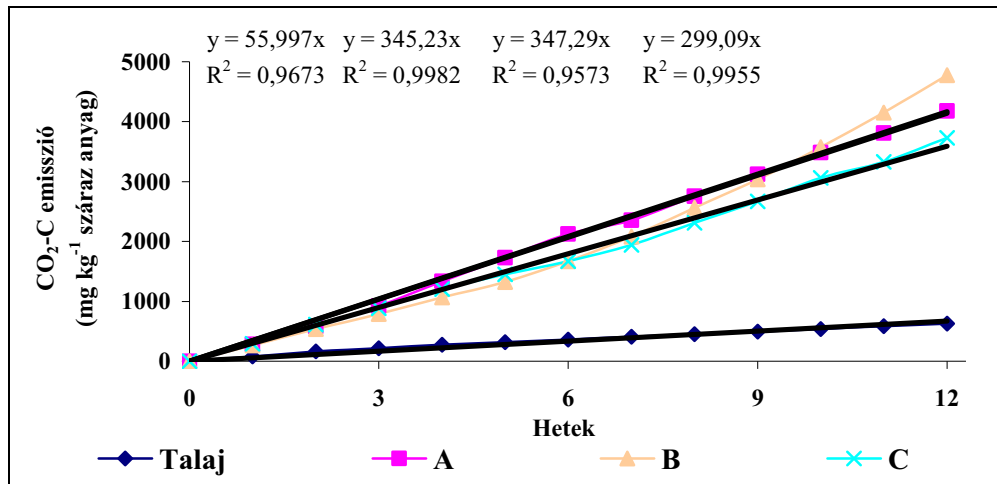


36. ábra. A CO<sub>2</sub>-C keletkezése aerob körülmények között hetenkénti bontásban



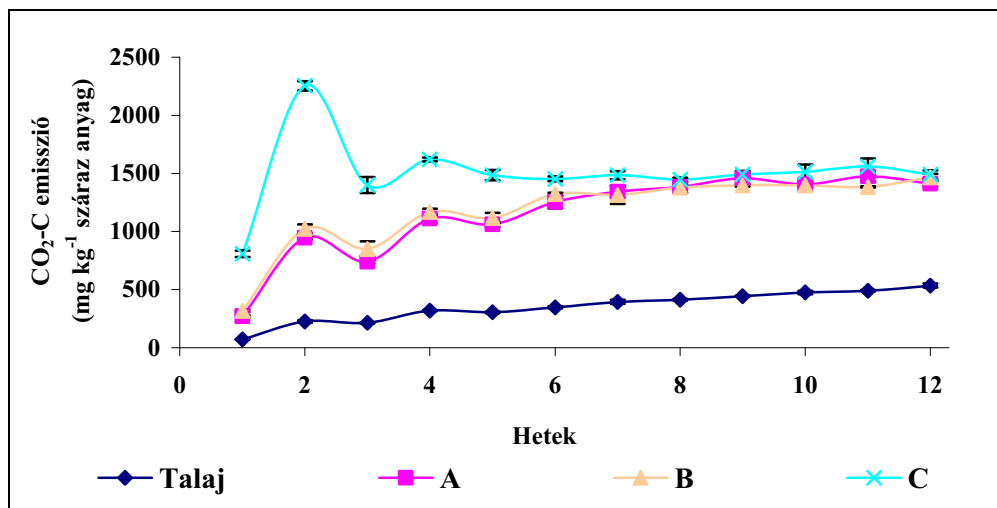
37. ábra. A CH<sub>4</sub>-C keletkezése aerob körülmények között hetenkénti bontásban

A 38. ábrán a kumulált gázfejlődési adatokat mutatom a CO<sub>2</sub>-C vonatkozásában. Az összegző görbék iránytangense anyagra jellemző mutatóként értelmezhető a CO<sub>2</sub>-C esetében. Összhangban az irodalmi adatokkal, elsőrendű reakciót mutat. A CH<sub>4</sub>-C keletkezés esetében ennek a görbének nincs jelentősége, mivel lényegében nincs gázfejlődés, kivéve a C jelű komposzt első 3 hetét.

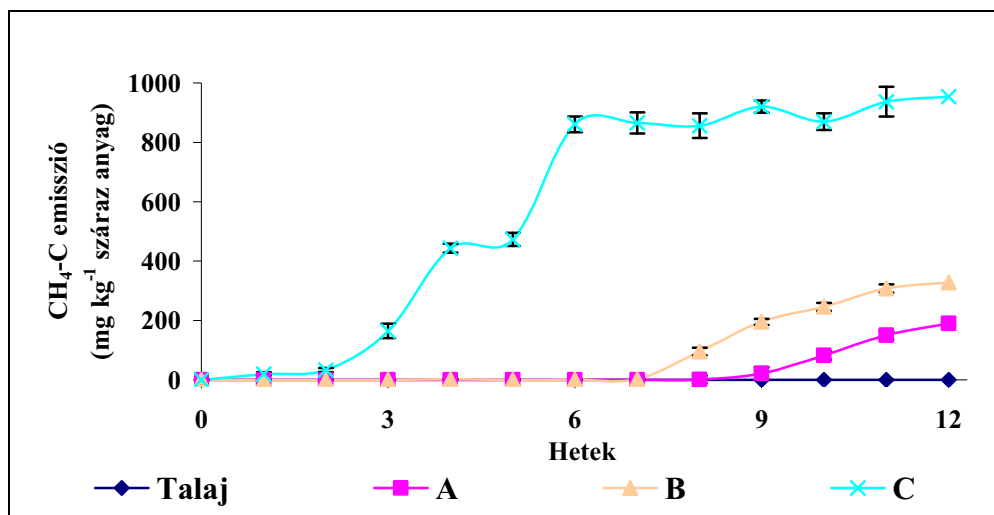


38. ábra. A CO<sub>2</sub>-C keletkezése aerob körülmények között

Anaerob feltételek mellett ettől lényegesen eltérő eredményeket mutatnak a gázvolumetrikus mérések (39. és 40. ábra).



39. ábra. A CO<sub>2</sub>-C keletkezése anaerob körülmények között



40. ábra. A CH<sub>4</sub>-C keletkezése anaerob körülmények között

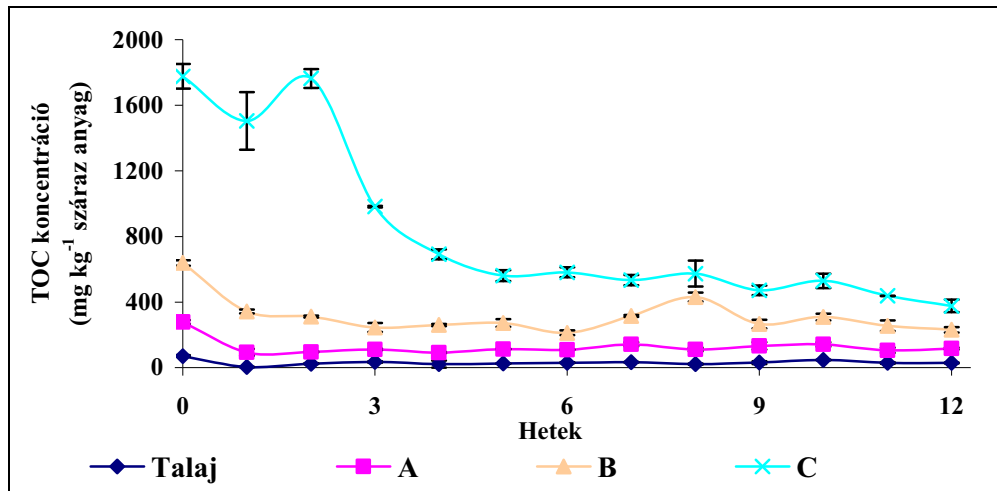
A CO<sub>2</sub>-C fejlődés a vizsgált időszak kezdetén nagyobb mindhárom komposzt esetében, majd a 6. hét után közel azonos szintre áll be. A görbék lefutása teljesen azonos, csak a gázképződés nagyságában van eltérés, ami arra utal, hogy azonos folyamatok játszódnak le, ami erjedésre utal. Az erjedési folyamatok során is képződik CO<sub>2</sub>, amit igazolni látszik a C jelű komposzt magasabb, kevésbé stabil kiindulási trágyaösszetételével, ami a folyamat kezdete során magasabb gázképződést eredményez. Miután a labilisabb vegyületek mennyisége lecsökkent, lényegében megszűnt a CO<sub>2</sub> képződése. A CO<sub>2</sub> képződés dinamikája összhangban van a metánképződéssel. Azokban a hetekben, ahol a széndioxid koncentrációja magasabb értéket mutatott, a metán koncentráció lecsökkent és fordítva is igaz.

CH<sub>4</sub>-C keletkezése a mérésidő középső intervallumában éri el a maximumot (6-7. hét), majd ezután lecsökken. Ez arra utal, hogy a kevésbé stabil vegyületek mennyisége lecsökkent és a további lebontási, ill. átalakulási folyamatok lelassultak. Ezért arra kerestem a választ, hogy mi befolyásolja a gázfejlődés kinetikájának alakulását. A mobilizálható széntartalom csökkenése, vagy az O<sub>2</sub> ellátás volumene?

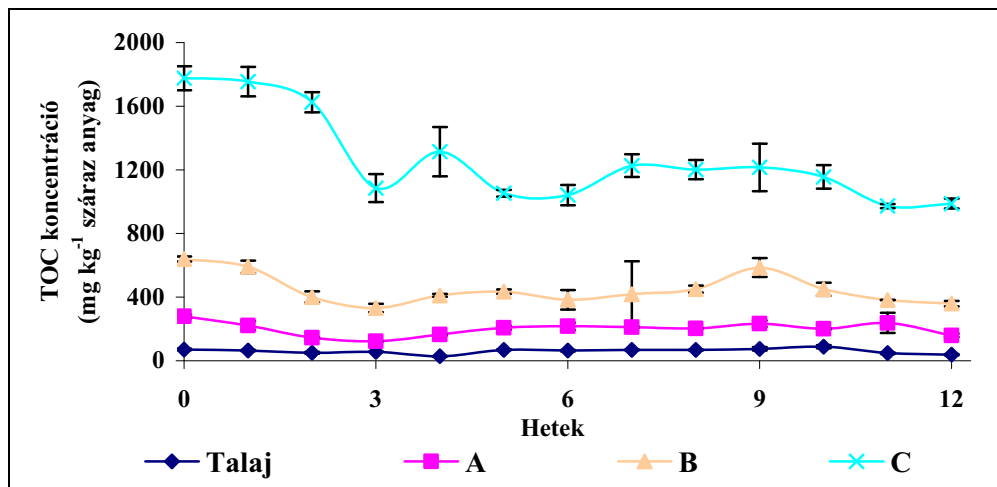
A vízdoldható szerves szén vizsgálati értékeit a 41. és a 42. ábrán mutatom be.

A mérések szerint a kezdeti magas vízdoldható szerves szén (TOC) koncentráció lecsökken. Aerob körülmények között a B és C jelű komposztok esetében a 7. hét után a koncentráció már alig változik. Ez teljesen összhangban van mind a CO<sub>2</sub>-C, mind a CH<sub>4</sub>-C keletkezésével. Ezeknek az eredményeknek alapján is megállapítható, hogy a C és B jelű komposztok stabilitása kisebb, mint az A jelűé. A vízdoldható C és CO<sub>2</sub>-C között anaerob körülmények között látszik nagyobb kapcsolat. A TOC növekedését általában CO<sub>2</sub>, vagy CH<sub>4</sub> keletkezése követi, rendszerint egy hét eltolódással. Ez azt bizonyít-

ja, hogy a kezdeti időszak magas vízoldható szerves széntartalma meghatározó a mikrobák élettevékenységében. Ha összehasonlítjuk az aerob és anaerob körülmények közötti lebontási folyamatokat a TOC koncentráció vonatkozásában, egyértelműen kitűnik az oxidatív állapotban történő gyorsabb lebomlási folyamat, amit a kisebb szerves széntartalom is bizonyít.



41. ábra. TOC keletkezése aerob körülmények között



42. ábra. TOC keletkezése anaerob körülmények között

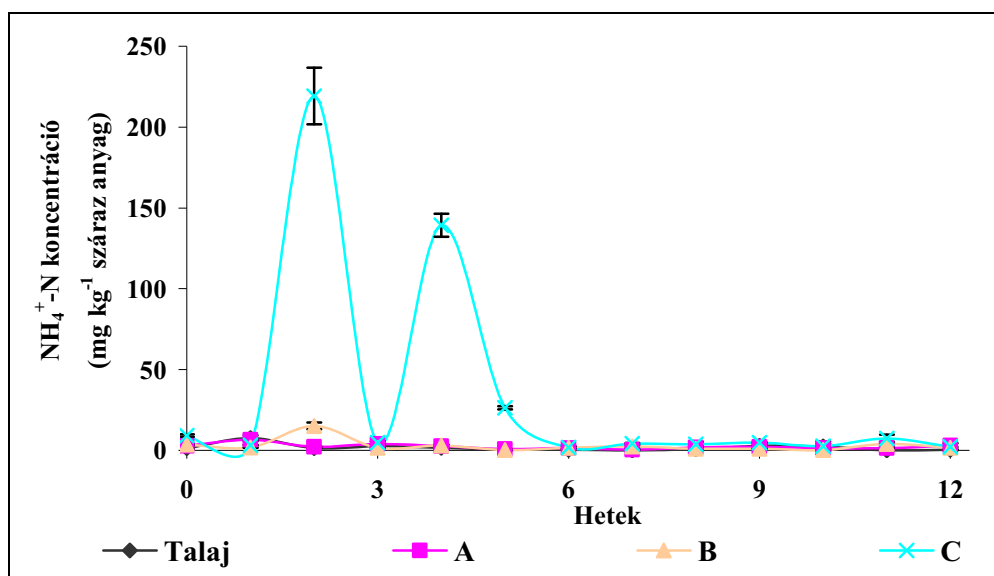
#### 4.3.1.2. Nitrogénforgalom a talaj-komposzt keverékekben

A komposztban levő ásványi nitrogénformák, az  $\text{NH}_4^+$ -N és  $\text{NO}_3^-$ -N a mineralizáció termékei és a humifikáció kiindulási anyagai. Ha feldúsulnak, akkor vagy a szerves anyag lebomlása kerül előtérbe, vagy az új szerves anyag képződése még nem indult be. Tehát az ásványi nitrogénvegyületek,  $\text{NH}_4^+$ -N és  $\text{NO}_3^-$ -N köztes termékek. Általános tapasztalat, ha kicsi a C/N arány, akkor a nitrogén megkötődés gyenge. A nitrogénformák egymásba történő átalakulására hatással van a közeg pH-ja. Lúgos pH-án nagyobb

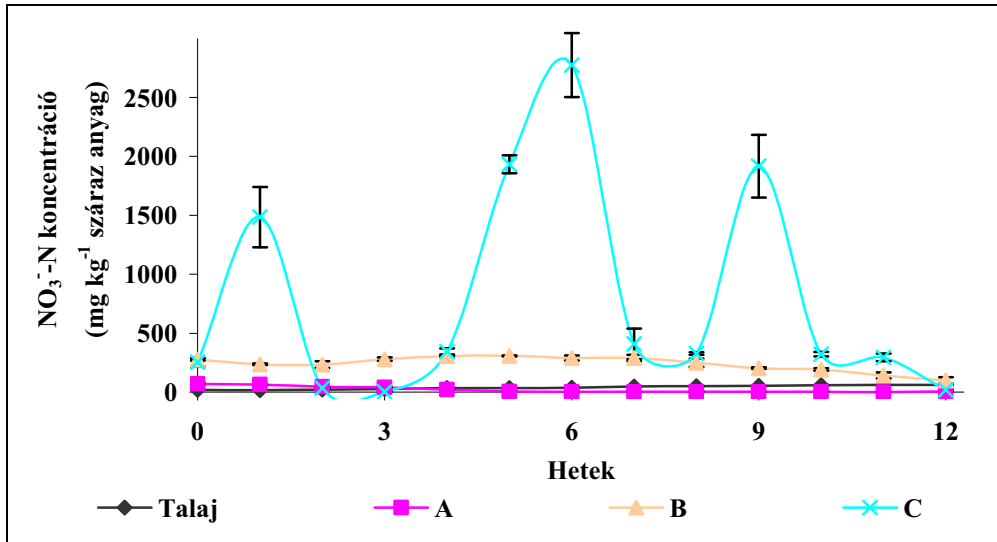
az  $\text{NH}_3\text{-N}$  formában történő gázvesztesség. Az  $\text{NO}_3\text{-N}$  levegőtlen körülmények között denitrifikálódik.

A vizsgált komposztok  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  és  $\text{NO}_3\text{-N}$  adatait elemezve megállapítható (43., 44., 45., 46. ábrák), hogy a legkisebb C/N arányú komposzt-talaj keverékben (C:C/N=11,8) a legnagyobb a szervesetlen nitrogén mennyisége. A magas TOC értéknél az  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  tartalom is magasabb. Az  $\text{NO}_3\text{-N}$  tartalom fáziseltolódással, általában egy hét késéssel követi az  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  változásait. Ahol magas a  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  koncentráció ott általában alacsony az  $\text{NO}_3\text{-N}$  ellátottság, ami összhangban van a denitrifikáció, nitrifikáció és ammonifikáció folyamataival.

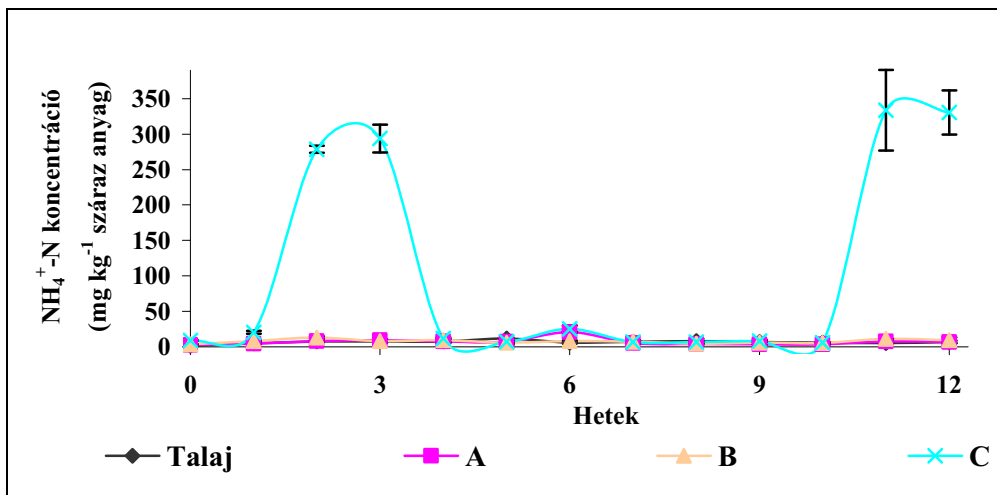
Aerob körülmények között az  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  koncentrációja már a vizsgált időszak első felében alacsony szintre áll be, vagyis a  $\text{NO}_3\text{-N}$  átalakulás biztosítva van. A C jelű komposzt esetében az  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  és  $\text{NO}_3\text{-N}$  mennyiségének a változása egymáshoz viszonyítva ellentétes irányú, de koncentrációjukban egy nagyságrendnyi különbség van az  $\text{NO}_3\text{-N}$  javára. Ezek az adatok is azt mutatják, hogy ez a komposzt még nem stabilizálódott, ami összhangban van a korábban vizsgált egyéb paraméterekkel is. Kisebb mértékű változás megfigyelhető még a B jelű komposztban is, de az szinte elhanyagolható.



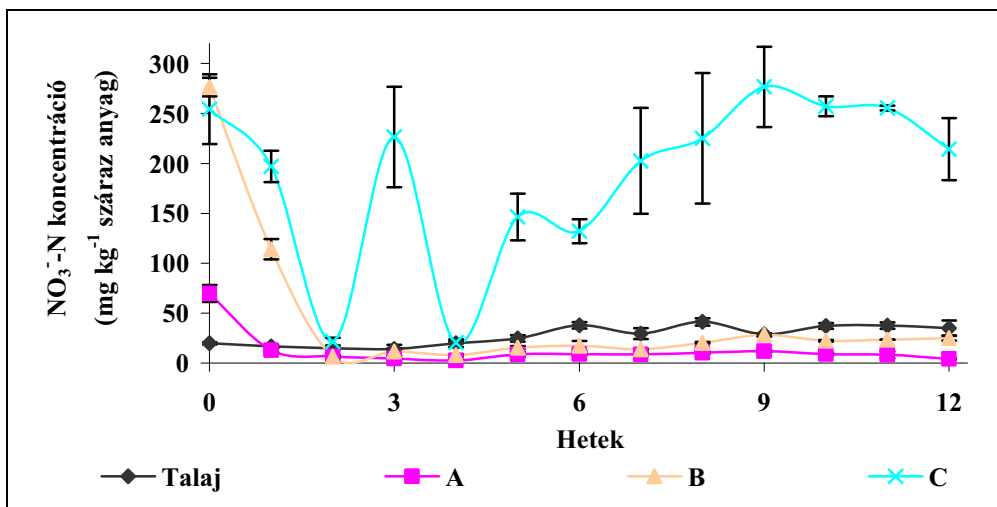
43. ábra. Az  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  koncentrációjának változása aerob körülmények között



44. ábra. Az NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N koncentrációjának változása aerob körülmények között



45. ábra. Az NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N koncentrációjának változása anaerob körülmények között



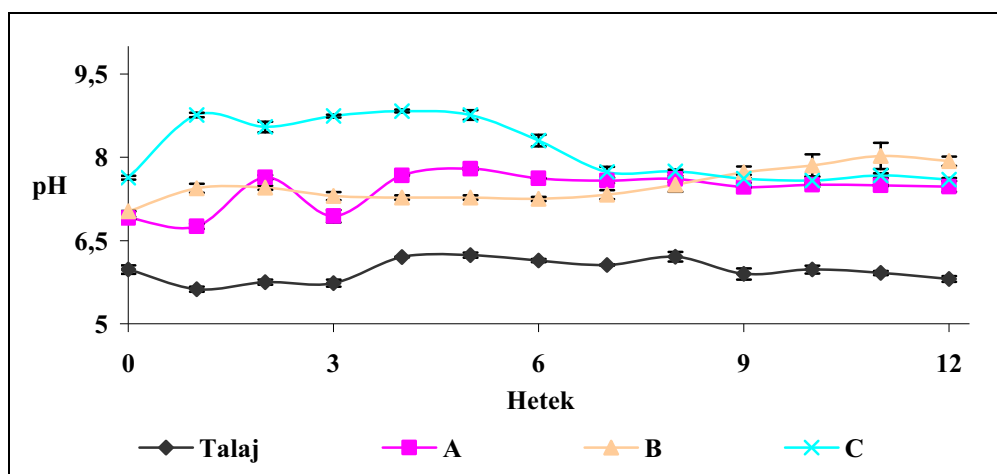
46. ábra. Az NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N koncentrációjának változása anaerob körülmények között

Anaerob viszonyok között az összefüggések már nem annyira egyértelműek. Itt is megfigyelhető az ammónia- és a nitrátprodukciónak összefüggése, de nem válik el annyira szabályszerűen az  $\text{NH}_4^+$ -N termelődés és az  $\text{NO}_3^-$ -N csökkenés kapcsolata, illetve fordítottja. A nitrátkoncentráció változása a  $\text{CO}_2$  termelődéssel ellentétes. Ez a megállapítás elsősorban a C jelű komposztra igaz, ami anaerob viszonyok között is eltérően viselkedik a többi komposzthoz viszonyítva, igazolva a kisebb stabilitását.

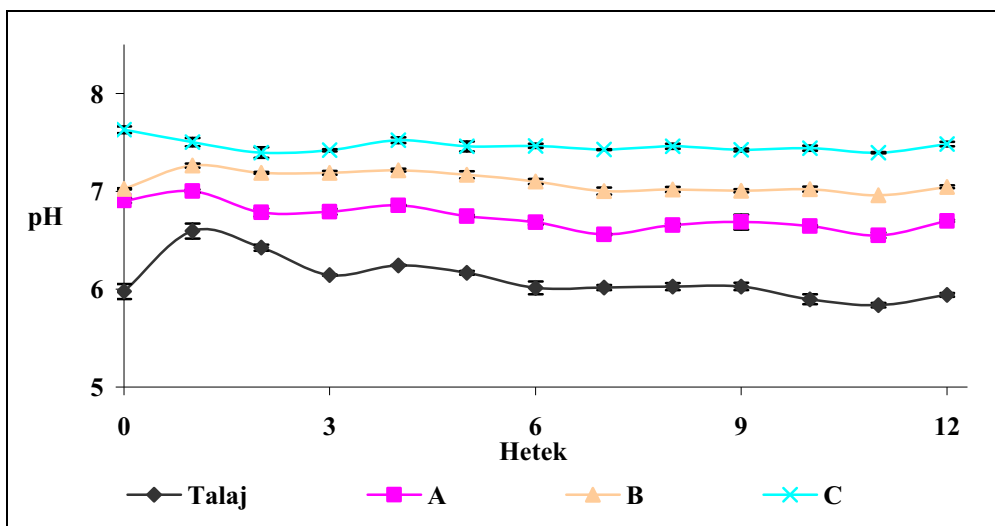
#### 4.3.1.3. Kémhatás és sótartalom változása a talaj-komposzt keverékekben

A vizsgált komposztok alapállapotban kissé lúgos kémhatásúak voltak, amit a hozzákevert talaj csak kis mértékben csökkentett. Aerob körülmények között a kísérleti időszak első felében volt kisebb növekedés az A és C jelű komposztok esetében, ami a megnövekedett  $\text{NH}_4^+$ -N koncentrációval hozható összefüggésbe (47. ábra). A 6. héttől kezdett növekedni az  $\text{NO}_3^-$ -N mennyisége, ami levitte a pH-t. A kismolekulájú szerves savak koncentrációját sem aerob, sem anaerob körülmények között nem tudtam kimérni, így azok hatása nem jöhetett szóba. A kísérlet végére általában néhány tizedes növekedés volt tapasztalható.

Az aerob feltételek alatt a kísérlet első felében a B és C jelű komposztok kémhatása 0,5-1,1 egységgel nagyobb, mint az anaerob körülmények között lévőké, majd a 6. héttől közel állandó szintre állt be, és közel azonos volt a kiindulási értékkel. Anaerob körülmények között nem történt lényeges pH változás az egész kísérlet alatt, a végén minimális csökkenés volt tapasztalható. Ez a savas karakterű átmeneti termékekre vezethető vissza, amelyek aerob körülmények között viszonylag gyorsan lebomlanak (48. ábra). Ezt részben alátámasztja az EC mérése is.

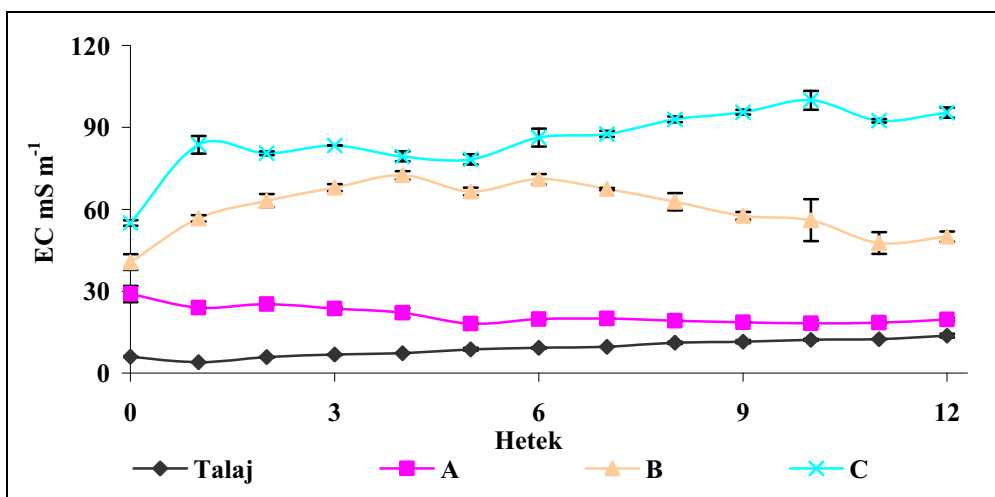


47. ábra. A pH értékének változása aerob körülmények között

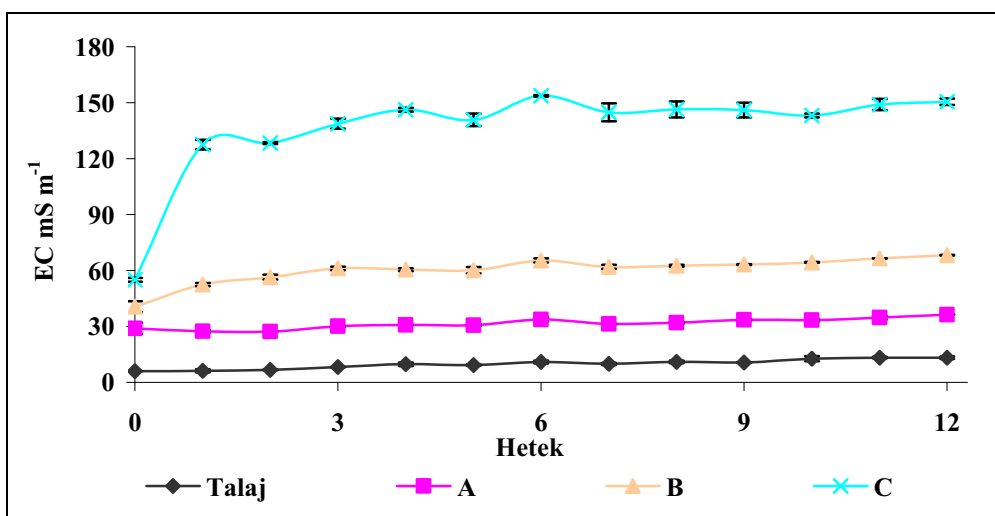


48. ábra. A pH értékének változása anaerob körülmények között

A sótartalom esetében az anaerob feltételek között lévő komposztoknál magasabbak az értékek (49., 50. ábrák).



49. ábra. EC értékének változása aerob körülmények között



50. ábra. EC értékének változása anaerob körülmények között

A sótartalom változásának a dinamikája azonos mindkét módon kezelt termék esetében. Feltételezésem szerint anaerob körülmények között a mineralizációs folyamatok lassabban játszódnak le, ami nagyobb mennyiségű ionos jellegű intermedier vegyület keletkezését eredményezi, ami megnöveli a vezetőképességet.

Összefoglalva a háromféle komposzt aerob és anaerob körülmények között végzett vizsgálati eredményeit (15. táblázat), megállapítottam, hogy az elvileg kész, forgalomba kerülő komposztok még nem tekinthetők stabilnak és érettnak. A kiindulási alapanyagok jelentősen befolyásolják az érettséget. Ennek értékét csak további vizsgálatokkal lehet kimérni.

15. táblázat. A kémiai paraméterek változásainak összehasonlítása a különböző komposztok aerob és anaerob folyamataiban

Mutatók		Talaj	A	B	C
$\Sigma\text{CO}_2\text{-C}$ mg kg <sup>-1</sup> sz. a.	aerob	0-629	0-4177	0-4774	0-3730
	anaerob	0-534	0-1410	0-1466	0-1491
$\Sigma\text{CH}_4\text{-C}$ mg kg <sup>-1</sup> sz. a.	aerob	0-0,051	0-0,042	0-0,057	0-5,2
	anaerob	0-0,007	0-190	0-328	0-953
TOC mg kg <sup>-1</sup> sz. a.	aerob	71-28	279-117	639-231	1776-377
	anaerob	71-38	279-160	639-359	1776-988
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ mg kg <sup>-1</sup> sz. a.	aerob	1-0,4	3-3	4-1,5	9-2,1
	anaerob	1-7	3-7	4-10	9-330
$\text{NO}_3^-\text{-N}$ mg kg <sup>-1</sup> sz. a.	aerob	20-35	70-4,8	276-25	254-17
	anaerob	20-62	70-4	276-100	54-214
pH	aerob	6,0-5,8	6,9-7,5	7,0-7,9	7,6-7,6
	anaerob	6,0-5,9	6,9-6,7	7,0-7,0	7,6-7,5
EC mS m <sup>-1</sup>	aerob	6,0-13,7	29,0-19,7	41,0-50,0	55,0-95,4
	anaerob	6,0-13,2	29,0-36,4	41,0-68,2	55,0-150,5

Aerob körülmények között az A és C jelű komposztoknál szinte az egész kísérlet alatt azonos volt a CO<sub>2</sub> képződése, ami intenzív bomlási folyamatokra utal. A B jelű komposzt esetében a 6. héttől még enyhe növekedés is volt tapasztalható.

Ezt támasztják alá az anaerob körülmények közötti respirációs eredmények is. A ciklus első felében még csökkenő intenzitású gázképződés volt mérhető, ami a 12. hét végére már minimálissá válik. Mindkét körülmények között mért respiráció összes mennyiségében nincs nagy eltérés a különböző komposztok között, csak az időbeli intenzitás volumenében.

A metánképződés rátájában már jelentősebb az eltérés, de alapvetően a CO<sub>2</sub>-vel ellentétes irányú. Aerob körülmények között a C jelű komposzt teljesen eltér a másik kettőtől. Itt az első két hétben kis mértékű CH<sub>4</sub> képződés történt, majd leállt az egész

folyamat és már hasonlóan viselkedett, mint a másik kettő. Gyakorlatilag nem történt változás.

Anaerob viszonyok mellett a *C* jelű komposzt az első 6 hétben nagyságrenddel nagyobb  $\text{CH}_4$  produkciót mutatott a másik kettőhöz viszonyítva. Az *A* és *B* jelű komposztoknál a metántermelés jóval kisebb mértékben akkor indult be, miután az *C* jelű befejezte a gáztermelését. Ez az össz mennyiségben is megnyilvánul.

A vízdoldható szerves szén (TOC) keletkezésének alakulása mind aerob, mind anaerob körülmények között hasonló lefutású, csak a mennyiségekben van különbség az aerob javára. Természetesen a komposztok között itt is van eltérés.

Az  $\text{NH}_4^+$ -N termelődés minimális, kivéve a *C* jelű komposztot. A másik két típusnál hasonló a keletkezés rátája, természetesen anaerob körülmények között az ammónia mennyisége több. *C* komposzt esetében aerob körülmények között is keletkezik  $\text{NH}_4^+$ -N az első 6 hétben, majd utána leáll, míg anaerob viszonyok mellett a 2-4 hét között van egy nagyobb mértékű produkció, majd mintha ez a folyamat gátlódna és a 10. héten hasonló intenzitással ismét beindulna.

Az  $\text{NO}_3^-$ -N keletkezése ellentétes az ammóniával. Aerob körülmények között a *B* és *C* jelű komposzt nagyságrenddel nagyobb mennyiséget produkál, mint az *A* jelű, és a *C* termelése periodikus. Anaerob körülmények között a nitrátprodukció lecsökken, de a *C* jelű esetében itt is van számottevő termelés.

A pH esetében aerob viszonyok mellett kismértékű növekedés, míg anaerob körülmények között minimális csökkenés volt tapasztalható.

A vezetőképesség változása hasonló mindkét eljárásban, csak anaerob viszonyok mellett nagyobb mértékű.

A vizsgálatok alapján egyértelműen az *A* típusú komposzt tűnik a legstabilabbnak, míg a respiráció alapján a *B* látszott a legkevésbé stabilnak. Viszont, ha az összes vizsgálati paraméter alapján kell döntenünk a *C* típusú lesz a leginstabilabb. Ez összefüggésben lehet a magas kiindulási trágyatartalmával, ami a stabilizációs folyamatokat elnyújtotta.

## 5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

### 5.1. Az aktív levegőztetett és a prizmás komposztálási eljárások összehasonlítása

A komposztálás jellegéből adódóan aerob folyamat, amit a technológia során biztosítani kell. Az aktív levegőztetett eljárásnál (Yamagata komposzt) e feltétel a levegő befúvatásával jobban megvalósítható, mint a prizma periodikus átforgatásával. Ebből adódóan a prizmás eljárásnál (Shimoduma komposzt) szemiaerob feltételek alakulhatnak ki, ami az anyagátalakulási folyamatokat jelentősen módosíthatja. Az aerob folyamatok sebessége jóval nagyobb, mint a szemiaeroboké. Ezt jól tükrözi a kétféle technológia komposztálási ideje. A vizsgált komposztok előállítása iparszerűen, különböző üzemekben történik, ahol a fő cél a minél gyorsabban és olcsóbban kereskedelmi forgalomba hozható komposzt gyártása bevált technológiák alapján. Az eredményekből egyértelműen kitűnik, hogy az aktív levegőztetett eljárás során a komposztálási idő jelentősen lerövidült a prizmás technológiához képest. Az előző esetben kettő, míg az utóbbinál négy hónapig tartott a folyamat.

A komposztálási folyamat vizsgálatának egyik legáltalánosabb paramétere a *szénforgalom* vizsgálata, ezen belül is a respiráció, a keletkezett CO<sub>2</sub> mérése. Ennek nyomon követése felvilágosítást ad a biológiai folyamatok intenzitásáról. Az aktív levegőztetett eljárásnál kezdetben első rendű reakció típusnak adódik ez az érték, majd a folyamat előrehaladtával átmegy egy telítési görbébe, ami a folyamat befejezésére utal. Ebből egyértelműen következik, hogy ennél az eljárásnál egész idő alatt az aerob jelleg dominált.

A prizmás komposztálásnál ez a linearitás csak szakaszosan figyelhető meg, ami szorosan összefügg a keveréssel. A keverések után beindul a CO<sub>2</sub> termelődés, majd ahogy a folyamat átmegy anaerob irányba, úgy csökken az érték. A görbe lefutásából látszik, hogy a technológia során nem várták meg, hogy hosszabb anaerob fázisok jöjjenek létre, mert időben átforgatták a prizmát. Ennél az eljárásnál a ciklus utolsó napjaiban is még növekedés volt tapasztalható, ami arra utal, hogy az anyagátalakulási folyamatok nem fejeződtek be.

A respirációs eredmények alapján nagy valószínűséggel eldönthető, hogy az adott komposzt milyen technológiával készült.

Ezt a megállapítást alátámasztja a respiráció és a széntartalom együttes vizsgálata. Az aerob viszonyok között lezajló reakció esetében a két görbe szinte együtt halad, ami arra utal, hogy a szénveszteség jelentős része a respiráció következtében lép fel. Ezzel

szemben a prizmás komposztálásnál ismét előtérbe kerül a szemiaerob jelleg. Itt a respiráció szakaszos, ezzel szemben a széntartalom csökkenése szinte lineáris. Ez azzal függ össze, hogy itt a légzésen kívül más lényeges folyamat is szerepet játszik a C csökkenésében. Anaerob körülmények között jelentős karbonsavtermelődés figyelhető meg, ami aerob viszonyok mellett viszonylag gyorsan le is bomlik. Ezt bizonyítja az alacsonyabb pH is, összehasonlítva az aktív levegőztetett eljárással.

Az előbbi megállapításokkal összhangban van a kétféle komposzt érettségi faktora is (SENESI, 1989), amit a végső és a kezdeti C/N arány hányadosaként határoztam meg: Yamagata komposztjánál 0,73, Shimoduma komposztjánál 0,53. A C/N arány csökkenése a kétféle eljárásnál közel azonos módon változott. A kezdeti különbség az aktív levegőztetett komposztálási technológiában (Yamagata) végig megmaradt (70 nap), ami azonos anyagátalakulási folyamatokra utal. A prizmás eljárás (Shimoduma) során viszont a komposztálás ennyi idő alatt nem fejeződött be, majd a további 50 nap alatt a C/N arány fokozatosan csökkent és a folyamat végére elérte a Yamagata komposztét, de ehhez 2-szer akkora időre volt szükség. E vizsgálatokból megállapítható, hogy a C/N arány a folyamatok jellegére nem ad elegendő információt.

A szénforgalom alapján tett megállapításaim összhangban vannak a *nitrogénforgalomban* bekövetkezett változásokkal. Az aerob folyamatokra a nitrifikáció, míg az anaerobokra az ammonifikáció a jellemző. Az aktív levegőztetett eljárásnál az oxidatív körülmények hatására a kezdeti magas ammónia koncentráció gyorsan lecsökkent, még hozzá olyan mértékben, hogy hígtrágya hozzáadásával pótolni kellett a nitrogénhiányt, de ezzel párhuzamosan a széntartalom is növekedett. Ez nem csak a nitrogénre vonatkozott, hanem az intenzív exoterm biokémiai folyamatok következtében a rendszer felmelegedett, aminek következtében a párolgás és a levegőztetés hatására lecsökkent a nedvességtartalom az optimális érték alá, ezért azt is ki kellett egészíteni. Ezt egy lépésben oldották meg a hígtrágyával. Természetesen, ezek után az ammóniakoncentráció ismét nőtt, de a komposztálás végére újra lecsökkent. Ezzel szemben a nitráttartalom fokozatosan növekedett és az utolsó 10 napban ugrásszerűen megnőtt. Ezek a változások is egyértelműen az aerob jellegre utalnak.

Ha ugyanezeket a paramétereket megvizsgáljuk a prizmás komposztálásnál, az ammónia és a nitrát kapcsolata egész más jelleget ölt. A szemiaerob jellegből adódóan itt mind az ammónia, mind a nitrát koncentrációja a folyamat során végig növekszik.

A nitrogénformák változásának nyomon követése a kétféle komposztálási eljárás során alátámasztják a respirációs méréseknél tett megállapításomat. Az  $\text{NH}_4^+$ -N és az  $\text{NO}_3^-$ -N koncentráció változásainak együttes vizsgálata alapján nagy valószínűséggel meghatározható a komposztálási technológia, és az  $\frac{\text{NH}_4^+ - \text{N}}{\text{NO}_3^- - \text{N}}$  hányados értéke alapján következtethetünk a komposzt érettségére. Az aktív levegőztetett eljárásnál ez az érték 1-2 körüli, míg a prizmás komposztálásnál ez >1-2.

A *pH*, a *vezetőképesség* és a *nedvességtartalom* a komposztok minőségére, kivéve az extrém eseteket, nem adnak számottevő információt, mivel ezek értéke a kész komposztoknál is korrigálható. A komposztálás folyamatára utalnak, de az eltérő technológiákra már nem adnak elegendő információt.

Ha a kész komposztokat érettségük, stabilitásuk alapján akarjuk minősíteni, véleményem szerint a kémiai vizsgálatok nem elegendőek. Ezeket jól kiegészítik a biológiai vizsgálatok. Én is elvégeztem a *csírázási index* (GI) meghatározását, ami alátámasztotta eddigi megállapításaimat. Az aktív levegőztetett eljárásnál kapott Yamagata komposzt csírázási indexe 47% volt a gyártás végén, míg a prizmás technológiával előállított Shimoduma komposztnál ugyanez az érték csak 23% volt.

Mindkét komposzt kereskedelmi forgalomba került, de mint látható, az érési folyamatok még egyik esetben sem fejeződtek be.

## **5.2. Szerves anyagok biológiai bontásának gyorsítása hőkezeléssel**

A zöld növényi nyesedékek komposztálása a nagy mennyiségben jelenlevő, különböző szerkezetű és molekulatömegű cellulóz és lignin tartalom miatt sok esetben nagyon elhúzódó. Éppen ezért ebben a kísérletben nem a fű, fenyő és dió nyesedék komposztálási folyamatait vizsgáltam, hanem arra kerestem a választ, hogy magas hőmérsékleten (207 °C) és nagy nyomáson (1,7 MPa) ha előkezeljük a mintákat, a talajba közvetlenül kijuttatva a kezelés hatására milyen humifikációs és mineralizációs folyamatok játszódnak le. Elhagyható-e a komposztálás?

A vizsgálatokat hasonlóan a komposztálási technológiáknál alkalmazott szén- és nitrogénforgalmi paraméterek vizsgálatára építettem, kiegészítve biomassza szén és nitrogén, valamint vízoldható szerves szén (TOC) és nitrogén vizsgálatokkal.

A kezeletlen mintákat összehasonlítva a diónak volt a legmagasabb a cellulóz és a lignin tartalma, míg a fűnél a cellulóz, a fenyőnél a lignin volt a legkisebb. A kezelés hatására a nedvességtartalom és a cellulóz minden esetben lecsökkent, míg a lignintarta-

lom össz tömegre vonatkoztatva nőtt. Ezek az adott vegyületek szerkezetével és ebből adódó hidrolízisükkel függnek össze.

A *szénformák* változásainak vizsgálatánál a két fa esetében hasonló tendenciát mutatott a biomassza szén, a vízdoldható szén és a respiráció. A kezelés hatására a vízdoldható szerves szén mennyisége megnőtt, ami a hidrolízis alapján várható is volt. A vízgőz hatására hidrolizálódó anyagok miatt új funkciós csoportok válnak szabaddá, ami a további bomlást megkönnyíti a talajban. A vízdoldható szerves szén mennyisége arányos a respirációval, amit a kísérlet igazolt is. Mindkét fa esetében a respiráció a 4., a TOC koncentrációja a 7. héten vált azonossá a kezeletlen mintákéval. A kontroll talaj minden esetben kisebb értékeket mutatott. A biomassza szén esetében mindkét fánál 1 hét után a kezelés hatására egy maximum érték adódott, ami a következő héten gyorsan lecsökkent a kezeletlen minta szintjére, majd utána a csökkenések már azonos módon történtek. A biomassza szén koncentrációja, ami lényegében a mikrobák mennyiségére utal, a fák esetében közel azonos volt. Ez azt jelenti, hogy mind a fenyő, mind a dió a biológiai életre hasonló hatással van. A kezelések hatására a mikrobák számára könnyen felvehető szénformák keletkeztek, ezáltal gyors szaporodásnak indultak, majd miután a szénformák mennyisége és utánpótlása lecsökkent, a mikrobiális-C volumene is hasonlóan változott.

A fű esetében más volt a helyzet. A vízdoldható szerves szén mennyiségében itt is érvényesült a kezelés hatása, de itt már nem volt olyan egyértelmű az összefüggés a TOC és a respiráció között. A respiráció vonatkozásában a kezelés hatása nem jelentkezett. Szinte azonos volt a kezelt és kezeletlen minta respirációja – fokozatosan csökkent. A biomassza szén esetében a kezeletlen minta indult egy magas értékről és szinte lineárisan csökkent, míg a kezelés hatására valószínűleg inhibitor jellegű vegyületek (alkohol, aldehid, furán- és fenol származékok) is keletkeznek, melyek bomlása után indulhat csak be a biomassza növekedése. A 2. hétre már túl is szárnyalta a kezeletlen mintáét, majd vele párhuzamosan csökkent. A mérésekből megállapítható, hogy a fű esetében mért szénformák mennyisége 2-3-szorosa a fákénak.

A szénformák vizsgálati eredményeiből kitűnik, hogy a fű esetében nincs jelentősége a kezelésnek, míg a fák esetében érdemes ezt alkalmazni. A degradációs folyamatokat a fák esetében növelni lehet és kell is nitrogénpótlással (ezt a kísérlet második része alátámasztja), ezáltal a C/N arány csökkenne.

A *nitrogénformák* vizsgálatánál már a kiindulási állapot alapján eltérések voltak várhatók a fű és a fák között, mivel a fű alapállapotban 5-6-szor több nitrogént tartal-

maz, mint a fák. Ammónia vonatkozásában a fák esetében semmi változás nem történt a kezelés hatására, sőt a kontrollal azonos eredményt kaptam. Ezzel szemben a fűnél a kezeletlen minta magasabb értékről indul, majd a 4. héttől azonossá vált a kezeletlenel és a kontrollal. A nitrát vizsgálata során a kezelés hatására a nitrifikáció gátlódott mindhárom növényi mintánál, sőt a fáknál a kezeletlen minták is hasonlóan viselkedtek. Valószínű, hogy olyan inhibitor anyagok szabadulhattak fel, melyek a mineralizációt gátolták. A fű esetében a kezeletlen mintánál a mineralizáció beindult és jelentős nitrátprodukciónak lépett fel, ami a 4. héttől lassan csökkent.

A biomassa nitrogén tekintetében a kezelés negatív hatással volt mindhárom esetben, míg a vízoldható szerves nitrogén esetében a fűnél gátlást váltott ki, míg a fáknál nem volt jelentős különbség.

A nitrogénformák vizsgálata alapján megállapíthatom, hogy a füveknél nem célszerű a hőkezelést alkalmazni, míg a fák vonatkozásában közömbös. Az utóbbiak esetében ez eredendően az alacsony nitrogén koncentrációval függhet össze.

A kémiai vizsgálatok eredményeinek megerősítésére elvégeztem a csírázási index (GI) vizsgálatát is. A kezeléseket után, mint ahogy az várható is volt, maximális gátlást tapasztaltam, viszont a kezelt minták mindhárom esetben a 4. hétre már túlszárnyalták, mind a kontrollt, mind a kezeletlen mintát. A kísérlet végére minden esetben közel azonosra váltak az értékek, habár a kontroll mindenütt valamivel magasabb volt.

Ennél a kísérletnél is mértem a keletkezett *karbonsavak* koncentrációját. A kezelés hatására mindhárom mintánál csökkent a pH, ami összefügghet a keletkezett karbonsavakkal. A diófa és a fenyő esetén a kezelés hatására jelentős mértékű növekedés volt tapasztalható a hangyasav és ecetsav koncentrációjában. A fűnél a tejsav mennyisége nőtt a kezelés után. Ezek az értékek a kísérlet végére jelentős mértékben lecsökkentek. A 7. héten már csak a tejsav a fűnél és a fenyőnél, illetve a diónál az ecetsav maradt meg néhány mg-os mennyiségben. E mérések is azt igazolják, hogy a lebontó folyamatok során minden esetben kell számolni karbonsavak keletkezésével.

Ha összevetem a szén- és nitrogénformák változását a kezelt és a nem kezelt mintákban, akkor a szénforgalom alapján véleményem szerint a fanyesedékek esetében a komposztálás kiváltható a hőkezeléssel, a fű esetében nincs értelme, de szükséges a nitrogénhiányt pótolni.

### 5.3. Különböző összetételű komposztok anyagátalakulási folyamatai aerob és anaerob feltételek között

Vizsgálataimhoz háromféle azonos eljárással, de különböző kiindulási anyagokból előállított komposztot használtam fel. A komposztokat talajjal kevertem össze és aerob valamint anaerob körülmények között vizsgáltam a szén- és nitrogénforgalmukat. Az aerob és anaerob összehasonlítás azért volt lényeges, mert a talajban folyamatosan száradási és nedvesedési ciklusok játszódnak le és ennek következtében a komposzt kijuttatása után a rendszer aerob, szemiaerob és anaerob fázisba megy át, ami a redoxi viszonyokban jelentős változásokat idézhet elő.

A *szénforgalom* vonatkozásában vizsgáltam a  $\text{CO}_2\text{-C}$  és a  $\text{CH}_4\text{-C}$  keletkezését aerob és anaerob körülmények között. A respiráció tekintetében aerob körülmények között első rendű, lineáris görbéket kaptam, ahol a görbék meredeksége utalt a légzés intenzitására. Ez alapján a főleg trágyából és élelmiszeripari hulladékból készült komposzt (B) adódik a legkevésbé érettnak. A trágyából és fanyesedékből készült komposzt (C) vizsgálatánál a 2. héten volt egy kisebb mértékű metántermelés, ami a komposzt éretlenségére utal, viszont ez a respiráció mérésénél nem jelentkezett. Ezt leszámítva az irodalmi adatok alapján várt eredmények adódtak:  $\text{CO}_2\text{-C}$  képződés nő,  $\text{CH}_4\text{-C}$  termelés nincs, vagy minimális.

Anaerob körülmények között mindhárom komposztnál az első 4 hétben volt kis mértékű széndioxid produkció, ami a 6. héttől leállt. A görbék alakja hasonló, ami azonos folyamatokra utal (erjedés), de a nagyságban eltérés van. Ez alapján a C típusú komposztnál volt a legintenzívebb a folyamat, ami a kisebb érettségre utal. Ugyanezen körülmények között a metántermelés éppen fordítottja volt a  $\text{CO}_2$  képződésnek, ami szintén összhangban van az irodalmi adatokkal.

Ha összehasonlítjuk az aerob és anaerob folyamatok során kapott gázvizsgálati eredményeket, a több szerző által javasolt  $\text{CO}_2$  mérés alapján nem kapunk egyértelmű összefüggést a respiráció és az érettség kapcsolatára. E vizsgálat alapján a B jelű komposzt tűnik a legkevésbé érettnak, míg mind az aerob és anaerob  $\text{CH}_4\text{-C}$  keletkezés és anaerob  $\text{CO}_2$  produkció alapján a C jelű. Ezek az eredmények azt sugallják, hogy a paraméterek önmagukban történő vizsgálata nem elegendő a komposztok érettségének megállapítására, több mutató párhuzamos mérésére van szükség.

Vizsgálataim szerint a vízoldható szerves széntartalom (TOC), ami a könnyen mobilizálható szén frakció, összefüggésben van a légzéssel, ezáltal pedig a komposzt

stabilitásával. Ezt látszik igazolni a TOC koncentrációjának alakulása is, ami összhangban van a gázfejlődésekkel, mind a széndioxid, mind a metán tekintetében. A TOC mennyiségi változásának a sebessége igazolja az aerob folyamatok gyorsabb reakcióját is.

A három különböző komposzt szénformáinak vizsgálati eredménye alapján egyértelmű a különbség a komposztok érettségében. Ezt alátámasztják a respirációs vizsgálatok mind aerob és anaerob körülmények között, ahol egyértelműen látható a *C* jelű komposzt legkisebb érettsége. Az elvégzett mérések alapján az derül ki, hogy nincs szükség a respirációs vizsgálatok elvégzésére, ezt kiválthatja a vízdoldható széntartalom (TOC) meghatározása.

A *nitrogénformákban* bekövetkezett változás teljesen összhangban van a C/N aránnyal. Aerob viszonyok között, ahol ez az érték a legkisebb (*C* komposzt: 11,8), ott a legnagyobb a szerves nitrogén mennyiségének a változása, ahol ez a hányados nagy, ott gyakorlatilag a folyamat során alig történik változás. Ez összhangban van az érettséggel is. A nitrát koncentráció mérése alapján a C/N arányt nagysága alapján rangsorolni lehet.

Anaerob körülmények között már nem ennyire egyértelműek az összefüggések. A nagyobb C/N aránnyal rendelkező komposztok esetében nincs jelentős változás, szinte a kontroll talajban nagyobb mértékű átalakulások mennek végbe mind  $\text{NH}_4^+$ -N, mind  $\text{NO}_3^-$ -N vonatkozásában. A kisebb C/N arányú *C* komposzt viszont eltér az eddigiektől. Anaerob körülmények között egymást követve a nitrifikáció és az ammonifikáció is lejátszódik. Ez is a komposzt instabil természetére utal.

A nitrogénforgalomban bekövetkezett változások nem mutatnak olyan egyértelmű összefüggéseket, mint a szénforgalom esetén, de a komposztok eltérő stabilitása itt is lemérhető.

A *pH* és a *vezetőképesség* változásának a mérése az adott komposztok esetében nem ad elegendő információt az eltérő minőségre. Mérésük mégis szükséges, mivel már többször előfordult, hogy a komposztkeverékek nedvességtartalmának beállítása magas sótartalmú és lúgos kémhatású vízzel történt.

Az aerob és anaerob körülmények között végzett szén- és nitrogén anyagforgalom vizsgálatok alapján egyértelműen utalhatunk a komposztok érettségére, stabilitására, közvetve a minőségére, de sok esetben elegendő csak az összes oldott szerves szén vizsgálata.

#### 5.4. Új tudományos eredmények

1. A prizmás komposztálási technológiával előállított szerves anyag gyengébb minőségű (kevésbé érett és stabil), mint az aktív levegőztetett eljárás során létrehozott.
2. Fanyesedék hulladékok esetében a hőkezelés kiválthatja a komposztálás folyamatát. Ez költségmegtakarítást jelenthet. A füveknél e módszer alkalmazása nem vezetett eredményre.
3. A komposzt minősítésénél célszerű minőségi osztályokba sorolni a készterméket, mivel a kiindulási anyagok különbségeit a feldolgozási technológia nem tudja kompenzálni.
4. Összefüggés mutatható ki a vízdoldható szerves széntartalom és a  $\text{CO}_2\text{-C}$  között. Ennek minél szorosabb korrelációja jó mutatója a komposztálás sikerének.
5. Az  $\frac{\text{NH}_4^+ - \text{N}}{\text{NO}_3^- - \text{N}}$  paramétert célszerű alkalmazni a komposzt minősítésénél. Ha ez az érték kicsi ( $\sim 2$ ), akkor jó minőségű a komposzt. Ha értéke nagy, akkor a komposzt gyengébb minőségű, mivel a nitrifikáció feltételei hiányosan teljesültek.
6. A C/N arány a mineralizáció potenciáljára utal. A  $\frac{\text{vízdoldható C}}{\text{mineralizálható N}}$  aránnyal jobban jellemezhető a komposztálás kémiai feltétele.
7. A kis molekulatömegű karbonsavak mérésével összehasonlíthatók a komposztálási technológiák.
8. Mérések bizonyítják, hogy a kiindulási anyag pH-ja befolyásolja a végtermék nitrogéntartalmát. Minél alacsonyabb a pH, annál több nitrogén kötődik meg  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  formában a részben humifikálódott szerves anyagon.
9. A vizsgálati eredmények szerint célszerű a komposztot a mineralizáció befejezése után minél hamarabb kijuttatni, mivel az anyagátalakulási folyamatok nem fejeződtek be. A tárolás során nitrogénveszteséggel kell számolni.

#### 5.5. Az eredmények gyakorlati hasznosíthatósága

Az önkormányzatok, valamint azok a szennyvíztisztító telepek, amelyek komposztálással oldják meg a szerves anyag mezőgazdasági hasznosítását, a beruházásokhoz pályázati pénzeket vesznek igénybe. A megvásárolt komposztálási technológia sok esetben kevésbé igazodik a hulladék szerves anyag tulajdonságaihoz. A kísérletek azt bizonyítják, hogy megfelelő hatékonyság akkor jön létre, ha a komposztálandó hulladék szerves

anyaga és a technológia összhangban van egymással. A vizsgálatok arra hívják fel a figyelmet, hogy célszerű a technológiához kialakítani a hatékony szubsztrát keveréket. A nagyobb nedvességtartalmú keverékek sikeresebben komposztálhatók aktív levegőztetéssel. Ha a szerves hulladék összetétele (fű-, fanyesedék arány) változó, a prizmás komposztálást célszerű alkalmazni, mivel a komposztálás folyamatában menet közben módosításokat lehet végrehajtani.

A keresztény kultúrkörben karácsony után nagy mennyiségű fenyő hulladék keletkezik. Ennek feldolgozása többféle módon történhet. Egyik lehetséges eljárás lehet, ha a felaprított fenyőt nyomás alatt vízgőzzel kezeljük az erre kialakított berendezésben, ami megfelel egy közepes nyomáson történő nedves oxidációs eljárásnak, amit a hulladékkezelésben elterjedten alkalmaznak. Az így keletkezett anyag közvetlenül talajba keverve gyorsabban bomlik, mint a kiindulási anyag. Kisebb nyomáson és alacsonyabb hőmérsékleten végezve a kezelést, a folyamat során kapott anyag rövidebb idő alatt elkomposztálható.

A komposztálási technológiáknál az a cél, hogy minél rövidebb idő alatt, minél jobb minőségű komposztokat állítsunk elő. Ebből adódóan a különböző kiindulási anyagokból és eltérő technológiával készült komposztok minősége nagyon heterogén, ezért nagyon fontos szempont azok egységes minősítése. A komposztok minősítésénél rendszerint a száraz és szerves anyag tartalmat, C/N arányt és a tápanyag mennyiségét vesszük számításba. A helyesebb megítélés megkövetelné a vízdoldható szerves széntartalom, a respiráció és a csírázási index paraméterek meghatározását is. Méréseim szerint a  $\frac{\text{vízdoldható C}}{\text{mineralizálható N}}$  aránnyal jobban jellemezhető a komposztálás kémiai feltétele, mint a C/N aránnyal.

## 6. ÖSSZEFOGLALÁS

A szerves hulladékok hasznosításának egyik legelterjedtebb eljárása a komposztálás. A világon többféle technológia került kidolgozásra. A szerves anyag tulajdonságaihoz igazodva kell a módszereket megválasztani, mivel a végtermék minősége függ a kiindulási anyagkeveréktől, az alkalmazott eljárásoktól és a kettő kölcsönhatásától. A dolgozatban a C-N formák változásain keresztül hasonlítottam össze két technológiát, mértem három komposzt talajbani reakcióit, valamint azt vizsgáltam, lehet-e helyettesíteni a biodegradációt fizikai beavatkozással.

### 6.1. Technológiai minősítési kutatások

Magyarországon jelenleg két komposztálási technológia a meghatározó:

- prizmás és
- aktív levegőztetett komposztálás.

A két technológia közötti különbséggel, a komposztálás idejével, költség alakulásával, helyigényével, beruházás-igényével több munka is foglalkozik. Kevesebb a vizsgálati eredmény a végtermék összehasonlításában. A kész komposztok minőségi különbsége nem érhető meg az anyagátalakulási folyamatok, konkrétan a C-N forgalom elemzése nélkül. A szénvegyületek átalakulási folyamatait – összes C, CO<sub>2</sub>, – karbonsavak (hangyasav, ecetsav, citromsav, tejsav, valeriánsav) mérésével követtem nyomon.

A nitrogénvegyületek változásainak elemzésére a következő nitrogénformákat mértem: összes N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N. A technológiák összehasonlításakor vizsgáltam: a csírázási index, az összes só, a pH paramétereket is.

A két technológia az anyagátalakulási folyamatok tekintetében a következőkben leírtak alapján különbözik egymástól.

Az *aktív levegőztetett rendszer* jobb levegő-ellátottságot biztosít. Ennek következménye, hogy rövidebb idejű a komposztálás (kb. fele), a könnyen bomló szén nagyobb hányadban távozik CO<sub>2</sub> formában a légtérbe. A karbonsavak mennyisége kicsi, a magvak csírázását gátló körülmények alig érvényesülnek. Az  $\frac{\text{NH}_4^+ - \text{N}}{\text{NO}_3^- - \text{N}}$  arány kicsi, vagyis biztosított a nitrifikáció lezajlása.

A *prizmás komposztálás* során az anyagátalakulási folyamatok szakaszosak. Ennek az az oka, hogy a szálas, levegőzöttséget biztosító cellulóz egy része mineralizálódik, a kazal bezömül, a levegő kiszorul. Ezt jól jelzi a respiráció kisebb

sebessége, a karbonsavak nagyobb koncentrációja, valamint az  $\frac{\text{NH}_4^+ - \text{N}}{\text{NO}_3^- - \text{N}}$  arány, mely

többszöröse az aktív levegőztetett módon előállított komposztnak. A karbonsavak és a magasabb mineralizálható hányad bomlása révén elhúzódó respiráció lerontja a csírázási % -ot is.

A két technológia végterméke abban tér el egymástól, hogy a kiindulási paraméterek gyorsabban és nagyobb mértékben változnak az aktív levegőztetett rendszerénél. A prizmás komposztálásnál az anyagátalakulás szakaszos. Az aerob szakaszok közé anaerob szakaszok iktatódnak, mely megnöveli a kevésbé humifikálódott frakció részarányát.

## **6.2. A C-N formák átalakulásának vizsgálatához végzett kísérletek**

A hulladékok szerves anyagaiból a legtöbb esetben nem állítható össze olyan komposztálódni képes keverék, amelyben elegendő a biológiailag lebontható hányad. A fás növények hulladéka (faforgács, ágak), valamint az előregedett lágyszárú növények nagyobb arányú lignintartalommal, kisebb mennyiségű zsírral, cukorral és fehérjével rendelkeznek. Ezt még fokozza, ha glükozidok, alkaloidák, vagy egyéb olyan mikrobiális anyagok kerülnek az anyagkeverékbe, amelyek az enzimes lebontást késleltetik, lelassítják (pl. diólevél, gyantát tartalmazó fűrészpor stb.). Ilyen esetben szükség lehet olyan fizikai beavatkozásokra, amelyek megváltoztatják a szénformák arányait, a cellulózrostok felületének elektromos töltését, vagyis megbontjuk a cellulóz, lignin, egyéb szerves vegyületek kémiai stabilitását.

A forró víz képes a holocellulóz átalakítására, vagyis a szénhidrátok oldhatósági viszonyainak megváltoztatására. Fű, fenyő és dió esetében végeztem vizsgálatokat oly módon, hogy a kezelt szubsztrátot talajhoz kevertem. A talaj mikrobaközössége által létrehozott változásokat kémiai paraméterekkel követtem nyomon.

A szénforgalmat a következő mutatók változása jelezte: összes szén, biomasz szén, vízdoldható szén, respirációs szén. A nitrogén átalakulásokat: összes nitrogén, biomasz nitrogén, vízdoldható nitrogén, mineralizálható nitrogén,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ .

A vizsgálatok szerint a cellulóztartalom a forró vizes kezelés hatására csökkent, viszont a könnyen mobilizálható szénhányad növekedett. A fahulladék esetében a vízdoldható széntartalom változását követi a respiráció. A fűnél ez a kapcsolat gyenge. Ez a cellulóz szerkezeti különbségével és a fű alacsonyabb C/N arányával magyarázható.

A fű és a fahulladékok közötti eltérés különösen szembetűnő a nitrogénformák esetében. A fűben lévő nitrogén zömmel mobilizálható.  $\text{NH}_4^+$ -N-ben nincs különbség, a  $\text{NO}_3^-$ -N ellenben magas a fűnél.

Az alacsony  $\text{NH}_4^+$ -N arra mutat, hogy a nitrifikáció feltételei adottak.

### **6.3. Komposzt hatása a homoktalaj C-N forgalmára**

A komposztok talajtermékenységben betöltött szerepének vizsgálatára legalkalmasabbak a homoktalajok. A talaj-komposzt kölcsönhatást optimális nedvességtartalomnál lehet mérni. Több információt ad az a vizsgálat, amikor a homoktalajt vízhiányos, vagy telített állapotban mérjük, mivel a homok szélsőséges vízgazdálkodású – gyorsan telítődik és gyorsan ki is ürül. Kísérletek bizonyítják, hogy telített állapotban a szerves anyaggal dúsított homok redoxpotenciálja lényegesen lecsökken a kontrollhoz képest, mivel a maradék oxigént elvonja a szerves anyag bomlása.

Az alacsony nedvességtartalmú homok esetében a szerves anyag képes nitrogént szolgáltatni, mivel a mineralizáció hőmérsékletfüggése realizálódik.

A homoktalaj-komposzt kölcsönhatását szénforgalmi vizsgálatokkal követtem nyomon. Inkubációs kísérletben mértem a szénformák közül a  $\text{CO}_2$ -C-ot,  $\text{CH}_4$ -C-t, vízdoldható szént. A nitrogénformák közül a  $\text{NO}_3^-$ -N-t és  $\text{NH}_4^+$ -N-t, az alapvizsgálatok közül az EC-t és a pH-t.

Vizsgálati eredményeim szerint a legmagasabb vízdoldható széntartalmat abból a komposztból mértem, amelyet zömmel állati trágyából (78%-os) állítottam elő. Ez a komposzt rendelkezett a legnagyobb nitrogéntartalommal is.

A  $\text{CO}_2$ -C és a  $\text{CH}_4$ -C mérések jól jelzik az anaerob és aerob viszonyok hatását.  $\text{CO}_2$ -C fejlődés kumulatív értékei aerob körülmények között lineáris függvénnyel leírhatók. A  $\text{CH}_4$ -C fejlődés aerob feltételek mellett csak az inkubáció kezdeti szakaszaiban jelentős.

Anaerob körülmények között a  $\text{CH}_4$ -C értékei kifejezettebben utalnak a komposztok különbségére, mint a  $\text{CO}_2$ -C görbék.

Aerob körülmények között homoktalajban a  $\text{NH}_4^+$ -N forma 1/10-e a  $\text{NO}_3^-$ -N formának. Anaerob viszonyok esetében közel azonosak a mennyiségek. Aerob viszonyoknál  $\text{NH}_4^+$ -N és  $\text{NO}_3^-$ -N időben eltolódva adnak maximum görbéket, anaerob körülmények esetében nem fedezhető fel semmilyen törvényszerűség a két forma egymáshoz való viszonyában.

## 7. SUMMARY

Composting is one of the most widespread methods for the utilization of organic wastes. Several technologies are used in the world. The actual method must be selected in view of organic matter properties as finished product quality depends on the starting mix of materials, the applied method and their interaction. During the elaboration of the thesis I compared the two technologies through the changes of C-N forms, measured the reactions of three composts in the soil and examined whether biological degradation can be replaced with some physical intervention.

### 7.1. Technology assessment research

Hungary's two most widespread composting technologies are as follows:

- prism composting, and
- active aeration composting.

Numerous papers deal with such issues as the difference between the two technologies and with the duration, expenses, space requirement and investment demand of composting. Fewer test result comparisons are available for the finished products. The quality differences between the finished composts cannot be understood without the analysis of the material transformation processes and, in particular, the C-N turnover. I followed the transformation processes of the C compounds through the measurement of total C, CO<sub>2</sub> and carboxylic acids (formic acid, acetic acid, citric acid, lactic acid, valeric acid).

For the analysis of N compound changes, I measured the following nitrogen forms: total N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N. At the time of comparing the technologies I also examined such parameters as germination index, total salt and pH.

In terms of material transformation processes, the two technologies show the following differences.

The *active aeration system* provides a better air supply. As a result, composting is shorter (about half) in duration and a greater share of the easily degradable C leaves for the atmosphere in the form of CO<sub>2</sub>. The volume of carboxylic acids is low and the conditions inhibiting seed germination can be hardly felt either. As the  $\frac{\text{NH}_4^+ - \text{N}}{\text{NO}_3^- - \text{N}}$  ratio is small, there is ground for nitrification.

In the case of *prism composting* the material transformation processes are intermittent. The reason is that a part of the fibrous cellulose ensuring air permeability becomes mineralized and thus the compost pile flattens and the air is displaced. This is clearly indicated by the lower rate of respiration, the higher concentration of carboxylic acids and the  $\frac{\text{NH}_4^+ - \text{N}}{\text{NO}_3^- - \text{N}}$  ratio, which is several times greater than for the composts made with active aeration. The respiration, which is delayed due to the degradation of carboxylic acids and the greater volume of mineralizable part, leads to a poor germination percentage.

The finished products of the two technologies differ in that the initial parameters show a quicker and greater change in the case of active aeration. Material transformation is intermittent in prism composting. The aerobic phases are interrupted by anaerobic phases leading to a rising share of the poorly humified fraction.

## **7.2. Tests performed for the transformation study of C-N forms**

In most cases the organic matter of wastes is unsuitable for the preparation of a compost mixture with a sufficient content of biologically degradable parts. The tree wastes (wood shavings, branches) and the old soft-stemmed plants have a higher lignin content and lower levels of fat, sugar and protein. The situation is further aggravated if such glucosides, alkaloids or other microbial substances make part of the mix of materials that delay or slow down the process of enzymatic degradation (e.g. walnut tree leaves, sawdust with resin content, etc.). In this case such physical interventions may be required that will change the ratios of C forms and the electric charge on the surface of cellulose fibers i.e. disturb the chemical stability of cellulose, lignin and other organic compounds.

Hot water is able to transform holocellulose i.e. to change the solubility conditions of carbohydrates. I tested grass, pine and walnut by mixing the treated substrate with soil. I used chemical parameters to follow the changes caused by the soil microbes.

C turnover was shown by the change of the following indicators: total C, biomass C, water-soluble C, respiratory C. At the same time, N transformation was indicated by total N, biomass N, water-soluble N, mineralizable N,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ .

According to my tests, the hot water treatment reduced the cellulose content but increased the easily mobilizable C part. In the case of tree wastes the respiration follows

the change in water-soluble C content. This correlation is weak for grass. It can be explained with the structural differences of cellulose and the lower C/N ratio of grass.

The difference between grass and tree wastes is particularly striking in the case of N forms. Most of the N content of grass is mobilizable. There is no difference for  $\text{NH}_4^+$ -N but  $\text{NO}_3^-$ -N is high in grass.

The low level of  $\text{NH}_4^+$ -N indicates that the conditions of nitrification are given.

### **7.3. The impact of composts on the C-N turnover of sandy soils**

The role of composts in soil fertility can be best examined on sandy soils. The soil – compost interaction can be measured at optimum level of humidity. More information can be obtained from the study when sandy soil is measured in water-deficient or water-saturated conditions as sand has extreme water management properties including quick saturation and quick drying out. Experiments prove that, under water-saturated conditions, the redox potential of sand enriched with organic matter is substantially lower than that of the control because the remaining oxygen is used for organic matter degradation.

In the case of water-deficient sand the organic matter is able to supply N as a result of the temperature dependency of the mineralization process.

I used C turnover tests to follow the sandy soil – compost interaction. In an incubation experiment I measured such C forms as  $\text{CO}_2$ -C,  $\text{CH}_4$ -C and water-soluble C, such N forms as  $\text{NO}_3^-$ -N and  $\text{NH}_4^+$ -N, and such base values as EC and pH.

According to my test results, the highest water-soluble C content was found in a compost made mostly (78%) from animal manure. Also, this compost had the highest N content.

The  $\text{CO}_2$ -C and  $\text{CH}_4$ -C measurements clearly indicate the impacts of anaerobic and aerobic conditions. The cumulative values of  $\text{CO}_2$ -C development can be described with a linear function under aerobic conditions.

Under aerobic conditions  $\text{CH}_4$ -C development is significant only in the initial phases of incubation.

Under anaerobic conditions the  $\text{CH}_4$ -C values represent a stronger reference to differences between composts than the  $\text{CO}_2$ -C curves.

Under aerobic conditions, in sandy soil, the  $\text{NH}_4^+$ -N form accounts for one-tenth of the  $\text{NO}_3^-$ -N form. Under anaerobic conditions the quantities are very similar. Under

aerobic conditions  $\text{NH}_4^+$ -N and  $\text{NO}_3^-$ -N produce maximum curves with a time shift, while under anaerobic conditions no such rule can be identified in the relationship between the two forms.

## FELHASZNÁLT IRODALOM

### A felhasznált szakirodalom jegyzéke

1. AGBIM, N. N. – SABEY, R. B. – MARKSTROM, D. C. (1977): Land application of sewage sludge: Carbon dioxide production as influenced by sewage sludge and wood waste mixtures. *Journal of Environmental Quality*, **6**: 446-451. p.
2. ALEKSZA L. – DÉR S. (1998): A komposztálás elméleti és gyakorlati alapjai. Bio-Szaktanácsadó Bt., Gödöllő, 136. p.
3. ANDERSON, J. M. – INGRAM, J. S. I. (1993): (Eds): *In: Tropical Soil Biology and Fertility: A handbook of methods*, second edition. C.A.B. International, U.K., 221. p.
4. ANDERSON, T. H. – DOMSCH, H. K. (1985a): Maintenance of carbon requirements of activity-metabolizing microbial populations under in situ conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, **17**: 197-203. p.
5. ANDERSON, T. H. – DOMSCH, H. K. (1985b): Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in dormant state. *Biology and Fertility of Soils*, **1**: 81-89. p.
6. ANDERSON, T. H. – DOMSCH, H. K. (1986): Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **149**: 457-468. p.
7. ANDERSON, T. H. – DOMSCH, H. K. (1993): The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effect of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 25, Issue 3, March 1993., 393-395. p.
8. ANDRIANO, D. C. – CHENG, A. C. – PRATT, P. F. – SHARPLESS, R. (1973): Effect of soil application of dairy manure on germination emergence of some selected crops. *Journal of Environmental Quality*, **2**: 396-399. p.
9. ÁRVAI J. (szerk.) (1993): Hulladékgazdálkodási kézikönyv. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 550. p.
10. BANGER, K. C. – YADAV, K. S. – MISHRA, M. M. (1985): Transformation of rock phosphate during composting and effect of humic acid. *Plant Soil*, **85**: 259-266. p.

11. BANGER, K. C. – SHANKAR, S. – KAPOOR, K. K. – KUKREJA, K. – MISHRA, M. M. (1989): Preparation of nitrogen and phosphorus-enriched paddy straw compost and its effect on yield and nutrient uptake by wheat (*Triticum aestivum* L.). *Biol. Fertil. Soils*, **8**: 339-342. p.
12. BANNICK, C. G. (1988): Untersuchungen über den Stickstoffeinbau in die Huminstoffmatrix während der Kompostierung in einem Laborkomposter. *Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft*, **56**: 119-123. p.
13. BANNICK, C. G – ZIECHMANN, W. (1991): Huminstoffbildung während der Kompostierung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkund*, **154**: 233-236. p.
14. BARBARIKA, A. – SIKORA, L. J. – COLACICCO, D. (1985): Factors affecting the mineralization of nitrogen in sewage sludge amended soil. *Soil Science Society of America Journal*, **49**: 1403-1406. p.
15. BARÓTFI I. (2000): Környezettechnika. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 747. p.
16. BAVER, L. I D. – GARDNER, W. H. – GARDNER, W. R. (1972): Soil physics. 4<sup>th</sup> ed. Wiley, New York, 498. p.
17. BENEDEK P. (szerk). (1990): Biotechnológia a környezetvédelemben. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 222-236. p.
18. BILITEWSKI, B. – HÄRDLE, G. – MAREK, K. (2000): Abfallwirtschaft Handbuch für Praxis und Lehre 3., neubearbeitete Auflage Springer Verlag. Stuttgart. 729. p.
19. BISWAS, D. R. – NARAYANASAMY, G. (2002): Mobilization of phosphorus from rock phosphate through composting using crop residue. *Fertilizer News*, **47(3)**: 53-56. p.
20. BOUDOT, J. P. (1992): Relative efficiency of complexed aluminium, noncrystalline Al hydroxide, allophane and imogolite in retarding the biodegradation of citric acid. *Geoderma*, **52**: 29-39. p.
21. BREBURDA, J. (1969): Kleines Lehrbuch der Bodenkunde. DLG-Verlag, Frankfurt am Main, 176 p.
22. BRINTON, W. F. Jr. (1985): Nitrogen response of maize to fresh and composted manure. *Biological Agriculture and Horticulture*, **3**: 55-94. p.
23. BRINTON, W. F. (1998): Volatile organic acids in compost: production and odorant aspects. *Compost Sci. Util.*, **6**, 75-82. p
24. BRINTON, W. F. (1998): Volatile organic acids in compost: production and odorant aspects. *Compost Science and Utilization*, **6** (1): 75-82. p.

25. BROADBENT, F. – Nakashima, T. (1974): Mineralization of carbon and nitrogen in soil amended with carbon-13 and nitrogen-15 labeled plant material. *Soil Science Society of America Proceedings*, **38**: 313-315. p.
26. BROOKES, P. C. – LANDMANN, A. – PRUDEN, G. – JENKINSON, D. S. (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method for measuring microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.*, **17**: 837-842. p.
27. BUNT, A. C. (1988): Media and Mixes for Container Grown Plants. Unwin Hyman, London, United Kingdom, 309. p
28. CABRERA, M. L. – BEARE, M. H. (1993): Alkaline persulphate oxidation for determining total nitrogen in microbial extracts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **57**: 1007-1012. p.
29. CÁCERES, R. – FLOTATS, X. – MARFÁ, O. (2006): Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. *Waste Management* 26 (2006), 1081–1091. p.
30. CASTELLANOS, J. Z. – PRATT P. F. (1981): Mineralization of manure nitrogen-correlation with laboratory indexes. *Soil Science Society of America Journal*, **45**: 354-357. p.
31. CHANDER, K. – BROOKES, P. C. – HARDING, S. A. (1995): Microbial biomass dynamics following addition of metal-enriched sewage sludge to a sandy loam. *Soil Biology and Biochemistry*, **27**: 1409-1421. p.
32. CHANYASAK, V. – HIRAI, M. E. – KUBOTA, H. (1982): Changes of chemical components and nitrogen transformation in water extracts during composting in garbage. *Journal of Fermentation Technology*, **60**: 439-446. p.
33. CHEFETZ, B. – CHEN Y. – HADAR Y. (1998): Water-extractable components released during composting of municipal solid waste. *Acta Horticulturae*, **469**: 111-118. p.
34. CHEN, Y. – SENESI, N. – SCHNITZER, M. (1977): Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. *Soil Science Society American Journal*, **41**: 352-358. p.

35. CHEN, Y. – INBAR, Y. (1993): Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting in relation to compost maturity. *In: Hoitink H. A. J and H. M. Keener (eds) Science and Engineering of Composting. The Ohio State University, 551-600. p.*
36. CHENEBY, D. – NICOLARDOT, B. – GODDEN, B. – PENNINCKX, M. (1994): Mineralization of composted <sup>15</sup>N-labelled farmyard manure during soil incubations. *Biological Agriculture and Horticulture*, **10**: 155-264. p.
37. CLARK, D. S. (1992): Sea-Floor Bacteria Research May Bring Divers Benefits. *R&D Magazine*. March.
38. CRISTOFARO, A. D. – ZHOU, D. H. – HE, J. Z. – VIOLANTE, A. (1998): Comparison between oxalate and humate on copper adsorption on goethite. *Fresenius Environ Bull*, **7**: 570-576. p.
39. DATTA, M. – BANIK, S. – GUPTA, R. K. (1982): Studies on the efficacy of a phytohormone producing phosphate solubilizing *Bacillus firmus* in augmenting paddy yield in acid soils of Nagaland. *Plant Soil*, **69**: 365-373. p.
40. DE NOBILI, M. – PETRUSSI, F. (1988): Humification Index (HI) as evaluation of the stabilization degree during composting. *Journal of Environmental Technology*, **66**(5), 577-583. p.
41. DUNST, G. (1991): *Kompostierung*. Leopold Stocker Verlag, Graz-Stuttgart, 214. p.
42. EMBERGER, J. (1993): *Kompostierung und Vergärung Bioabfall, Pflanzenabfall, organische Produktionsrückstände*. Vogel Buchverlag, Würzburg. 1. Auflage.
43. EPA (1988): *Waste minimization opportunity assessment manual*. United States Environmental Protection Agency (EPA/625/7-88/003) Cincinnati, Ohio.
44. EPSTEIN, E. (1997): *The science of composting*. Technomic Publishing Company Inc., Pennsylvania. 487. p.
45. ERHART, E. – BURIAN, K. (1997): Evaluating qualities and suppressiveness of Austrian Biowaste composts. *Compost Science and Utilization*, **5**(3): 15-24. p.
46. FILEP GY. (1999): *Talajtani alapismeretek I. Általános talajtan*. DATE Mezőgazdaságtudományi Kar, Kari Jegyzet, Debrecen, 214.p.
47. FISCHER, P. –JAUCH, M. (1999): *Leitfaden für die Kompostierung im Garten - Aus Abfall wird Dünger*. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Freising, 27-38. p.

48. FLAIG, W. (1988): Beteiligung des Lignins an der Struktur der Huminsäure. In: Organische Inhaltsstoffe des Bodens. Wolfgang Ziehm zum 65. Geburtstag. Herausgeber Ulrich Möller-Wegener, Göttingen, 167-174. p.
49. FORRÓ E. (1998): A komposztálási eljárások biológiai és talajtani alapjai. Öko-Fórum Alapítvány, Budapest, 3-13. p.
50. FOX, T. R. – COMERFORT, N. B. (1990): Low-molecular-weight organic acids in selected forest soils of the southeastern USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **54**: 1139-1144. p.
51. FUCHS, J. G. (2002): Practical use of quality compost for plant health and vitality improvement. In: INSAM, H. – RIDDECH, M. – KLAMMER, S. (Eds.), *Microbiology of Composting*. Springer Verlag, Heidelberg, 435-444. p.
52. GALLOT, S. – THOMAS, O. (1993): Fast and easy interpretation of a set of absorption spectra: theory and qualitative applications for U. V. examination of water and wastewaters. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, **346**: 976-983. p.
53. GAMBLE, D. S. (1986): Interactions between natural organic polymers and metals in soil and fresh water systems: Equilibria. In: BERNHARD, M. – BRINKMAN, F. E. – SADLER, P. J. (Ed.) *Dahlem Konferenzen*, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
54. GANGULY, T. K. – SINGH, A. B. – MANNA, M. C. (2005): Bioconversion of organic wastes through amendments and vermicomposting. In: *Management of organic wastes for crop production*. KAPOOR, K. K. – SHARMA, P. K. – DUDEJA, S. S. – KUNDU, B. S. (Eds.) 103-109. p.
55. GAUR, A. C. – SINGH, G. (1995): Recycling of rural and urban wastes through conventional and vermicomposting. In: *Recycling of Crop, Animal, Human and Industrial wastes in Agriculture*. H. L. S. TANDON (Ed.) Fertilizer Development and Consultation Organization, New Delhi, 31-49. p.
56. GILMOUR, J. T. – Clark, M. D. – Sigua, G. C. (1985): Estimating net nitrogen mineralization from carbon dioxide evolution. *Soil Science Society of America Journal*, **49**: 1398-1402. p.
57. GISI, U. – SCHENKER, R. – SCHULIN, R. – STADELMANN, F. X. – STICKER, H. (1990): *Bodenökologie*. Thieme Verlag, Hamburg, 363. p.

58. GIUSQUIANI, P. L. – GIGLIOTTI, G. – BUSINELLI, D. (1992): Mobility of heavy metals in urban waste-amended soils. *Journal of Environmental Quality* **21**: 330-335. p.
59. GLATHE, H. – KÜSTER, E. – NIESE, G. – A. von KLOPOTEK (1985): Biologie der Rotteprozesse bei der Kompostierung von Siedlungsabfälle. *In: HÖSEL – SCHENKER – SCHNURER (Hrsg): Handbuch für Müll- und Abfallbeseitigung, Berlin, 145-170. p.*
60. GOLUEKE, G. G. (1986): Compost research accomplishments and needs. *BioCycle*, **27**: 40-43. p.
61. GOTSCHALL, R. (1990): Kompostierung: Optimale Aufbereitung und Verwendung organischer Materialien im ökologischen Landbau. 4. Auflage. Verlag V. F. Müller, Karlsruhe, 296. p.
62. GOTTSCHALL, R. (1990): Kompostierung: Optimale Aufbereitung und Verwendung organischer Materialien im ökologischen Landbau. 4. Auflage. Verlag C. F. Müller, Karlsruhe, 296. p.
63. GOVI, M. – CIAVATTA, C. – GESSA, C. (1993): Evaluation of organic matter in sewage sludge: a study based on the use of humification parameters and analytical electrofusing. *Bioresource Technology*, **44**: 175-180. p.
64. GRABBE, K. – SCHUARDT, F. (1993): Grundlagen der Kompostierung. *In: Kompostierung und landwirtschaftliche Kompostverwertung. Arbeitspapier 191. Hrsg, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTLB), Darmstadt.*
65. GRAY, K. R. – BIDDLESTONE, A. J. (1981): The composting of agricultural wastes. *In: STONEHOUSE, B.: Biological Husbandry, Chpt. 6. Butterworths London and Boston, 267. p.*
66. GRAY, K. R. – SHERMAN, K. – BIDDLESTONE, A. N. (1973): A review of composting-process and products. Part 3. *Process Biochemistry* **8**:11-16. p. *In: HOITINK, H. A. J – KEENER, H. M. (eds.). Science and Engineering of Composting: Design, Microbiological and Utilization Aspects. Renaissance Publications, Worthington, Ohio.*
67. GRONAUER, A. – CLAASSEN, N. – EBERTSEDER, T. – FISCHER, P. – GUTSER, R. – HELM, M. – POPP, L. – SCHÖN, H. (1997): Bioabfallkompostierung. Schriftenreihe Heft 139. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München, 90-96. p.

68. GYÖRI D. (1997): A talaj és a környezet. Veszprém, 28-37. p.
69. HADAS, A. – PORTNOY, R. (1994): Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures incubated in soil. *Journal of Environmental Quality*, **23**: 1184-1189. p.
70. HAIDER, K. (1986): Biochemische Reaktionen bei Umwandlung von Pflanzenrückständen in die Huminstoffe des Bodens. Mitteln. *Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft*, **45**: 67-71. p.
71. HAMELERS, H. V. M. (1995): Short course on biological waste treatment. Part II. Composting. Department of Environmental Technology Wageningen Agricultural University, Wageningen, Netherlands.
72. HARADA, Y. A. – INOKO, A. – TDAKI, M. – IZAWA, T. (1981): Maturing process of city refuse compost during pilling. *Soil Science and Plant Nutrition*, **27**(3). 357. p.
73. HARADA, Y. (1990): Composting and land application of animal wastes. *In: Proc. 5<sup>th</sup> Asian Australian Association of Animal production (AAAP) Societies Congress Taipei, Taiwan. 27 May-1 June 1990. AAAP, Miaoli, Taiwan*, **1**: 264-287. p.
74. HARMSEN, G. W. – KOLENBRANDER, G. J. (1965): Soil inorganic nitrogen. 43-92. p. *In: W. V. BARTHOLOMEW – F. E. CLARK (eds.). Soil Nitrogen. American Society of Agronomy Monograph Series, No. 10. Madison, Wisconsin.*
75. HAUG, R. T. (1980): Compost engineering: principles and practice. Ann Arbor, Mich.: Ann Arbor Science Publishers. Michigan, USA. 655. p.
76. HAUG, R. T. – ELLSWORTH, W. F. (1991): Measuring Compost Substrate Degradability. *BioCycle*, **32**(1). 56-62. p.
77. HAUG, R. T. (1993): The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, 717. p.
78. HAYASHI, A. – SAKAMOTO, K. – YOSHIDA, T. (1997): A rapid method for determination of nitrate in soil by hydrazine reduction procedure. *Jpn. J. Soil Sci. Plant Nutr.*, **68**: 322-326. p.
79. HAYES, M. H. B. (1975): A Comparison of extractants and of properties of extract. *Geoderma*, **13**: 231-245. p.

80. HE, Z. – Yao, L. – Chen, G. – Zhu, J. – Huang, C. (1997): The relationship of crop yield to microbial biomass in highly weathered soils of China. *In: ANDO, T. et al. (eds.). Plant Nutrition for Sustainable Food Production and Environment. Kluwer Academic Publishers, Tokyo, 745-746. p.*
81. HIRAI, M. E. – CHANYASAK, V. – KUBOTA, H. (1983): Standard measurement for compost maturity. *Biocycle*, Nov/Dec., 54-56. p.
82. HIRAI, M. E. – CHANYASAK, V. – KUBOTA, H. (1985): Measuring for compost maturity: Using the organic-carbon:organic-nitrogen ratio in water extract. *In Managing Sludge by Composting. (The Staff of Biocycle, eds.), The J. G. Press; Emmaus, Pa. 221-225. p.*
83. HOLMES, W. (1989): Grass its production and utilization II. ed. BGS Blackwell. Oxford-London-Edinburgh-Boston-Melbourne, 306. p.
84. IANNOTTI, D. A. – GREBUS, M. E. – TOTH, B. L. – MADDEN, L. V. – HOITINK, H. A. J. (1994): Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality*, **23**: 1177-1183. p.
85. INBAR, Y. – HADAR, Y. – CHEN, Y. (1993): Recycling of cattle manure: the composting process and characterization of maturity. *Journal of Environmental Quality*, **22**: 857-863. p.
86. INUBUSHI, K. – HOQUE, M. M. – MIURA, S. – KOBAYASHI, K. – KIM, H. Y., – OKADA, M. – YABASHI, S. (2001): Effect of free-air CO<sub>2</sub> enrichment (FACE) on microbial biomass in paddy soil. *Soil Sci Plant Nutr.*, **47**: 737-745. p.
87. IRANZO, M. – CANIZARES, J. V. – PEREZ, L. R. – PARDO, I. S. – MORMENEO, S. – BOLUDA, R. (2004): Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting material in Valencia (Spain). *Biosour. Technol.*, **95**: 107-112. p.
88. IRATINI, W. M. – ARNOLD, Y. (1960): Nitrogen release of vegetable crop residues during incubation as related to their chemical composition. *Soil Science*, **89**: 74-82. p.
89. JÄGER, B. (1989): Abfallverwertung in der BRD. Bundesministerium für Forschung und Technologie, Bonn, 128. p.
90. JIMENEZ, E. I. – GARCIA, V. P. (1989): Evaluation of city refuse compost maturity. *Biological Wastes*, **27**: 115-142. p.

91. JONES, D. L. (1998): Organic acids in the rhizosphere – a critical review. *Plant and Soil*, **205**, 25-44. p.
92. JONES, D. L. – DARRAH, P. R. (1994): Role of root derived organic acids in the mobilization of nutrients from the rhizosphere. *Plant and Soil*, **166**: 247–257. p.
93. JONES, D. L. – EDWARDS, A. C. (1998): Influence of sorption on the biological utilization of two simple carbon substrates. *Soil Biol. Biochem.*, **30**: 1895–1902. p.
94. JÓCSIK L. (1962): Komposztálás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 119. p.
95. KÁDÁR I. (1998): A szennyezett talajok vizsgálatáról. Kármentesítési Kézikönyv 2. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest, 21-23. p.
96. KÁDÁR I. (1999): A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel. *Agrokémia és talajtan*, **48** (3-4) 561-581. p.
97. KATAYAMA, A. – KERR, K. C. – HIRRAI, M. – SHODA, M. – KUBOTA, H. (1987): Stabilization process of sewage sludge compost in soil. *In: Compost Production, Quality and Use* (DEBERTOLDI, M. – P. FERRANTI, – L'HERMITE – F. ZUCCONI eds.), 341-350. p. Elsevier Applied Science; London, U.K.
98. KELLEY, H. W. (1993): Hulladékok hasznosítása. (*Waste management*). *In: Always Something News, USDA/ARS Misc. Publ. No. 1507*, 28-32. p.
99. KÉSMÁRKI I. – PETRÓCZKI F. (2003): Komposztálás-zöldtrágyázás. *Agronapló 7*: (7) 11-13. p.
100. KISMÁNYOKY T. (1993): Trágyázás. *In: Földműveléstan*. Szerkesztette: NYÍRI L. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 203. p.
101. KOCSIS I. (2005): Komposztálás. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 208. p.
102. KONONOVA, M. M. (1966): Soil organic matter. Pergamon Press, Oxford, 554. p.
103. KÖGEL, I. (1986): Estimation and decomposition pattern of the lignin component in forest humus layers. *Soil Biol. Biochem.*, **18**: 589-594. p.
104. KÖGEL, I. (1987): Organische Stoffgruppen in Waldhumusformen und ihr Verhalten während der Streuzersetzung und Humifizierung. Bayreuther Bodenkundliche Berichte Bd. 1.
105. KUNTZE, H. – ROESCHMANN, G. – SCHWERDTFEGER, G. (1988): Bodenkunde. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 398. p.

106. KUTZNER, H. J. – JÄGER, T. (1994): Kompostierung aus mikrobiologischer Sicht - ein Essay. *Forum Städte-Hygiene*, (6) 375-385. p.
107. LAL, J. K. – MISHRA, B. – SARKAR, A. K. (2000): Effect of plant residues incorporation on specific microbial groups and availability of some plant nutrients in soil. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, **48**: 67-71. p.
108. LEARCH, R. N. – BARBARICK, K. A. – SOMMERS, L. E. – Westfall, D. G. (1992): Sewage sludge proteins as labile carbon and nitrogen sources. *Soil Science of America Journal*, **56**: 1470-1476. p.
109. LIAO, P. H. – CHEN, A. – VIZCARRA, A. T. – LO, K. V. (1994): Evaluation of maturity of compost made from salmon farm mortalities. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **58**: 217-222. p.
110. MADAS A. (1985): Ésszerű környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban. Közgazdasági és Jogi Könyvkiadó, Budapest, 303. p.
111. MANAHAN, S. E. (1994) Environmental Chemistry, 6<sup>th</sup> Edition, Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, 38-40. p.
112. MANNA, M. C. – GANGULI, T. K. (1998): Recycling of organic wastes: Its potential turnover and maintenance in soil. *Agric. Rev.*, **19**: 86-194. p.
113. MATHUR, S. P. (1991): Composting processes. *In: Bioconversion of Waste Materials to Industrial Products*, (A. MARTIN, ed.) Elsevier, London, New York, 147-186. p.
114. MATHUR, S. P. – OWEN G. – DINEL, H. – SCHNITZER, M. (1993a): Determination of Compost Biomaturity I. Literature Review. *Biological Agriculture and Horticulture* **10**: 65-85. p.
115. MATHUR, S. P. – DINEL, H. – OWEN, G. – SCHNITZER, M. – DUGAN, J. (1993b): Determination of Compost Biomaturity II. Optical Density of Water Extracts of Composts as a Reflection of their Maturity. *Biological Agriculture and Horticulture*, **10**: 87-108. p.
116. MARTINS, O. – KOWALD, R. (1990): Einfluß der Rottedauer auf die Nährstoff und Schwermetallgehalte eines Müllkompostes. *Forum Städte-Hygiene*, 1990. Mai/Juni. **41**: 144-149. p.
117. McDONALD S. – BISHOP A. G. – PRENZLER P. D. – ROBANDS K. (2004): Analytical chemistry of freshwater humic substances. Review. *Analytica Chimica Acta*, **527**: 105-124. p.

118. MISHRA, B. – SHARMA, P. K. – BRONSON, K. F. (2002): Decomposition of rice straw and mineralization of carbon, nitrogen, phosphorus and potassium in wheat field soil in Western Uttar Pradesh. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, **49**: 419-424. p.
119. MISHRA, M. M. (1992): Enrichment of organic manures with fertilizers. *In: Non-Traditional sectors for fertilizer use.* TANDON, H. L. S. (ed), FDCO. New Delhi.
120. MISRA, U. K. – DAS, N. – PATTANAYAK, S. K. (2002) Fertilizer value of indigenous phosphate rock modified by mixing with pyrite and composting with paddy straw. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, **3**: 259-264. p.
121. MIYITTAH, M. – INUBUSHI, K. (2003a): Decomposition and CO<sub>2</sub>-C evolution of Okara, sewage sludge, cow and poultry manure composts in soil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **49**: 61-68. p.
122. MIYITTAH, M. – INUBUSHI, K. (2003b): Reduction of Phytotoxicity and Maturation of Okara Compost during Decomposition. *Tech. Bull. Fac. Hort., Chiba Univ.*, 7-15. p.
123. MOLINA, J. A. E. – HADAS, A. – Clapp, C. E. (1990): Computer simulation of nitrogen turnover in soil and priming effect. *Soil Biology and Biochemistry*, **22**: 349-353. p.
124. MOREL, J. L. (1982): L'évaluation de la maturité des composts urbains par une méthode colorimétrique. *Compost Information*, **10**: 4-8. p.
125. MOREL, J. L. – COLIN, F. – GERMON, J. C. – GODIN, P. – JUSTE, C. (1995): Methods for the evolution of the maturity of the municipal refuse. *In: GASSER J. K. (Ed). Composting of agricultural and other wastes.* Elsevier Applied Science Publishers, London, 56-72. p.
126. MORTVEDT, J. J. (1991): *Micronutrient in Agriculture.* Madison, Wis., USA : Soil Science Society of America, 760. p.
127. NAKAMURA, A. – TUN, C. C. – ASKAWA, S. – KIMURA, M. (2003): Microbial community responsible for the decomposition of rice straw in a paddy field: estimation by phospholipid fatty acid analysis. *Biol. Fertil. Soils.*, **38**: 288-295. p.
128. NAKASAKI, K. – OHTAKI, A. (2002): A Simple Numerical Model for Predicting Organic Matter Decomposition in a Fed-Batch Composting Operation. *Journal of Environmental Quality*, **31** (3) 997-1003. p.

129. NEMÉNYI M. – BÓCSA I. – CSIZMAZIA Z. – HESZKY L. – KÁDÁR, I. – KOVÁCS A. J. – NÉMETHNÉ V. M. (2004): Az élelmiszer-alapanyag termelésből kivont mezőgazdasági területek hasznosítása (2002–2003). Nemzeti K+F eredményei A Nemzeti Kutatási és Fejlesztési Programok Konferenciásorozata. *Gyakorlati Agroforum* 1: (1) 78-80. p.
130. NEMÉNYI M. – NÉMETHNÉ V. M. – PAP R. (2003): Az élelmiszer alapanyag termelésből felszabaduló mezőgazdasági területek hasznosítására alkalmas, ipari feldolgozású növényfajok termelésének biológiai, technológiai, műszaki és ökonómiai megalapozása. MTA-AMB Kutatási és Fejlesztési Tanácskozás, Gödöllő, 3. kötet. 145-149. p.
131. NÉMETH T. (2002): Agrokémia jelentősége a többfunkciós növénytermesztésben. 50 éves az *Acta Agronomica Hungarica*. A növénytermesztés szerepe a jövő multifunkcionális mezőgazdaságában. Jubileumi tudományos ülés. Martonvásár, 27-37. p.
132. NIESE, G. (1985): Biologische Grundlagen für die Kompostierung. Vorlesungsskript für WS 1985/86. Institute für Mikrobiologie der Universität Gießen.
133. NYIKITYIN, N. I. (1955): A fa kémiája. Akadémiai Kiadó, Budapest, 358-395. p.
134. PAPP S. – KÜMMEL R. (1992): Környezeti kémia. Tankönyvkiadó, Budapest, 76-77. p.
135. PERMINOVA, I. V. – FRIMMEL, F. H. – KOVALEVSKII, D. V. – ABBT-BRAUN, G. – KUDRYAVTSEV, A. V. – HESSE, S. (1998): Development of a predictive model for calculation of molecular weight of humic substances. *Water Research*, **32**: (3) 872-881. p.
136. PETRÓCZKI F. – KÉSMÁRKI I. (2003): A komposztálás jelentősége. *Acta Agronomica Óváriensis*, **45**(2): 203-213. p.
137. QUALLS, R. G. – HAINES, B. L. (1992): Biodegradability of dissolved organic matter in forest through fall, soil solution and stream water. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **56**: 578-586. p.
138. RADICS L. (2001): Ökológiai gazdálkodás. Dinasztia Kiadó, Budapest, 93-99. p.
139. RÁKOSI GY. – SÁGI F. (1982): A biomassza hasznosításának nemzetközi tapasztalatai. Budapest, *Agroinform*, 147. p.
140. RAMASWAMY, P. P. (1999): Recycling of agricultural and agro-industry wastes for sustainable agricultural production. *J.Indian Soil Sci.*, **47**: 661-665. p.

141. REDDY, K. R. – KHALEEL, R. – OVERCASH, M. R. – WESTERMAN, P. M. (1979): A nonpoint source model for land areas receiving animal wastes. I. Mineralization of organic nitrogen. *Trans. ASAE*, **22**: 863-874. p.
142. RIFFALDI, R. – LEVY-MINZY, R. – SAVIOZZI, A. – CAPURRO, M. (1992): Evaluating garbage compost. *BioCycle*, **33**(1), 66-69. p.
143. ROCHUS, W. (1978): Die Ausbildung des Humuskomplexes im Verlauf der Verrottung von Siedlungsabfällen. *Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Geselsch.*, **27**: 79-86. p.
144. ROLETTO, E. – BARBERIS, B. – CONSIGLIO, M. – JODICE, R. (1985): Chemical parameters for avaluating compost maturity. *Biocycle*, **26**(2): 46-47. p.
145. ROY, S. – LECLARC P. – AUGER F. – SOUCY G. – MORESOLI C. – COTE L. – POTEVIN D. – BEAULIEU C. – BRZEZINSKI R. (1997): A novel two-phase composting process using shrimp shells as an amendment to partly composted biomass. *Compost Science and Utilization*, **5**(4): 52-64. p.
146. RUDD, C. (1994): A hulladékot nem eldobni, hanem visszaforgatni kell. (*Don't waste waste - better recycle it*). *Arable Farming*, 21/March: 31-34. p.
147. RYDING, S. O. (1994): Environmental management handbook. IOS Press, US; New Ed edition. 798. p.
148. SÁGI F. (1995): Mezőgazdaságunk útja az Európai Unióba 5. füzet. Újratermelődő természetes anyagok az Európai Unióban. Mezőgazdasági Könyvtár és Dokumentációs Központ, Budapest. 66. p.
149. SAVIOZZI, A. – LEVI-MINZI, R. – RIFFALDI, R. (1988): Maturity evaluation of organic waste. *Biocycle*, **29** (3), 54-56. p.
150. SAVIOZZI, A. – LEVI-MINZI, R. – RIFFALDI, R. (1993): Mineralization parameters from organic materials added to the soil as a function of their chemical composition. *Bioresource Technology*, **45**: 131-135. p.
151. SCHEFFER, F. – SCHACHTSCHABEL, P. (1988): Lehrbuch der Bodenkunde. 12. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 235. p.
152. SCHEFFER, P. – ULRICH, B. (1960): Lehrbuch der Agrikulturalchemie und Bodenkunde III. Teil Humus und Humusdüngung. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
153. SCHNITZER, M – KAHN, S. U. (1978): Soil organic matter. 4. Impressum. Elsevier Scientific, Amsterdam, 319. p.

154. SCHRODER, D. (1983): *Bodenkunde in Stichworten*. Ferdinand Hirt Verlag, Berlin, 328. p.
155. SCHULTEN H. R. – SCHNITZER M. (1993): A State-of-the-Art Structural Concept for Humic Substances. *Naturwissenschaften*, **80**: 29-30. p.
156. SCHUTTIG, A. (1990): *Umwelt Biotechnologie*. Aulis Verlag Deubner&Co KG., Köln, 298. p.
157. SENESI, N. – BRUNETTI, G. (1996): Chemical and Physico-Chemical Parameters for Quality Evaluation of Humic Substances Produced during Composting. *The Science of Composting*, Blackie Academic & Professional, 195-211. p.
158. SIKORA, L. J. – ENKIRI N. K. (1999): Growth of tall fescue in compost/fertilizer blends. *Soil Science*, **164**: 62-69. p.
159. SIKORA, L. J. – ENKIRI N. K. (2000): Efficiency of compost-fertilizer blends as compared to nitrogen alone. *Soil Science MAY.*, 165 (5): 444-451. p.
160. SIKORA, L. J. – RAWLS, W. J. (2000): In situ respiration determination as a tool for classifying soils according to soil organic matter content. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, **31** (17-18): 2793-2801. p.
161. SINGH, D. – GOYAL, S. – KAPOOR, K. K. – CHANDER, K. (2002): Production of compost enriched with nitrogen and phosphorus by use of urea, Massoorie Rock Phosphate and pyrite and its effect on wheat. *Annals, Agri-Bio Research*, **7**: 213-218. p.
162. SMITH, J. L. – Paul, E. A. (1991): The significance of soil microbial biomass estimations. *In: BOLLAG, J. M. – G. STOTZKY (eds.). Soil Biochemistry*, Vol. **6**. Marcel Dekker, 359-369. p.
163. SPITELLER, M. (1985): Beiträge zur Struktur und Dynamik von Huminstoffen. *Göttinger Berichte*, **84**. p.
164. STEFANOVITS P. – FILEP GY. – FÜLEKY GY. (1999): *Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest*, 470. p.
165. STEVENSON, F. J. (1994): *Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions*. second ed. John Wiley & Sons Inc., New York, 512. p.
166. STROM, L. (1997): Root exudation of organic acids: importance to nutrient availability and the calcifuge and calcicole behavior of plants. *Oikos*, **80**: 459-466. p.

167. SUGAHARA, K. – INOKO, A. (1981): Composition analysis of humus and characterization of humic acid obtained from city refuse compost. *Soil Science and Plant Nutrition*, **27**(2), 213-224. p.
168. SWIENTEK, B. (1995): Értékesíthető anyagok szemétbe dobott melléktermékekből. (*Turning waste byproducts into salable materials*). *Prepared Foods*, **164/7**: 90-92. p.
169. SWIFT, R. S. – POSNER, A. M. (1977): Humufication of plant materials. *In: Soil organic material studies. Proceedings of a Symposium on Soil Organic Matter Studies held in Braunschweig, 6-10 September 1976.* International Atomic Agency, Vienna, 170. p.
170. SZABÓ I. M. (1986): Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 373. p.
171. TIHANYI Z. (1981a): A szennyvíziszap trágyázás hatása a fatömeg termelésre, a talaj és a levélzet anyagforgalmára. I. Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények. 1. 61. p.
172. TIHANYI Z. (1981b): A szennyvíziszap trágyázás hatása a fatömeg termelésre, a talaj és a levélzet anyagforgalmára. II. Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények. 2. 75. p.
173. TISDALL, J. M. – OADES, J. M. (1982): Organic matter and water stables aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, **33** (2): 141-163. p.
174. TÖLGYESSY, J. – PIATRIK, M. – KONTIĆ, B. – SCHMIDT, R. – SZAKÁL, P. (2001): Solid waste chemistry and management. Matej Bel University, Banská Bystrica, 15-76. p.
175. VANCE, E. D. – BROOKES, P. C. – JENKINSON, D. S. (1987): An extraction method for measuring microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, **49**: 703-707. p.
176. VAN VEEN J. A. – LADD, J. N. – AMATO, M. (1985): Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in sandy loam and clay soil incubated with  $^{14}\text{C}$  glucose and  $^{15}\text{N}$   $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  under different moisture regimes. *Soil Biology and Biochemistry*, **17**: 747-756. p.
177. VÉGHÉLYI K. (2001): A komposztálás növényvédelmi hatása. *Agro Napló*. **5**(11):11. p.
178. VERMES L. (1996): Hulladékgazdálkodás, hulladékhasznosítás. Mezőgazda Kiadó. Budapest. 208. p.

179. VIEL, M. – SAYAG, D. – PEYRE, A. – ANDRÉ, L. (1987): Optimization of In-vessel Co-composting through heat recovery. *Biological Wastes*, **20**: 167-185. p.
180. VLEESCHAUWER DE, D. – VERDOCK, O., – VAN ASSCHE, P. (1981): Phytotoxicity of refuse compost. *BioCycle*, **1**: 44-46. p.
181. WANG, Z. J. – STUMM, W. (1987): Heavy metal complexation by surfaces and humic acids: a brief discourse on assessment by acidimetric titration. *Netherland Journal of Agricultural Science*, **35**: 231-240. p.
182. MCDOUGALL, F. R. – WHITE, P. – FRANKE, M. – HINDLE, P. (2001): Integrated solid waste management: A life cycle inventory. Wiley-Blackwell; 2 edition, 544. p.
183. WILEY, J. S. – PIERCE, G. W. (1955): A preliminary study of high rate composting. Proceeding of American Society of Civil Engineering. Paper No. 846. Vol. 81. 1.
184. WILLSON, G. B. – DALMAT, D. (1986): Process-Control-Measuring Compost Stability, *BioCycle*, **27**(7). 34-37. p.
185. WOLLEN, E. – DAVIES, R. D. – JENNER, S. (1978): Effects of sewage sludge on seed germination. *Environmental Pollution*, **17**: 195-205. p.
186. WONG, M. H. – CHEUNG, Y. – CHEUNG, C. L. (1983): The effects of ammonia and ethylene oxide in animal manure and sewage sludge on the seed germination and root elongation of *Brassica parachinensis*. *Environmental Pollution*, **30**: 109-123. p.
187. ZHANG, F. S. – MA, J. – CAO, J. P. (1997): Phosphorus deficiency enhances root exudation of low molecular weight organic acids and utilization of sparingly soluble inorganic phosphorus by radish (*Raghanus sativus* L.) and rape (*Brassica napus* L.) plants. *Plant and Soil*, **190**: 261-264. p.
188. ZIECHMANN, W. – MÜLLER-WEGENER, U. (1991): Bodenchemie. BI Wissenschaft, Mannheim-Wien-Zürich, 402. p.
189. ZUCCONI, F. – M. FORTE – A. MONACO – M. DeBERTOLDI (1981a): Biological evaluation of compost maturity. *BioCycle*, **22**(4): 27-29. p.
190. ZUCCONI, F. – PERA, A. – FORTE, M. – DeBERTOLDI, M. (1981b): Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*, **22**(2): 54-57. p.

191. ZUCCONI, F. – MONACO, A. – FORTE, M. – DeBERTOLDI, M. (1985): Phytotoxins during the stabilization of organic matter. *In: Composting of Agricultural and other Wastes*. J. K. R. Gasser, (ed.). 73-86. p. Elsevier applied Science; London, U.K.

### **Saját publikációk az értekezés témakörében**

#### *Megjelent szakcikkek*

1. KOCSIS I. – **SIMÁNDI P.** – SELMECZY J. (1997): Gázvolumetrikus C meghatározási módszerek a szervesanyagok talajerőgazdálkodási felhasználásánál. I. Alföldi Tudományos Tájgazdálkodási Napok, Mezőtúr, 1997. október 29-30. 248-253. p.
2. KOCSIS I. - DARÓCZI S. - **SIMÁNDI P.** (1997): Légjárhatóság-mérés homoktalajon. Tiszántúli Mezőgazdasági Tudományos Napok Kiadványa, Karcag. 1997. június 12-13. 102-103. p.
3. **SIMÁNDI P.** – CSIZMARIK G. – INUBUSHI K. – BOROSSAY J. (1999): Mikrobiális lebontás halastavak, víztározók kiszáradó üledékében. 42. Magyar Spektrokémiai Vándorgyűlés kiadványa, Veszprém, 1999. jún. 28-30. 174-179. p.
4. KOCSIS I. - **SIMÁNDI P.** - FÓRIZS K. (2001): Alternatívák a humuszvizsgálatban XLIII. „Georgikon Napok”, Keszthely, 2001. II. kötet, 891-895. p.
5. KOCSIS I. – **SIMÁNDI P.** – BABÁK GY. (2001): Nedvességtartalom hatása a hógazdálkodási paraméterekre. XLIII. „Georgikon Napok”, Keszthely, 2001. II. kötet, 1023-1028. p.
6. **SIMÁNDI P.** – KOCSIS I. – FÓRIZS K. (2002): Szerves anyag vizsgálati módszer továbbfejlesztési lehetősége. Tartamkísérletek, tájtermesztés, vidékfejlesztés Nemzetközi Konferencia, Debrecen, 2002. június 6-8., II. kötet, 299-302. p.
7. **SIMÁNDI P.** – KOCSIS I. – FÓRIZS K. (2002): Szerves hulladékok oxidálása laboratóriumi körülmények között. „Tessedik Sámuel Jubileumi Mezőgazdasági Víz- és Környezetgazdálkodási Tudományos Napok”, Szarvas, 2002. augusztus 29-30. I. kötet, 36-37. p.
8. **SIMÁNDI P.** – KOCSIS I. (2002): Talajszuszpenzió fotometriás vizsgálata. „Tessedik Sámuel Jubileumi Mezőgazdasági Víz- és Környezetgazdálkodási Tudományos Napok”, Szarvas, 2002. augusztus 29-30. I. kötet, 244-245. p.

9. FÓRIZS, K. – TURZA, S. – KOCSIS, I. – **SIMÁNDI, P.** – FORRÓ, E. (2002): Multivariate assessment of some micro-elements in soils of low organic matter content by near infrared spectroscopy. 10<sup>th</sup> International Trace Element Symposium, Budapest, 83-91. p.
10. GERE, P. E. – BÉRCZI, B. – **SIMÁNDI, P.** – WITTMANN, GY. – DOMBI, A. (2002): Simultaneous determination of hydrogenperoxid and organic hydroperoxides in water. Intern. J. Environ. Anal. Chem., Vol. 82, No. 7., 443-450. p.
11. **SIMÁNDI, P.** – TAKAYANAGI, M. – USHIWATA, S. Y. – INUBUSHI, K. (2003): Comparison of Organic Acid Production in Composts Prepared by Different Methods. (A különböző komposztálási eljárások során előállított komposztok karbonsavtartalmának összehasonlítása.) Tessedik Sámuel Főiskola, Tudományos Közlemények, **3**(1): 113-123. p.
12. **SIMÁNDI, P.** – TAKAYANAGI, M. – INUBUSHI, K. (2004): Changes in the pH of Various Composts are Dependent on the Production of Organic Acids. The 6<sup>th</sup> International Symposium on Plant-Soil Interactions at Low pH Aug. 1-5, 2004. Sendai, Japan, Proceedings, 374-375. p.
13. **SIMÁNDI, P.** – TAKAYANAGI, M. – INUBUSHI, K. (2005): Changes in the pH of Two Different Composts are Dependent on the Production of Organic Acids. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **51**(5): 771-774. p.
14. MOMMA, N. – YAMAMOTO, K. – **SIMÁNDI, P.** – SHISHIDO, M. (2006): Role of organic acids in the mechanisms of biological soil disinfestation (BSD). *J Gen Plant Pathol*, **72**: 247-252. p.
15. **SIMÁNDI, P.** – KOCSIS, I. – TAKAYANAGI, M. – INUBUSHI, K. (2007): A szén és nitrogénforgalom tanulmányozása aktív levegőztetett és prizmás komposztálási technológiákban. Tessedik Sámuel Főiskola, Tudományos Közlemények, Tom. 7. No. 1. I. kötet 141-152. p.

#### *Előadások*

1. **SIMÁNDI P.** (1999): Szerves anyagok bomlásának gázvolumetrikus mérése. Tudomány napja alkalmából tartott tudományos ülés a DATE MVKFK-n, Szarvas
2. **SIMÁNDI P.** (2000): Szerves anyagok (műanyag, papír) kémiai bonthatóságának gázanalitikai vizsgálata. Tudomány napja alkalmából tartott tudományos ülés a TSF MVKFK-n, Szarvas

3. **SIMÁNDI P.** (2005): A szén és nitrogénforgalom tanulmányozása különböző komposztálási technológiákban (Study of Carbon and Nitrogen Balance during Different Composting Processes). Socrates-Erasmus Teaching Mobility projekt keretében 10 órás előadássorozat a KATHO-Katholieke Hogeschool Zuid-West-Vlaanderen-en. 2005. 09. 21-2005. 09. 28.
4. **SIMÁNDI P.** (2006): Komposztban lejátszódó anyagátalakulási folyamatok. Tudomány napja alkalmából tartott tudományos ülés a TSF MVKFK-n, Szarvas.

*Jegyzetek*

1. **SIMÁNDI P.** (2002): Alkalmazott kémia. PHARE jegyzet. Tessedik Sámuel Főiskola, Mezőgazdasági, Víz- és Környezetgazdálkodási Főiskolai Kar, Szarvas, 204. p.
2. **RÁCZ I-né – SIMÁNDI P.** (2002): Laboratóriumi kémiai gyakorlatok. PHARE jegyzet. Tessedik Sámuel Főiskola, Mezőgazdasági, Víz- és Környezetgazdálkodási Főiskolai Kar, Szarvas, 214. p.

## MELLÉKLETEK

### Variancia táblázatok

#### Yamagata és Shimoduma komposztok variancia analízise

	Komposzt neve	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Vajsav	Hangyasav	Ecetsav	Citrom-sav	Össz sav	pH	Össz paraméter	N
pH	Yamagata	0,410	0,490		0,137	0,384		0,206		0,484	7
	Shimoduma	0,339	<b>0,001</b>	0,189	0,128	0,067	0,865			<b>0,001</b>	14
GI	Yamagata	<b>0,006</b>	0,175		0,373	0,459		0,702	0,058	<b>0,010</b>	7
	Shimoduma	0,733	<b>0,048</b>	0,934	0,228,	0,490	0,778		<b>0,007</b>	<b>0,010</b>	14

## Variancia táblázatok

<b>Biomassza szén</b>					
<b>Fű 3</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	75530097,007	18882524,252	114,049	<0,001
Kezelések	1	194715,132	194715,132	1,176	0,291
Kezelések időtartama x kezelés	4	33372178,608	8343044,652	50,391	<0,001
Maradék	20	3311296,316	165564,816		
Összes	29	112408287,062	3876147,830		
<b>Fenyő</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	2921428,232	730357,058	37,358	<0,001
Kezelések	1	1009870,252	1009870,252	51,656	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	3010380,190	752595,048	38,496	<0,001
Maradék	20	391001,598	19550-080		
Összes	29	7332680,272	252851,044		
<b>Dió</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	4426850,858	1106712,715	36,851	<0,001
Kezelések	1	2016752,439	2016752,439	67,153	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	2679614,944	669903,736	22,306	<0,001
Maradék	20	600647,057	30032,353		
Összes	29	9723865,297	335305,700		

<b>Vízoldható szén</b>					
<b>Fű</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	15310756,292	3827689,073	121,231	<0,001
Kezelések	1	20294891,401	20294891,401	642,782	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	12481568,477	3120392,119	98,829	<0,001
Maradék	20	631470,464	31573,523		
Összes	29	48718686,634	1679954,712		
<b>Fenyő</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	7295852	1823963,028	170,212	<0,001
Kezelések	1	9502011,290	95020011,290	886,726	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	7616784,709	1904196,177	177,699	<0,001
Maradék	20	21316,724	10715,836		
Összes	29	24628964,834	849274,649		
<b>Dió</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	2089637,692	522409,423	80261	<0,001
Kezelések	1	1514895,948	1514895,948	232,742	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	1186128,215	296532,054	45,558	<0,001
Maradék	20	131178-240	6508-912		
Összes	29	4920840,095	169684,141		

<b>Respiráció</b>					
<b>Fű</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	13517213,124	3379303,281	150,786	<0,001
Kezelések	1	10207,279	10207-279	0,455	0,507
Kezelések időtartama x kezelés	4	2596363,819	649090,955	28,963	<0,001
Maradék	20	448224,993	22411,250		
Összes	29	16572009,214	571448,594		
<b>Fenyő</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	3057606,014	764401,503	162,927	<0,001
Kezelések	1	691476,336	691476,336	147,384	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	891250,534	222812,633	47,491	<0,001
Maradék	20	93833,495	4691,675		
Összes	29	4734166,378	163247,116		
<b>Dió</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	7188402,079	1797100,520	187,593	<0,001
Kezelések	1	583938,637	583938,637	60,955	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	1831866,872	457966,718	47,806	<0,001
Maradék	20	191595,230	9579,761		
Összes	29	9795802,817	337786,304		

<b>Ammónia</b>					
<b>Fű</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	5244,369	1311,092	92,291	<0,001
Kezelések	1	2604,195	2604,195	183,315	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	6717,792	1679,448	118,220	<0,001
Maradék	20	284,122	14,206		
Összes	29	14850,478	512,085		
<b>Fenyő</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	65,273	16,318	53,511	<0,001
Kezelések	1	0,284	0,284	0,932	0,346
Kezelések időtartama x kezelés	4	0,557	0,139	0,457	0,766
Maradék	20	6,099	0,305		
Összes	29	72,214	2,490		
<b>Dió</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	73,218	18,305	53,205	<0,001
Kezelések	1	1,997	1,997	5,804	0,026
Kezelések időtartama x kezelés	4	3,226	0,807	2,344	0,090
Maradék	20	6,881	0,344		
Összes	29	85,322	2,942		

<b>Nitrát</b>					
<b>Fű</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	69631,465	17407,866	308,838	<0,001
Kezelések	1	342911,687	342911,687	6083,701	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	65440,932	16360,233	290,252	<0,001
Maradék	20	1127,313	56,366		
Összes	29	479111,397	16521,083		
<b>Fenyő</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	295,186	73,796	26,433	<0,001
Kezelések	1	0,0730	0,0730	0,0262	0,873
Kezelések időtartama x kezelés	4	23,897	5,974	2,140	0,113
Maradék	20	55,836	2,792		
Összes	29	374,992	12,931		
<b>Dió</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	328,136	82,034	44,117	<0,001
Kezelések	1	6,450	6,450	3,469	0,077
Kezelések időtartama x kezelés	4	10,691	2,673	1,437	0,258
Maradék	20	37,189	1,859		
Összes	29	382,466	13,188		

<b>Biomassza nitrogén</b>					
<b>Fű</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	814047,637	203511,909	43,216	<0,001
Kezelések	1	316677,557	316677,557	67,246	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	677079,924	169269,981	35,944	<0,001
Maradék	20	94184,155	4709,208		
Összes	29	1901989,272	65585,837		
<b>Fenyő</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	8935,412	2233,858	12,727	<0,001
Kezelések	1	4396,657	4396,657	25,049	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	277,012	69,253	0,395	0,810
Maradék	20	3510,414	175,521		
Összes	29	17119,495	590,327		
<b>Dió</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	12263,186	3065,797	18,869	<0,001
Kezelések	1	5394,575	5394,575	33,201	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	35507,876	876,969	5,397	0,004
Maradék	20	3249,630	162,482		
Összes	29	24415,268	841,906		

<b>Vízoldható nitrogén</b>					
<b>Fű</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	57112,206	14278,051	26,448	<0,001
Kezelések	1	299910,007	299910,007	55,548	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	208779,428	52194,857	96,685	<0,001
Maradék	20	10796,902	539,845		
Összes	29	576598,542	19882,708		
<b>Fenyő</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	4387,327	1096,832	31,104	<0,001
Kezelések	1	58,940	58,940	1,779	0,197
Kezelések időtartama x kezelés	4	470,748	117,687	3,552	0,024
Maradék	20	662,667	33,133		
Összes	29	5579,682	192,403		
<b>Dió</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	2860,497	715,124	37,862	<0,001
Kezelések	1	44,165	44,165	2,228	0,142
Kezelések időtartama x kezelés	4	462,337	115,584	6,120	0,002
Maradék	20	377,752	18,888		
Összes	29	3744,752	129,129		

<b>Mineralizált nitrogén</b>					
<b>Fű</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	37959,999	9490	153,579	<0,001
Kezelések	1	405277,738	405277,738	6558,730	<0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	31403,941	7850,985	127,055	<0,001
Maradék	20	1235,842	61,792		
Összes	29	475877,520	16409,570		
<b>Fenyő</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	344,287	86,072	22,810	<0,001
Kezelések	1	0,0682	0,0682	0,0181	0,894
Kezelések időtartama x kezelés	4	22,376	5,594	1,482	0,245
Maradék	20	75,467	3,773		
Összes	29	442,198	15,248		
<b>Dió</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	438,153	109,538	47,144	<0,001
Kezelések	1	1,273	1,273	0,548	0,468
Kezelések időtartama x kezelés	4	10,383	2,596	1,117	0,376
Maradék	20	46,469	2,323		
Összes	29	496,278	17,113		

<b>Csírázási index</b>					
<b>Fű</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	1,598	0,399	11,883	<0,001
Kezelések	1	0,00261	0,00261	0,0777	0,783
Kezelések időtartama x kezelés	4	3,799	0,950	28,248	<0,001
Maradék	20	0,672	0,0336		
Összes	29	6,072	0,209		
<b>Fenyő</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	2,328	0,582	18,769	<0,001
Kezelések	1	0,459	0,459	14,797	0,001
Kezelések időtartama x kezelés	4	1,691	0,423	13,634	<0,001
Maradék	20	0,620	0,0310		
Összes	29	5,098	0,176		
<b>Dió</b>					
Variációk	Szabadsági fok	Négyzetes eltérés összege	Közepes négyzetes eltérés összege	F próba	Valószínűségi szint (P)
Kezelések időtartama	4	5,161	1,290	39,843	<0,001
Kezelések	1	0,000163	0,000163	0,00504	0,944
Kezelések időtartama x kezelés	4	0,330	0,0825	2,547	0,071
Maradék	20	0,648	0,0324		
Összes	29	6,139	0,212		

## Ábrák jegyzéke

1. ábra. Az aerob és anaerob lebomlás.....	14
2. ábra. A híg lúggal kezelt talajból kioldódó humuszfrakciók .....	20
3. ábra. A huminsav feltételezett szerkezete.....	23
4. ábra. A huminsavak lehetséges „szerkezeti képlete” SCHULTEN és SCHNITZER szerint .....	23
5. ábra. A mineralizáció és a humifikáció közötti összefüggések vázlata .....	27
6. ábra. A talajba került szerves maradványok C-tartalmának sorsa az átalakulás során .....	28
7. ábra. A sejtfal, a sejttartalom és ezek alkotórészeinek változása a növény fejlődése során .....	39
8. ábra. A Yamagata komposzt előállításának sematikus ábrája a mintavétel helyének és idejének bemutatásával.....	41
9. ábra. A Shimoduma komposzt előállításának sematikus ábrája a mintavétel helyének és idejének bemutatásával.....	42
10. ábra. Inkubációs kísérletek kialakítása anaerob és aerob körülmények között.....	43
11. ábra. Kumulált CO <sub>2</sub> -C emisszió a kétféle komposztálási technológiában .....	49
12. ábra. A nedvességtartalom változása a kétféle komposztálási technológiában .....	49
13. ábra. Az NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N és az NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N változása a Yamagata komposztálási technológiában .....	50
14. ábra. EC változása a kétféle komposztálási technológiában.....	50
15. ábra. Az összes-N és az $\frac{\text{NH}_4^+-\text{N}}{\text{NO}_3^--\text{N}}$ változása a Yamagata komposztálási technológiában .....	51
16. ábra. A széntartalom és a CO <sub>2</sub> -C emisszió változása a Yamagata komposztálási technológiában .....	52
17. ábra. A csírázási index (GI) változása a kétféle komposztálási technológiában ..	53
18. ábra. A pH és a keletkezett karbonsavak összefüggésének vizsgálata a Yamagata komposztálási technológiában .....	53
19. ábra. A C/N arány változása a kétféle komposztálási technológiában .....	54

20. ábra. Az $\text{NH}_4^+$ -N és az $\text{NO}_3^-$ -N változása a Shimoduma komposztálási technológiában .....	55
21. ábra. Az összes-N és az $\frac{\text{NH}_4^+ - \text{N}}{\text{NO}_3^- - \text{N}}$ változása a Shimoduma komposztálási technológiában .....	56
22. ábra. A széntartalom és a $\text{CO}_2$ -C emisszió változása a Shimoduma komposztálási technológiában .....	57
23. ábra. A pH és a keletkezett karbonsavak összefüggésének vizsgálata a Shimoduma komposztálási technológiában .....	58
24. ábra. A fű szén formáinak változása az idő függvényében.....	64
25. ábra. A fenyő szén formáinak változása az idő függvényében.....	65
26. ábra. A dió szén formáinak változása az idő függvényében.....	65
27. ábra. A fű szervesetlen-N vegyületeinek változása az idő függvényében .....	67
28. ábra. A fenyő szervesetlen-N vegyületeinek változása az idő függvényében .....	67
29. ábra. A dió szervesetlen-N vegyületeinek változása az idő függvényében .....	68
30. ábra. A fű nitrogén formáinak változása az idő függvényében .....	70
31. ábra. A fenyő nitrogén formáinak változása az idő függvényében.....	70
32. ábra. A dió nitrogén formáinak változása az idő függvényében.....	70
33. ábra. A fű csírázási indexének változása a kezelés hatására.....	72
34. ábra. A fenyő csírázási indexének változása a kezelés hatására.....	72
35. ábra. A dió csírázási indexének változása a kezelés hatására.....	72
36. ábra. A $\text{CO}_2$ -C keletkezése aerob körülmények között hetenkénti bontásban .....	79
37. ábra. A $\text{CH}_4$ -C keletkezése aerob körülmények között hetenkénti bontásban .....	79
38. ábra. A $\text{CO}_2$ -C keletkezése aerob körülmények között .....	80
39. ábra. A $\text{CO}_2$ -C keletkezése anaerob körülmények között.....	80
40. ábra. A $\text{CH}_4$ -C keletkezése anaerob körülmények között.....	81
41. ábra. TOC keletkezése aerob körülmények között .....	82
42. ábra. TOC keletkezése anaerob körülmények között .....	82
43. ábra. Az $\text{NH}_4^+$ -N koncentrációjának változása aerob körülmények között.....	83
44. ábra. Az $\text{NO}_3^-$ -N koncentrációjának változása aerob körülmények között .....	84
45. ábra. Az $\text{NH}_4^+$ -N koncentrációjának változása anaerob körülmények között .....	84
46. ábra. Az $\text{NO}_3^-$ -N koncentrációjának változása anaerob körülmények között .....	84

47. ábra. A pH értékének változása aerob körülmények között .....	85
48. ábra. A pH értékének változása anaerob körülmények között.....	86
49. ábra. EC értékének változása aerob körülmények között .....	86
50. ábra. EC értékének változása anaerob körülmények között .....	86

### **Táblázatok jegyzéke**

1. táblázat. A komposztokban található összetevők mineralizálhatóságának jellemzői.....	12
2. táblázat. A humuszsavak néhány jellemző tulajdonsága .....	21
3. táblázat. A két komposztkeverék kiindulási paraméterei .....	37
4. táblázat. A komposztok kiindulási anyagai %-os összetételben.....	40
5. táblázat. A komposztálás folyamatának hőtani adatai .....	40
6. táblázat. A komposztok és a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai.....	40
7. táblázat. A kísérletben felhasznált anyagkeverékek fizikai és kémiai tulajdonságai .....	41
8. táblázat. A fizikai és kémiai paraméterek változásainak összehasonlítása a kétféle komposztálási technológia során.....	60
9. táblázat. A kezeletlen és hőkezelt növények szén- és nitrogéntartalma, valamint C/N aránya .....	63
10. táblázat. A kezeletlen és hőkezelt növények szerves és szervesetlen anyag tartalma.....	63
11. táblázat. Kezeletlen és hőkezelt növények pH-jának és a szerves sav koncentrációjának változása .....	74
12. táblázat. 4. hét után mért kezeletlen és hőkezelt növények szerves sav koncentrációjának változása .....	74
13. táblázat. 7. hét után mért hőkezelt növények szerves sav koncentrációjának változása .....	74
14. táblázat. A szén- és nitrogénvegyületek mennyiségi változásának és a csírázási index alakulásának összefoglaló táblázata .....	75
15. táblázat. A kémiai paraméterek változásainak összehasonlítása a különböző komposztok aerob és anaerob folyamataiban.....	87

## NYILATKOZATOK

### NYILATKOZAT

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Mezőgazdaságtudományi Karán a Növénytermesztési és kertészeti tudományok Doktori Iskola keretében készítettem a Debreceni Egyetem ATC MTK doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 200.....

.....

a jelölt aláírása

### NYILATKOZAT

Tanúsítom, hogy ..... doktorjelölt 200.... – 200.... között a fent megnevezett Doktori Iskola keretében irányításommal – irányításunkkal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult, az értekezés a jelölt önálló munkája. Az értekezés elfogadását javaslom – javasoljuk.

Debrecen, .....

.....

a témavezető(k) aláírása