

SZENT ISTVÁN EGYETEM
GAZDASÁGI, AGRÁR- ÉS EGÉSZSÉGTUDOMÁNYI KAR
TESSEDIK CAMPUS
KÖRNYEZETTUDOMÁNYI INTÉZET

Tudományos Diákköri Dolgozat

KOMPOSZT KÉMIAI VIZSGÁLATA

Készítette:

Petkov Attila

IV. évf. hallgató

Konzulens:

Dr. Simándi Péter

főiskolai tanár

**SZARVAS
2012**

TARTALOM

1. BEVEZETÉS	4
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	6
2.1. Biológiailag bontható hulladékok hasznosításának indokoltsága	6
2.2. Biológiailag bontható hulladékok hasznosítása a mezőgazdaságban.....	7
2.3. Komposztálás	7
2.3.1. Komposztálás folyamata	8
2.3.2. A komposztálás szakaszai	10
2.4. A komposztálás során lejátszódó szerves anyag átalakulási folyamatok.....	11
2.4.1. A szerves anyagok bomlási folyamatai	11
2.4.2. Humifikáció.....	12
2.4.3. Mineralizáció.....	13
2.5. Komposztok érettsége és stabilitása	14
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	16
3.1. A vizsgálatokhoz felhasznált anyagok	16
3.2. Komposztálási technológia	16
3.3. Inkubációs kísérletek	16
3.4. Alkalmazott analitikai vizsgálatok	17
4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELESÜK.....	19
4.1. Szénforgalom a talaj-komposzt keverékekben	20
4.1.1. Széndioxid (CO ₂) képződés vizsgálata	20
4.1.2. Metán (CH ₄) képződésének vizsgálata	21
4.1.3. Vízoldható szerves szén (TOC) képződés vizsgálata	22
4.2. Nitrogén forgalom a talaj-komposzt keverékekben	23
4.2.1. Ammónium-nitrogén (NH ₄ ⁺ -N) képződésének vizsgálata	24
4.2.2. Nitrát-nitrogén (NO ₃ ⁻ -N) képződés változása.....	25
4.2.3. Az NH ₄ ⁺ -N/ NO ₃ ⁻ -N arány változása.....	26
4.3. Kémhatás, sótartalom és foszfor koncentráció változása a talaj-komposzt keverékekben ..	27
4.3.1. pH változása	27
4.3.2. EC változása	27
4.3.3. PO ₄ ³⁻ koncentráció változása	28

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK	30
ÖSSZEFOGLALÁS.....	32
IRODALOMJEGYZÉK.....	34
MELLÉKLETEK.....	36
Ábrák jegyzéke	36
Táblázatok jegyzéke	36
Képek.....	37
NYILATKOZAT	43

1. BEVEZETÉS

A szervesanyag-gazdálkodás sok más tényező mellett nélkülözhetetlen a talaj tápanyag szolgáltató képességének megőrzésében. Az elmúlt évtizedekben a magyar állattartás jelentős visszaesése az istállótrágya mennyiségének lecsökkenését eredményezte, így más módot kell keresni a talaj szerves anyag szükségletének pótlására.

Manapság a hulladékgazdálkodás területén egyre nagyobb teret nyer az újrahasznosítás a lerakással történő ártalmatlanítással szemben. Ez is indokolja, hogy természeti erőforrásaink nem végtelen mennyiségben állnak rendelkezésre. A szervesetlen hulladékok hasznosítása nagyrészt már megoldott, gondoljunk csak a fémekre, üvegre, de a szerves hulladékok esetében, melyek az összes tömeg 30-50%-át teszik ki, a hasznosítás még nem megfelelően kidolgozott és alacsony arányú. Ennek jó példája a szennyvíziszap hasznosítása, amely hazánkban 10% körüli, míg az Unió más országaiban jellemzően 50-80% körül alakul (KÁDÁR és DRASKOVICS, 2012).

A biológiaiilag bontható szerves hulladéaink megfelelő kezelés után alkalmasakká válnak a talaj szerves anyag igényének kielégítésére. Ezzel három probléma oldható meg egyszerre: csökken a hulladék mennyisége, javul talajaink szerves anyag forgalma és nem utolsósorban csökken a felhasználandó műtrágya mennyisége, amelyet nagyrészt külföldről importálunk.

A biohulladékot lehet aerob és anaerob módon kezelni, az előbbi eredménye a komposzt, amelyet a 23/2003. (XII. 29.) KvVM rendelet így határoz meg: a komposzt a biohulladék komposztálással történő hasznosításával keletkező terméshozó anyag, amely a növények tápanyagellátásának, illetve a talaj tápanyag-szolgáltató képességének javítására szolgál.

A minősítési rendszer, amelyet jelenleg alkalmaznak, elsősorban a környezetre való veszélyességet vizsgálja, nem pedig a termék érettségét. A makroelem vizsgálatok (N, P, K) és C/N arány meghatározása nem elégségesek a komposzt tulajdonságainak leírásához, mert a kész komposzt kazalba rakva is átalakul és fejlődik. Ha talajba keverjük ott az aerob és anaerob feltételek változtatják egymást a talaj redoxpotenciáljának (KOCSIS, 2005) és a komposzt érettségének megfelelően. Így ezekkel a mutatókkal együtt kell alkalmazni más paraméterek vizsgálatát, például a vízdoldható szerves szén és respirációt.

Véleményem szerint napjainkban nem megfelelőek az alkalmazott minősítési eljárások, ezekkel nem lehet helyesen megítélni a komposztok mezőgazdasági értékét, hiszen nem a felhasználás közegében, tehát a talajban vizsgálják tulajdonságait, pedig lényeges a kijuttatott termék és a talaj kölcsönhatásaira utaló paraméterek megfelelő ismerete. Ezek a jellemzők a kiindulási anyagok és keverési arányuk, valamint a komposztálási technológiák helyes

megválasztásával és kivitelezésével befolyásolhatóak. Így nagyobb trágya értékű anyagot kapunk, ami ugyanakkora ráfordítás mellett gazdaságosabb kezelést jelent a hulladék hasznosítása során.

Az anyagátalakulási folyamatok nem fejeződnek be a komposztálás végeztével. Ennek okán végeztem vizsgálatokat arra vonatkozóan, hogy az azonos kiindulási anyagokból megegyező technológiával készült, de eltérő utóérlelési idejű komposztok különbséget mutatnak-e respirációban, szén- és nitrogénforgalomban és egyéb mutatókban a talajra juttatást követően.

Dolgozatom során arra kerestem a kérdést:

- Hogyan viselkednek a talajban az aktív levegőztetési technológiával, azonos összetétellel készült, de eltérő utóérlelési idejű kész komposztok aerob körülmények között?
- Mennyi lehet az optimális utóérlelés idő a felhasználást megelőzően?

A változásokat kémiai paraméterekkel követtem nyomon inkubációs kísérlet során, amelyet 10 héten át folytattam.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Biológiailag bontható hulladékok hasznosításának indokoltsága

Az elmúlt időszakban a műszaki és gazdasági fejlődés, valamint a fokozódó urbanizáció eredményeképpen jelentős mértékben megnőtt a hulladékok okozta káros hatások elleni védelem szerepe, amelyet manapság a környezetgazdálkodási tevékenység kiemelt feladatai közé kell sorolni. Növekvő gondot jelent világszerte az anyag- és energiatakarékos gazdaság létrehozása, ez a törekvés jelentős kihívás a hulladékgazdálkodás számára is (ÁRVAI, 1993).

A népesség növekedésével párhuzamosan a termelés és a fogyasztás fajlagos növekedése szintén jelentős probléma. Ennek szükségszerű velejárója környezetünk hatványozott igénybevétele (KÁDÁR, 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. Törekednünk kell a keletkező hulladékok hasznosítására, mert ez a természeti erőforrások igénybe vételét mérsékli.

A hulladékgazdálkodásról szóló 2000. évi XLIII. törvény célja a települési szilárd hulladékok lerakással történő ártalmatlanítása során a biológiailag lebomló szerves anyag arányát az 1995 évi szinthez képest 2004. július 1.-ig 75%-ra, 2007. július 1.-ig 50%-ra, 2014. július 1.-ig 35%-ra mérsékelni. Az új, 2012 októberében a parlament által elfogadott, de még hatályba nem lépett (jelenleg a Köztársasági Elnök aláírására vár) törvény a Hulladékról ezt annyiban módosítja, hogy a 35% csökkentési célt 2016. július 1.-ig írja elő. A viszonyításnak használt 1995-ös évben a települési szilárd hulladék 4,5 millió tonnás össztömegéből 1,57 millió tonnát tett ki a biohulladék, ami 35%-os részesedést jelent. Ebből következik az, hogy 2016. július 1.-ig a lerakott szerves hulladék maximum 819 ezer tonna lehet.

A települési hulladék mennyisége kb. 4 millió tonna, ennek 29%-a biológiailag lebomló és 18%-a papír, ami 1,88 millió tonna biológiailag kezelhető hulladékot jelent (KSH, 2012). A második Országos Hulladékgazdálkodási Terv adatai alapján a mező- és erdőgazdaságban, élelmiszeriparban 35 millió tonna hasznosítható biomassza képződik, valamint még ezen felül évente 1,1-1,5 millió tonna kommunális és 150 ezer tonna élelmiszeripari szennyvíziszapot kell kezelni, ezek ugyan csak magas szervesanyag-tartalommal rendelkeznek, valamint növényi tápanyag tartalmuk is nagy. Így belátható, hogy jelentős mennyiségű a hasznosításra váró biomassza mennyisége.

Véleményem szerint a biológiai úton lebontható növényi és állati hulladék lerakását az elkövetkező időszakban közel nullára kell csökkenteni. Ezt a törekvést az is sürgeti, hogy az új, hulladékról szóló törvény tervezete jelentős mértékű lerakó járulék bevezetését tartalmazza (6

forint/kg települési szilárd hulladékra), ha ez hatályba lép jelenlegi formájában, a kezelések gazdaságossági viszonyai jelentősen megváltoznak, így a lerakással történő ártalmatlanítás eddigi alacsony költségei megemelkednek. Ezért indokolt a különböző kezelési eljárások szélesebb körű alkalmazása, megfelelő megválasztása és a szükséges létesítmények minél gyorsabb kiépítése. Erre a két legmegfelelőbb módszer a komposztálás és a biogáz előállítás. Véleményem szerint erre alkalmasabb lehet a komposztálás, mivel kivitelezhetősége gyorsabb, illetve beruházási költsége alacsonyabb, mint a költségesebben kiépíthető, bonyolultabb rendszert igénylő biogáz termelés.

2.2. Biológiailag bontható hulladékok hasznosítása a mezőgazdaságban

A mezőgazdasági termelés során több milliárd tonnányi mennyiségben keletkeznek melléktermékek, ezen felül az élelmiszeriparban és más biológiai anyagokat feldolgozó iparágakban szintén jelentő mennyiségű a szerves hulladék. A megoldás ezek visszaforgatása, hasznosítása pl. a mezőgazdaságban a növénykultúrák tápanyagellátására, talaj szerves anyag tartalmának javítására.

A növényi állati eredetű hulladékok és melléktermékek hasznosítása a tápanyag-gazdálkodásban elengedhetetlen. Azzal, hogy a talajba juttatjuk a növényi maradványokat, mikrobiológiai úton feltáródó tápanyagokkal növekszik a talaj termőképessége.

A szerves melléktermékek biológiai kezelés után, amely lehet aerob (komposztálás) vagy anaerob (biogáz előállítás), a talaj humusztartalmát növelő anyagok állíthatók elő. A komposzt alkalmazása kedvező a talaj fizikai jellemzőire nézve: javul a talajszerkezet, így csökkenti a porosodást és az erózió veszélyét, valamint javítja a talajok víz-, hő-, és levegőgazdálkodását (KOCSIS, 2005). A szerves melléktermékek, hulladékok használata a laza szerkezetű homoktalajokat kötöttebbé, a kötöttebbeket lazábbá, így könnyebben művelhetővé teszi (VERMES, 1996). A talaj nagyobb szervesanyag-tartalma elősegíti az abiotikus tényezők: nedvesség, levegő és hőmérséklet minél jobb érvényesülését a növénytermesztés folyamán. A talaj fontos tulajdonsága az ioncsere kapacitás, ami szerves anyag bedolgozásával szintén jelentős mértékben növelhető.

2.3. Komposztálás

A komposztálás az a biotechnológiai eljárás, ahol a szubsztrát túlnyomóan szilárd vagy vízzoldhatatlan fázisban van jelen, valamint felületét vízfilm borítja és a mikroorganizmusok a lebontást döntően aerob körülmények között végzik. A folyamatban részt vevő mikroorganizmusok enzimrendszerei a szerves anyagokat biológiai oxidáció útján lebontják, átalakítják (BARÓTFI, 2000). A szerves anyag energiatartalmának egy részét az mikroorganizmusok élettevékenységük során felhasználják, a maradék hő formájában átadódik a környezetnek. ALEXA és DÉR (1998) szerint a komposztálás emberi irányítás mellett végbemenő humuszgyártás, folyamata alatt szerves

anyag stabilizálódik, a mineralizációs és humifikációs mikrobiológiai folyamatok során termékekből ártalmatlan, stabil és homogén végtermék keletkezik

2.3.1. Komposztálás folyamata

A komposztálás lezajlása alatt csakúgy, mint a természetes humuszképződés során, két alapvető folyamat zajlik le egyszerre, ezek a bomlás és a felépülés. Ezen folyamatok megfelelő lejátszódásához a kiinduló anyagok tulajdonságait és a környezeti körülményeket megfelelő minőségben biztosítani kell. Ezek közül a legfontosabbak a következők: kedvező C/N arány, megfelelő oxigénellátás, kedvező nedvességtartalom és hőmérséklet.

2.3.1.1. Tápanyagok

A szén és nitrogén a mikrobák számára legnagyobb jelentőséggel bíró két elem. A lebomlási sebességet az oxigén ellátottság és a megfelelő nedvességtartalom mellett a bomláson átmenő anyag széntartalma és nitrogéntartalma határozza meg leginkább. Így a szén és a nitrogén arány alakulása determinálja a komposztálás folyamatát és ezen felül a termék minőségét is. Az optimális kiindulási arány 25-35:1 közötti (BARÓTFI, 2000), de nem ismerünk pontosan megállapított és elfogadott értéket. Ha a C/N arány kicsi, akkor a mineralizáció gyorsabb, de a nitrogén felesleg ammónia formájában eltávozik, a végtermék tápértéke romlik. Tág C/N arány esetén (50:1) pedig a folyamat nagyon lassan indul be, csak ha a felesleges szén már széndioxid formájában eltávozott (ALEXA és DÉR, 1998). A komposztálás során a C/N arány csökkenthető nitrogén műtrágyák, valamint magas nitrogéntartalmú szerves hulladékok hozzáadásával, ilyen hulladék lehet például a szennyvíziszap.

Egyes vélemények szerint a C/N arány nem megfelelő mutató a szén és nitrogén arányának megítélésére, mivel az anyagban levő összes szén és nitrogén mennyiségét mutatja (BARBARIKA et al., 1985), azonban a mikrobák élettevékenysége során csak az általuk felvehető szén és nitrogén aránya lényeges, mivel csak ez a frakció vesz részt a mikrobiális folyamatokban (INUBUSHI et al., 2001).

A kész komposzt jellemzői függenek a felhasznált anyagoktól és a komposztálás körülményeitől. Ennek okán az alapanyagok megválasztásakor figyelembe kell venni a megfelelő tápelem összetételt és biztosítani kell a kedvező szemcseméretet, struktúrát, hogy a levegőzöttség optimális legyen a mikrobiológiai folyamatok hatékony lezajlásához (KÉSMÁRKI és PETRÓCZKI, 2003).

2.3.1.2. Oxigénellátás és levegőztetés

A megfelelő oxigén ellátás és levegőzöttség három okból fontos a komposztálás alatt, ezek az aerob mikrobiológiai lebontás biztosítása, a komposzt halom nedvességtartalmának csökkentése és hőmérsékletének szabályozás (HAUG, 1993).

A szerves anyag mikrobiológiai bomlása során a környezet oxigén ellátottsága alapján két lehetőség van: az aerob állapot, ahol a molekuláris oxigén rendelkezésre áll és az anaerob körülmény, ahol nincs jelen oxigén sem molekuláris formában sem pedig mikrobák számára könnyen hozzáférhető kötésekben. A komposztálás sebességét döntően meghatározza az anyag bonthatósága és az oxigén transzport. Leggyakrabban az oxigén ellátás a korlátozó tényező a két tényező közül (HAMELERS, 1995).

Aerob mikrobiológiai bomlás esetén a mikroszervezetek oxigénigényüket a levegő oxigénjéből elégítik ki. A folyamat alatt CO_2 és más egyszerűbb vegyületek keletkeznek, amit hő felszabadulás kísér. A hatékony oxidáció feltétele az is, hogy az oxigén eljusson a prizmában található szemcsék belsejébe is. Ennek fontos eszköze a megfelelően laza anyagú prizma kialakítása, a folyamatos átforgatás és/vagy levegőztetés. A forgatás kedvező hatása még, hogy megakadályozza a túlzott felmelegedést és ennek következményét a nedvességtartalom kedvezőtlen mértékű csökkenést.

Abban az esetben, ha a komposztálás során túl alacsony oxigén ellátottság alakul ki anaerob folyamatok veszik kezdetüket. Ekkor mikrobák oxigénigényüket a szerves és szervetlen vegyületek redukciójával fedezik. Erre a szerves anyagok kékes-szürkére színeződés és a bűzös szag hívja fel a figyelmet. A szaghatás okozója a keletkező ammónia és kénhidrogén. Fontos indikátora lehet az anaerob állapotnak a kisebb hőmérséklet is, melyet redukációs folyamatok alacsony energia felszabadulása eredményez (BARÓTFI, 2000).

Az anaerob folyamatok a növények számára káros anyagok keletkezését okozzák, a növényi tápanyagok redukált formába kerülnek, ezét felvehetetlenné válnak.

Aerob és anaerob folyamat egyaránt lejátszódik a komposztálás során. A halom szélén az aerob, míg belsejében az anaerob folyamatok az uralkodóak. Fontos feladat tehát az aerob folyamatok elősegítése. Ezt forgatással, levegőztetéssel, a megfelelő nedvességtartalom beállításával, fenntartásával és laza szerkezet kialakításával lehet elérni (FORRÓ, 1998).

2.3.1.3. Szerkezet

A megfelelő szerkezet kialakítása nélkül elképzelhetetlen az aerob viszonyok kialakítása. A kezelt anyag szerkezetének, pórusterének biztosítani kell a megfelelő levegőzöttséget. A folyamatok megfelelő lezajlásához legalább 30 térfogat %-nak kell lennie a pórustérnek. Ezt az anyag tulajdonságainak megfelelő mennyiségű szerkezetjavító anyag hozzákeverésével érhetjük el (például szalma, fanyesedék) (KOCSIS, 2005). A megfelelően felaprított anyagok a mikroorganizmusok számára nagyobb érintkezési felületet eredményeznek, mint a darabos anyagok, ezt aprítással lehet elérni.

2.3.1.4. Nedvességtartalom

Az élethez vízre van szükség, nem jelentenek kivételt ez alól a mikrobák sem, tehát az élettevékenységeik lezajlásához szükséges az optimális nedvességtartalom. Ha a komposztálás során túl alacsony vagy túl magas, az jelentősen befolyásolja a mikrobák élettevékenységét, így hatással van a szerves anyag bomlására és a hőmérséklet alakulására is. Túl magas nedvességtartalom esetén az oxigén helyét széndioxid és víz veszi át, így anaerob viszonyok alakulnak ki és a redukció kerül túlsúlyba (ALEXA és DÉR, 1998). A túl alacsony nedvességtartalom szintén kedvezőtlen, lassítja, rosszabb esetben meg is akadályozza a mikrobák növekedését (HAMELERS, 1995).

Optimális nedvességtartalom általánosságban nem állapítható meg, mert azt nagymértékben befolyásolja az anyag minősége, légjárhatósága. A kedvező szint határa 30-70 tömeg % körül mozog (HAUG, 1993). A gyakorlatban marokpróbával állapítják meg a megfelelő nedvességtartalmat, amely akkor megfelelő, ha a bekevert homogén anyagból vett minta a kezünkben összenyomva nem enged ki folyadékot, és miután elengedtük, nem esik szét KOCSIS, 2005).

2.3.1.5. Hőmérséklet

A hőmérséklet egy a mikroorganizmusok élettevékenységét jelentősen befolyásoló abiotikus tényező. A különböző élszervezetek számára más és más az legkedvezőbb hőmérséklet tartomány, ahol élettevékenységeik megfelelően végbemennek. Ennek okán a komposztálás során egy igen jól nyomon követhető paraméter a hőmérséklet. A szakirodalom szerint a komposztálás maximális hőmérséklete 50-60 °C között alakul, ezt a termofil szakaszban éri el.

A komposzt minősége szempontjából fontos a megfelelő hőmérséklettartomány betartása és a megfelelő behatási idő is. Túl magas hőmérséklet káros folyamatokat eredményez a komposztálás folyamán. Ennek eredményeképpen a mikrobiális aktivitás lecsökken, elszenesedés következik be. Alacsony hőmérsékleti értéknél az aktivitás ugyancsak csökken, a biokémiai folyamatok lelassulnak. Ez azzal jár, hogy patogén mikroorganizmusok, növényi kórokozók és gyommagvak nem pusztulnak el, ezért a komposzt akár egészségügyi kockázatokat is jelenthet (BENEDEK 1990).

2.3.2. A komposztálás szakaszai

A komposztálás energia felszabadulással járó folyamat, szakaszait jól jellemzi a hőmérséklet. Négy fő szakaszt szokás elkülöníteni.

A rövid bevezető (vagy iniciáló) szakasz kezdetén a mikroorganizmusok optimális körülmények közé kerülnek, így megkezdődik gyors szaporodásuk. A hőmérséklet gyors anyagcseréjük hatására emelkedni kezd. Időtartama néhány órától 1-2 napig tart.

A lebomlási (vagy termofil) szakasz kezdeti periódusában döntően a mezofil mikroorganizmusok vannak jelen, a hőmérséklet 25-30 °C körüli. Az intenzív anyagcsere egyre nagyobb hőmérsékletet eredményez. Ezt a könnyen bontható szerves anyagok, például cukrok, keményítő, zsírok, fehérjék mikrobiális oxidációja biztosítja. A hőmérséklet emelkedése következtében a mezofil mikrobák helyét termofil mikroorganizmusok veszik át. A lebontási szakasz eme periódusánál az 50-55 °C-os hőmérséklet a kedvező. Ezen a körülmények között a könnyen bomló szerves vegyületeket a mikroszervezetek gyorsan felhasználják. A komposzt higienizálása is ebben az időszakban zajlik. Megfelelő feltételek mellett a lebomlási szakasz 2-3 hét alatt megy végbe (VÉGHÉLYI, 2001).

Az átalakulási (vagy mezofil) szakasz kezdetét a hőmérséklet csökkenése jelzi. Ennek oka az, hogy a könnyen bomló szerves anyag elfogy, így a mikroorganizmusok számára már csak a nehezebben hozzáférhető szerves anyagok, például a cellulóz, hemicellulóz és lignin állnak rendelkezésre szubsztrátként. A hőmérséklet csökkenésének következtében a mezofil mikroszervezetek válhatnak uralkodóvá. A pH fokozatosan csökken az ammóniaképződés megszűnésével és a nitrifikáció beindulásával (ALEKSZA és DÉR, 1998;). Kedvező körülmények között 3-4 hét alatt végbemennek ezek a folyamatok.

Az utolsó szakasz az érési, amely 1-2 hónapot vesz igénybe. Itt a szerves anyag humifikációja a meghatározó folyamat. A hőmérséklet jellemzően tovább csökken a mezofil szakaszhoz képest. Mikroorganizmusok közül elsősorban pszikrofil hőmérsékleti tartományban aktív baktériumok és penészgombák vannak jelen. A hőmérséklet kedvező esetben 15-20 °C-os érték közelében alakul (KOCSIS, 2005).

2.4. A komposztálás során lejátszódó szerves anyag átalakulási folyamatok

A komposztálás során döntően aerob biokémiai folyamatok játszódnak le. A mikroorganizmusok enzimeik segítségével a szerves anyagokat oxidatív úton egyszerűbb vegyületekké alakítják, lebontják, majd további biokémiai folyamatok, humifikáció, mineralizáció eredményeként bonyolult poliaromás szerkezetű vegyületek keletkeznek.

2.4.1. A szerves anyagok bomlási folyamatai

A növényi és állati eredetű szerves maradványok átalakulása összetett mikrobiális folyamatok összességének eredménye. A lebontás során a mikrobák a bonyolult szerves vegyületeket egyszerűbb vegyületekké alakítják.

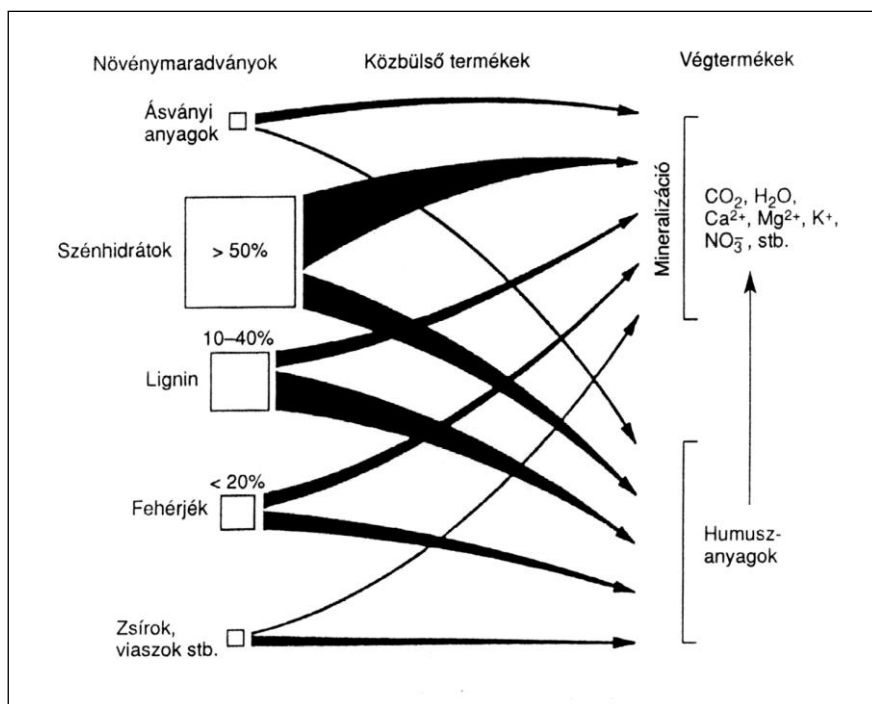
STEFANOVITS és munkatársai (1999) megállapították, hogy a növényi maradványok bomlását három szakaszra lehet osztani, ezek a következők:

- Biokémiai szakasz: A szövetek az elhalást követően nagy molekulájú vegyületeket alkotnak, ezek hidrolízis és oxidáció hatására egyszerűbb vegyületekre bomlanak szét.
- Mechanikai szakasz: A szerves anyagok a talajfauna aprító és keverő hatásának következményeképpen felaprózódnak, valamint összekeverednek a talaj ásványi alkotóival.
- Mikrobiális lebomlási szakasz: Heterotróf mikroorganizmusok enzimatis reakciók során a szerves anyagokat egyszerű vegyületekre alakítják át. Ezt a környezeti feltételek befolyásolják.
 - Aerob környezetben oxidált vegyületek, például CO_2 , H_2O , NO_3^- , SO_4^{2-} keletkeznek.
 - Anaerob környezetben redukált vegyületek például: CH_4 , NH_4^+ , egyszerű szerves savak, H_2S keletkeznek.

2.4.2. Humifikáció

A humifikáció gyakorlatilag a talaj élettelen szerves anyagainak legfontosabb szintetizáló reakcióinak összessége. A mineralizáció során kedvező környezeti feltételek mellett a könnyen bontható szerves anyagok gyorsan lebomlanak (1. ábra). Ám a nehezen bontható szerves anyag döntő része polimerizálódik és más nitrogéntartalmú anyagokkal kapcsolódik össze. Így sötétszínű, nagy molekulájú, stabil vegyületek úgynevezett humuszanyagok jönnek létre.

A lignin a nehezen bomló anyagok közé tartozik, ezért jelentős szerepet játszik a humuszképződésben is. A lignin bomlásának termékei a mono-, di- és trifenol vegyületek, amelyek polimerizációjából a humusz alakul ki. A talajokban természetes körülmények esetén nem változik a humusz mennyisége. Az évente elbomló humusz mennyisége közel megegyezik az újonnan képződött humusszal. A mineralizáció és a humifikáció eredményeként tehát a talaj szerves anyagkészlete állandó dinamikus változásban vannak. Az aerob körülmények a mineralizációnak, az anaerob viszonyok pedig a szerves anyag felhalmozódásának biztosítanak kedvező feltételeket (STEFANOVITS et al. 1999).



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

2.4.3. Mineralizáció

A minerealizációs folyamat során heterotróf mikroflóra és mikrofauna felszabadítja a szerves kötésekben jelenlévő elemeket, amelyek így ásványi formában felvehetőek lesznek a növények számára.

2.4.3.1. Nitrogén mineralizáció

Az érett komposzt a lassan hasznosuló nitrogéntrágyák közé sorolható, mert a nitrogén döntő tömege szerves kötésben van jelen. A szerves nitrogénformák kisebb mennyiségben vannak jelen főként NH_4^+ , NO_3^- formájában. Az összes nitrogén tartalom és a nitrogénformák megoszlása függ a kezelés idejétől és a kiindulási anyagtól. A szerves nitrogénformának töredéke tűnik el, mert csak jelentéktelen mennyisége oldható vízben, valamint kevésbé érzékeny a kimosódásra (CASTELLANOS és PRATT, 1981).

A komposztból a nitrogéntartalom gáz formában NH_3 , NO_x , N_2 -ként, illetve vízoldható alakban NH_4^+ , NO_3^- ként kerülhet ki. Tehát N-veszteség csak szerves formákban fordulhat elő. Egyes szerzők a NO_3^- -ot a komposzt stabilitásának indikátoraként is felhasználhatónak tartják (CHEFETZ et al., 1998).

A komposztban szerves formában kötött nitrogén mineralizációja több folyamatra oszlik. Az enzimatis bontás során a mikroorganizmusokat felépítő fehérjék aminosavakra bomlanak. Ezek az ammonifikáció alatt NH_3 -vá bomlanak. A közegben megfelelő levegőzöttsége mellett nitrifikáció játszódik le, ez savasodást is eredményezhet. A nitrifikáció végterméke az NO_3^- lesz.

2.4.3.2. Szén mineralizációja

A komposztálás alatt a különböző szerves anyagok mikroorganizmusok közreműködésével egyszerű alapvegyületekre bomlanak le, ilyenek például a szén-dioxid, szulfát, nitrát és víz (ALEXA és DÉR, 1998), illetve a nem mineralizálódott szerves anyagokból humuszanyagok keletkeznek. A komposztálás felfogható a humifikáció speciális formájának, ahol aerob körülmények között elsősorban a termofil szakaszban humuszanyagok keletkeznek (BANNICK, 1988).

A komposztálás során a respiráció (vagyis a keletkező CO_2 értéke) utalhat a növények számára felvehető tápanyagokra (AGBIM et al., 1997). A szerves szén mineralizációja következtében a szervesen kötött nitrogén mineralizációja is végbemegy, így a CO_2 koncentráció mérése a nitrogén felszabadulásának jellemzésére is alkalmazható (CASTELLANOS és PRATT 1981).

2.5. Komposztok érettsége és stabilitása

A komposztok használati értékét érettségük és stabilitásuk határozza meg. A komposztok érettsége alatt a fizikai, kémiai és biológiai stabilitásukat értik (MATHUR et al. 1993.), ennek meghatározása korántsem egyszerű feladat.

A komposztok érettségének meghatározására alkalmazott módszereket öt csoportba lehet sorolni: fizikai, kémiai, mikrobiológiai vizsgálatok, növényekre gyakorolt hatás vizsgálata és a szerves anyag humifikálódásának tanulmányozása (JIMÉNEZ és GARCIA, 1989).

Az érettség jellemzésére általánosan alkalmazott eljárás a C/N arány meghatározása az érés kezdetekor és a befejezésekor. Jellemzően a kezdeti 30 körüli értékről az érés végére 20 alá csökken ez az arányszám. Ennek módosítása a vizes kivonatból történő szerves C/N arány mérése, itt az érték 5-6 körüli (SENESI és BRUNETTI, 1996).

A szerves anyagok bomlási folyamatai összefüggésben vannak a fitotoxikus anyagok keletkezésével is. Több ilyen kedvezőtlen hatású anyag is van, például: H_2S , NH_3 , nehézfémek, kis molekulatömegű savak, pl. ecetsav, fenol származékok és sók, melyek utalnak a komposzt nem megfelelő érettségére.

A rövid szénláncú karbonsavak például: ecetsav, fenol csoportok, vajsav, propánsav is indikátorai a komposzt éretlenségének. Kedvezőtlen hatással vannak a növények fejlődésére. Ha komposzt érett nem tartalmaz rövid szénláncú szerves savakat (SIMÁNDI et al., 2005).

A kémiai vizsgálati módszerek sok esetben nem megfelelőek önállóan. Így biológiai módszerekkel együtt alkalmazzák őket. A legelterjedtebb módszerek a magcsírázás és a növénynövekedés vizsgálatán alapulnak. Ezen eljárásoknál komoly hátrányt jelen az, hogy igen időigényesek. Ezek a módszerek azon alapulnak, hogy komposztból különböző kivonatokat készítenek, majd ennek az adott növényfajra gyakorolt hatását értékelik, ilyen biotesztek a zsázsa, árpa, saláta, mustármag teszt (MATHUR et al., 1993).

Az E_4/E_6 hányados a humuszban található aromás vegyületek gyűrűinek kondenzációs fokára utal. Ez az arányszám a komposztnál kezdetben növekszik az idővel, utalva arra, hogy a humusz anyagok molekula tömege csökken. A csökkenésből következtetni lehet a stabilitásra és érettségre. Meghatározása vizes kivonathól analitikai módszerrel végrehajtható, viszonylag egyszerűen. Ez a mutató alkalmazható lehet a komposztálás folyamata során a toxikus anyagok csökkenésének jelzésére, mivel összefüggést mutat a csírázást gátló hatások mérséklődésével (ERHART és BURIAN 1997).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálatok kísérleti részét 2011-2012-ben Szarvason, a Szent István Egyetem Gazdasági, Agrár- és Egészségtudományi Kar Tessedik Campus Környezettudományi Intézetének laboratóriumában végeztem. Minden vizsgálatot 3 ismétlésben hajtottam végre.

3.1. A vizsgálatokhoz felhasznált anyagok

A vizsgálathoz felhasznált komposztok azonos technológiával készültek és összetétel tekintetében is egyezők voltak, azonban az utóérlelés ideje eltérő volt. Az egy éves komposzt szervesanyag tartalma 60 %, míg a fél éves komposzté 65 % volt.

Az egyik fél, a másik egy éves telepen történő tartózkodás után került vizsgálatra. A komposztálás kiindulási anyagkeveréke meghatározott mennyiségben zöldhulladék és szennyvíz iszap volt.

A komposzt-talaj keverékek elkészítéséhez és kontrollnak homoktalajt alkalmaztam a vizsgálatok során, mivel ennek szervesanyag-tartalma minimális.

3.2. Komposztálási technológia

Az általam vizsgált komposzt minták aktív levegőztetéses, membránnal fedett, automatizált technológiával készültek. A komposzt halom hőmérsékletét, oxigén koncentrációját számítógépes rendszeren követik nyomon. A kiindulási anyagok tekintetében az alkalmazott összetétel: 70 % települési zöld hulladék, 20 % szennyvíz iszap és 10% struktúraanyag. Ezt a keveréket kalapácsos törővel aprítják, keverik a keverésre kialakított területen. A megfelelően kialakított keveréket zsáktömőgéppel betöltik a fedésre használt membrántakaróba a levegőztetéshez szükséges csövekkel és az ellenőrzéshez szükséges szondákkal együtt. Ezzel megkezdődik a komposztálás intenzív szakasza, ami megközelítőleg 38 napot vesz igénybe, majd a telep utókezelő területére deponálják, ahol utóérlelik, majd átrostálják. A kész komposztot és a még teljesen nem komposztálódott anyagokat rostálással választják el egymástól. Ehhez különböző pórusméretű rostát alkalmaznak. Először egy durva 6 cm átmérőjű, majd még két menetben egy 4 cm és egy 2 cm lyukátmérőjű dobostán szitálják át. A kísérlethez felhasznált komposztok utóérlelési ideje fél és egy év volt.

3.3. Inkubációs kísérletek

A kísérlet megkezdése előtt mindkét komposztfajtából 3-3 ismétlésben 1:9 arányú komposzt:talaj keveréket készítettem. A komposztot <2 mm pórusméretű szitán átszitáltam, hogy homogén legyen a minta. Kontrollnak ugyanezt a homoktalajt használtam. A nedvességtartalmukat minden esetben azonos értékűre, 20%-ra állítottam be. Az inkubációs edény térfogata 568 cm³ volt. Induláskor

bemértem az edényekbe 250-250 gramm mintát és hetente 10-10 grammot vettem ki belőlük a különböző vizsgálatokhoz (pH, EC, TOC, NO_3^- -N, NH_4^+ -N, PO_4^{3-}). 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, átkevertem, és csak utána zártam le ismét. A gázok (CO_2 és CH_4) vizsgálata, mintavételezése a minta feletti gáztérből történt. Az inkubációt 10 héten keresztül 25 °C-ra beállított termosztátban végeztem.

3.4. Alkalmazott analitikai vizsgálatok

pH meghatározása: ANDERSON és INGRAM (1993) módosított módszerével történt a pH mérés.

Az inkubációs edényekből kimértem 10 gramm keveréket, majd 1:5 tömegarányban desztillált vizet adtam hozzá és 15 percen keresztül rázógéppel rázattam. A rázatás után szűrőpapíron átszűrtem a szuszpenziót, majd a szűrletből pH mérőn mértem a pH-t.

Készülék: METTLER TOLEDO MPC 227 pH / Conductivity Meter

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 talajszuszpenzióban vezetőképesség mérővel történt a mérés.

Készülék: METTLER TOLEDO MPC 227 pH / Conductivity Meter

Nitrátion meghatározása (NO_3^- -N): A meghatározást hidrazin redukciós módszerrel végeztem (HAYASHI et al., 1997) a komposzt-talaj keverék vizes szuszpenziójának szűrt oldatából. A szűrletben az NO_3^- a 30 perces 38 °C-on lejátszódó redukció után NO_2^- -té alakul.

Ez szulfánilamiddal diazónium-sóvá diazotál, és NED (N-1-Naftil-etilendiamin-diklorid) reagenssel kapcsolódva piros színű vegyületté alakul, amit 540 nm hullámhosszon mértem fotométeren.

Készülék típusa: SHIMADZU UV-3101 PC

Ammóniumion meghatározása (NH_4^+ -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 fotométeren.

Készülék típusa: SHIMADZU UV-3101 PC

CO₂ mérése: A széndioxid koncentrációt fotoakusztikus spektroszkópiával határoztam meg. A PAS (Photo Acoustic Spectroscopy) közvetlenül az elnyelt infra energiát detektálja a kibocsájtott hangenergia által. A méréseket közvetlenül a komposzt-talajkeverékek feletti gáztérből végeztem. Az inkubációs edények gumi tetején keresztül szűrt két tű segítségével, amelyek csövek segítségével voltak összekötve a műszerrel. Az egyikben a mintavétel történt a másikon a mintát jutatta vissza a készülék az edénybe.

Készülék típusa: BRÜEL & KJAER PAS-1302

CH₄ mérése: A mintavételezés hasonló volt a CO₂-nél leírtakkal. Az analízist itt is fotoakusztikus spektroszkópiával végeztem.

Készülék típusa: BRÜEL & KJAER PAS-1302

Vízoldható szerves szén meghatározása (TOC): A már leírtak szerint elkészített vizes talaj szuszpenzióból mértem TOC mérővel. A mérés lényege, hogy az oldatban lévő szenet a készülék 750 °C-on platina katalizátor segítségével eloxidálja széndioxiddá, mely koncentrációját a készülékbe beépített infravörös gázanalizátor határozza meg.

Készülék típusa: SHIMADZU TOC-5000 CARBON ANALYSER

Foszfát meghatározása (PO₄³⁻): A módszer lényege, hogy az ortofoszfát-ionok molibdenát-ionokkal reagálva foszformolibdenát komplexet képeznek, amelyet kénsavas közegben az aszkorbinsav redukál kék színű vegyületté. A reakciót kálium-antimonil-tartarát katalizálja. Az oldat koncentrációját 710 nm-en mértem fotométerrel.

Készülék típusa: SHIMADZU UV-3101 PC

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A komposztálás végterméke a komposzt, amely sötétbarna, földszagú anyag, amiben a kiindulási anyagok már nem ismerhetők fel. Hasonló folyamatok mennek végbe a komposztálás folyamatában is, mint az almos trágya kezelése során, ahol a végtermékben szintén nem mutathatók ki a kiindulási anyagok. A komposztok érettségének kimutatására azonban többre van szükség az egyszerű érzékszervi vizsgálatoknál.

Nyilvánvaló, hogy a komposzt tulajdonságai függenek a kiindulási anyagok összetételétől és ezeknek az anyagoknak a felhasználási arányától. A mikroorganizmusok aktivitását döntően befolyásolják a rendelkezésre álló szén és makroelemek (főleg N és P). A szaporodásuk addig tart, amíg ezek megfelelő arányban állnak rendelkezésre számukra. Mindig a minimumban lévő tényező a korlátozó. A folyamatok lezajlásának ismeretéhez elengedhetetlen a szénformák és a nitrogénformák nyomon követése.

A késznek minősített komposztkazalban is még átalakulási folyamatok mennek végbe. Ezt az magyarázza, hogy mikroorganizmusok által felhasználható anyagok maradnak benne. Tehát, ha a körülmények megfelelőek a mikrobák számára ezeket felhasználják, ha nem akkor továbbra is a termékben maradnak. A felhasználható anyagoknak jó mutatója a vízzel oldható szerves szén mennyisége.

Ezek a lebontási folyamatok akkor is lezajlanak, ha a komposztot talajba keverjük. Ebben az esetben a talaj redoxpotenciálja szabja meg, hogy az aerob és anaerob feltételek közül melyik, mekkora arányban megy végbe. Ha a talaj vízzel telítődik a levegő kiszorul, a pórusokat víz és CO_2 tölti ki. A komposzt szerves anyagának bontására a mikrobák felhasználják az O_2 -t. Azt, hogy a talajban aerob, anaerob viszonyok vagy ezeknek milyen átmenete alakul ki függ: a talaj pórusviszonyaitól és víztartalmától, a mikrobák számára hozzáférhető szerves anyagtól és az ennek bontásához szükséges O_2 mennyiségétől.

A mikrobiális lebontást gátolja, ha a környezet anaerob irányba tolódik el, mivel káros köztes (intermedier) termékek halmozódnak fel, például ammónia és rövid szénláncú szerves savak (ecetsav, vajsav). Ezeknek az intermedier termékeknek csírázás gátló hatása is jelentkezhet.

A mikroorganizmusok számára mobilizálható N formák (NO_3^- és NH_4^+) változása elsősorban a komposztálás alatt lezajló átalakulási folyamatoknak jó mutatója, de a komposzt talajba keverését követően és tárolása során végbemenő folyamatok is nyomon követhetők általuk.

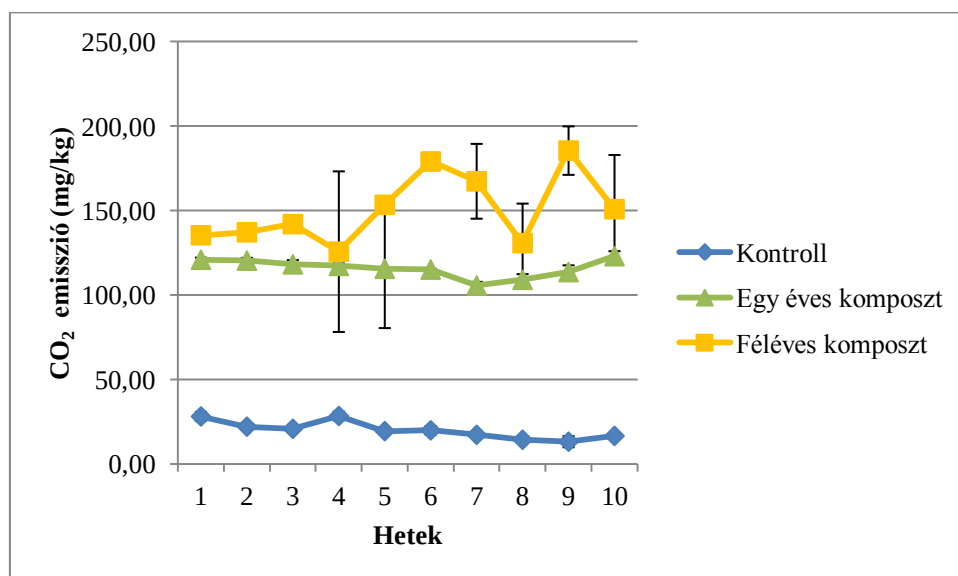
4.1. Szénforgalom a talaj-komposzt keverékekben

A komposzt érettségének talán a legjellemzőbb mutatója a respiráció, ami az egységnyi szárazanyagra vonatkoztatott O_2 fogyás és CO_2 keletkezés. A CO_2 keletkezését befolyásolja a hőmérséklet és a nedvességtartalom, valamint a szerves anyag minősége. Ha a két előbbi tényező (hőmérséklet, nedvességtartalom) változását kizárjuk, és azonos szintjüket biztosítjuk, akkor összehasonlíthatóvá válik a különböző komposztok respirációs értéke, így következtethetünk azok érettségére, ill. stabilitására. Az éretlen komposztok esetében előfordulhat, hogy a lebontó folyamat O_2 igénye nagyobb, mint az diffúzió által biztosított O_2 koncentráció, így anaerob környezet alakul ki és CH_4 keletkezése válik lehetővé. A CO_2 és CH_4 együttes mérésével figyelemmel tudtam követni azt is, hogy a kialakított nedvességi viszonyok mellett az aerob viszonyok teljesülnek-e vagy sem. A szénforgalom ezen felül a vízzel oldható szerves szén (TOC) nyomon követésével is vizsgálható, ami a könnyen mobilizálható szénformák mennyiségére utal.

A termékek szénforgalmát a heti CO_2 , CH_4 és TOC képződésén keresztül vizsgáltam a kísérlet folyamán.

4.1.1. Széndioxid (CO_2) képződés vizsgálata

A kontroll respirációs szintje 20-35 mg/kg között maradt végig. Itt volt egyértelműen a legkisebb a képződött széndioxid mennyisége és heti szórása, ami összefüggésben van a homoktalajban lévő szénvegyületek nagyon alacsony értékével, tehát a viszonyításban ezt a görbét tekintem standardnak és ehhez viszonyítottam a többi értékelésben (2. ábra).



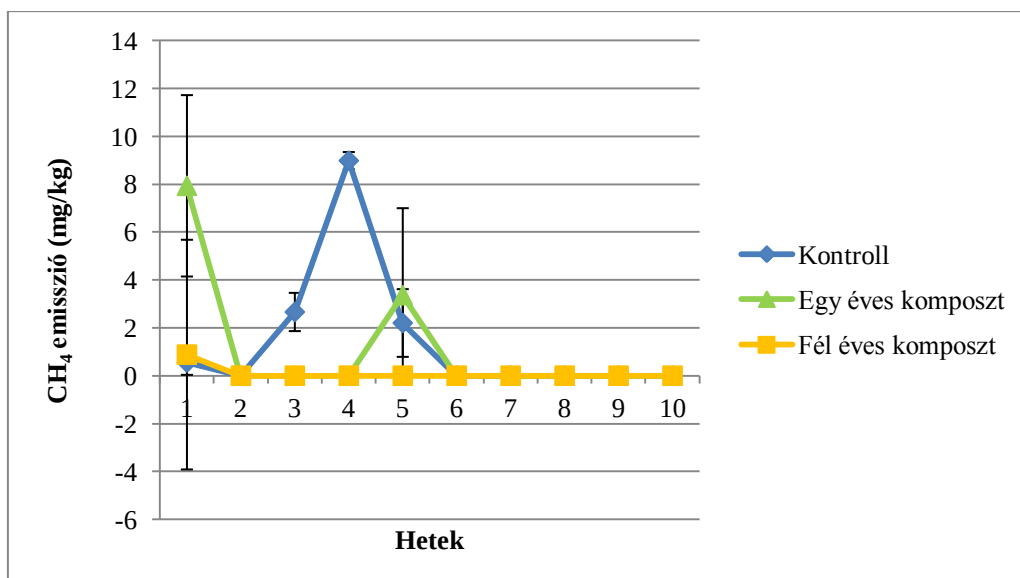
2. ábra. CO_2 emisszió aerob körülmények között

Az egy éves komposzt CO₂ emissziója az első héten 120 mg/kg körül alakult, amely ezután fokozatosan csökkent a 7. hétig, ekkor valamivel 100 mg/kg feletti értéket ért el. Ezután a kísérlet végéig újabb emelkedés volt tapasztalható, ahol közel az első hetivel egyező koncentrációt mértem. Összességében viszonylag kis változást mutatott a respiráció. Véleményem szerint ez arra utal, hogy a vizsgált egy éves komposzt már stabilnak és érettnak tekinthető.

A technológiai paraméterek alapján az volt várható, hogy a fél éves komposzt lesz a kevésbé stabil és érett, amit a mérési adatok is alátámasztanak. A kezdeti emisszió ebben az esetben volt a legmagasabb a kísérlet első hetében, de nagyságrendben nem tért el az egy éves komposztól. A három minta esetében itt mértem a maximális CO₂ kibocsájtást is. Megfigyelhető az is, hogy amíg a kontroll és az egy éves komposzt esetében a CO₂ koncentráció viszonylag állandó szintet mutat (20-35, ill. 100-125 mg/kg), addig a fél éves komposztnál jelentősebb volt az adatok közötti ingadozás (125-185 mg/kg). A 7. héten valószínű, hogy a hozzáadott víz miatt, amivel biztosítottuk az állandó nedvességtartalmat, összeállt a minta és ezért mértünk kisebb értéket, de még így is felette maradt az egy éves komposzt koncentrációjának. A mérési adatok alapján megállapítható, hogy ez a komposzt kevésbé stabil és érett, mint az egy éves.

4.1.2. Metán (CH₄) képződésének vizsgálata

Elmondható mindhárom esetben, hogy a metán koncentrációja két nagyságrenddel kisebb, mint a széndioxidé, ami aerob körülmények jelenlétére utal, és egyben bizonyítja, hogy az inkubáció ideje alatt végig tudtuk biztosítani az aerob feltételeket (3. ábra).



3. ábra. CH₄ emisszió aerob körülmények között

A féléves komposztnál az első héten volt még mérhető CH₄ koncentráció a gáztérben, ezután viszont minden alkalommal mérési határ alatt maradt.

Az egyéves komposzt esetében hasonlóképpen alakultak a mérési eredmények, habár itt valamivel magasabb volt a koncentráció az 1. héten (8 mg/kg), valamint az 5. héten is kimutatható volt (3 mg/kg). Így az első és ötödik hét kivételével itt is méréshatár alatt volt a CH₄-szintje. Az egyéves komposztznál esetleg egy nagyobb aggregátum jöhetett létre a nedvesség azonos szintre való beállítása miatt, ezért ott átmeneti anaerob viszony alakult ki, amit alátámaszt az is, hogy a három ismételtsből csak egynél volt megfigyelhető a CH₄ jelenléte.

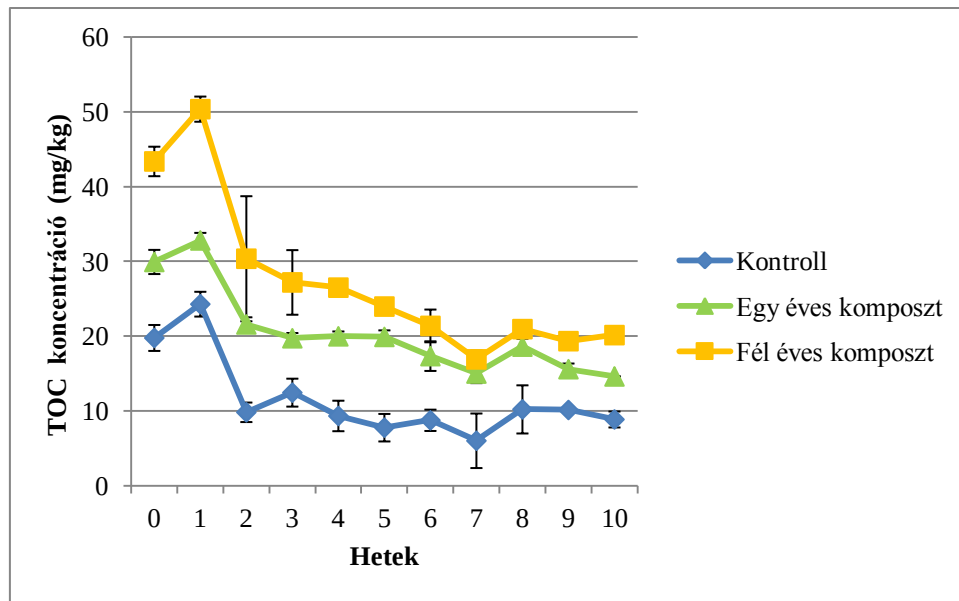
A kontroll esetében volt a legmagasabb a mért gáz koncentráció (9 mg/kg) és itt mértem legtöbbször CH₄ emissziót a gáztérből. Ennek az lehet az oka, hogy a homok nem rendelkezik aggregátumokból álló szerkezettel, így a pórustérfogata kisebb és hamarabb telítődhet vízzel, ezáltal szemiaerob viszonyok alakulnak ki, ezért a benne levő kis mennyiségű szerves anyag, amit a TOC mérések is igazolnak, metán formájában bomlik le. A 6. hetet követően megszűnt az emisszió ebben az esetben is.

4.1.3. Vízoldható szerves szén (TOC) képződés vizsgálata

A mérések szerint a kezdeti magas vízoldható szerves szén (TOC) koncentráció mindhárom esetben lecsökken. Az első héten mért magasabb értékek – a kiindulási állapothoz viszonyítva – a biológiai, biokémiai folyamatok beindulásával függnék össze, ami összhangban van a respirációs folyamatokkal is. Ahogy a lebontó folyamatok beindultak, és a szerves anyag mennyisége csökken, úgy változik a vízoldható szerves szén mennyisége is. A 10. hét végére szinte mindenütt az 1. heti érték felére csökkent a TOC koncentrációja. A kapott értékek alátámasztják a komposztok stabilitásáról és érettségéről alkotott véleményünket (4. ábra).

A legalacsonyabb értéket a kontrollnál mértem, ami a vártaknak megfelelt, hiszen ennek a homoktalajnak a szerves anyag tartalma igen alacsony.

A legmagasabb koncentrációt a féléves komposzt mutatta (50 mg/kg az 1. héten) az 1. héten. Ezt követően a hetedik hétig csökkent, majd a 8. héten koncentrációnövekedés következett. Ez teljesen összefüggésben van a széndioxid képződéssel, mert ahol a CO₂ maximuma volt (6. 7. és 9. hét), ott a TOC koncentrációja minimum volt, ill. ugyanez fordítva, majd a 8. hét után újra beállt a csökkenő tendencia, így az utolsó hétre a maximum értékének kevesebb, mint a felére (20 mg/kg-ra) csökkent a koncentráció.



4. ábra. TOC keletkezése aerob feltételek között

Az egy éves komposzt TOC koncentrációja a kontroll és a fél éves komposzt értékei közé esett. Legnagyobb értéke az első héten jelentkezett, ami 33 mg/kg körül alakult, a legkisebb pedig a kísérlet végén volt megfigyelhető, 15 mg/kg körül. A 7. héten majdnem azonos eredményeket produkált, mint a fél éves komposzt. Itt is megfigyelhető volt a 8. heti emelkedés az eredményekben.

A mérések alapján kapott grafikonok nagyon hasonló jelleget mutattak: a 0. hét után kis emelkedés, majd ezután jött egy meredek csökkenés, de elmondható, hogy a kísérlet végéig folyamatos csökkenés volt tapasztalható.

4.2. Nitrogén forgalom a talaj-komposzt keverékekben

A komposzt ásványi nitrogénformái NH_4^+ -N és NO_3^- -N formájában vannak jelen. Ezek a bomlás köztes anyagai, mert a mineralizáció termékei és a humifikáció kiindulási anyagai is egyben. Feldúsulásuk azt jelzi, hogy a szerves anyag lebomlása előtérbe kerül, vagy az újonnan felépülő szerves anyag képződése még nem kezdődött meg. A különböző nitrogénformák egymásba történő átalakulására hatással van a közeg pH-ja. Lúgos pH-n lényegesen nagyobb az NH_3 formában történő gázvesztesség. A NO_3^- veszteséget az anoxikus körülmények között lejátszódó denitrifikáció okozza, amely során a fakultatív aerob baktériumok felhasználják a nitrátban kémiaiilag kötött oxigént saját légzésük biztosítására.

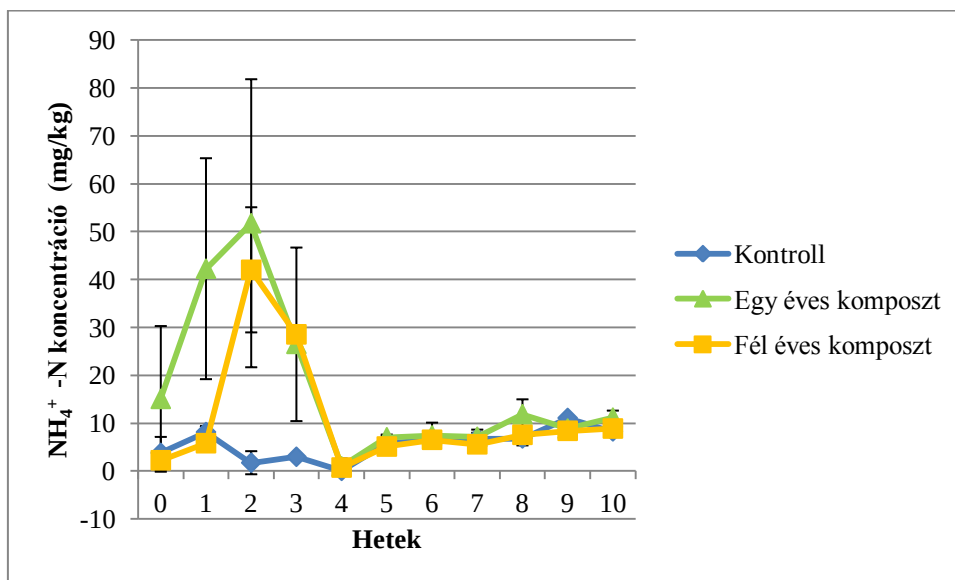
4.2.1. Ammónium-nitrogén ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) képződésének vizsgálata

A kontroll $\text{NH}_4^+\text{-N}$ koncentrációja végig alacsony szinten volt, 10 mg/kg érték alatt, ami várható is volt.

A fél éves komposzt esetében az $\text{NH}_4^+\text{-N}$ koncentrációja a kezdeti alacsonyabb szint után megemelkedett, majd a 2. héten elérte a maximumot, ami valamivel 40 mg/kg felett alakult, majd ezt követően csökkenni kezdett. A 4. héttől értéke közel állandósult, a 10 mg/kg feletti koncentráció értéket sehol sem lépte túl. A hirtelen emelkedést magyarázhatja, hogy a komposztban a komposztálás során még maradt egy kevés nitrogén tartalmú vegyület, ami a még zajló lebontó folyamatok során ammónia formájában távozott. Meg kell jegyezni, hogy ez az érték nagyon minimális, ami alapvetően a mineralizációs folyamatokra nincs is hatással.

Az egy éves komposztnál a kezdeti koncentráció magasabb volt, mint a fél éves esetében és meredekebben is emelkedett, maximuma is nagyobb volt (50 mg/kg). Ezt a lebontó folyamatok során felszabadult labilisabb nitrogén tartalmú vegyületek teljesebb ammonifikációja magyarázhatja, de alapvetően ez sincs jelentős hatással a mineralizációra.

A 4. hetet követően már hasonlóan alacsony és egyenletesen szinten alakult mind a három minta koncentrációja a vizsgálat ideje alatt. Így arra következtetnek, hogy a 4. hétre az ammonifikáció már lezajlott (5. ábra).



5. ábra. Az $\text{NH}_4^+\text{-N}$ koncentrációjának változása

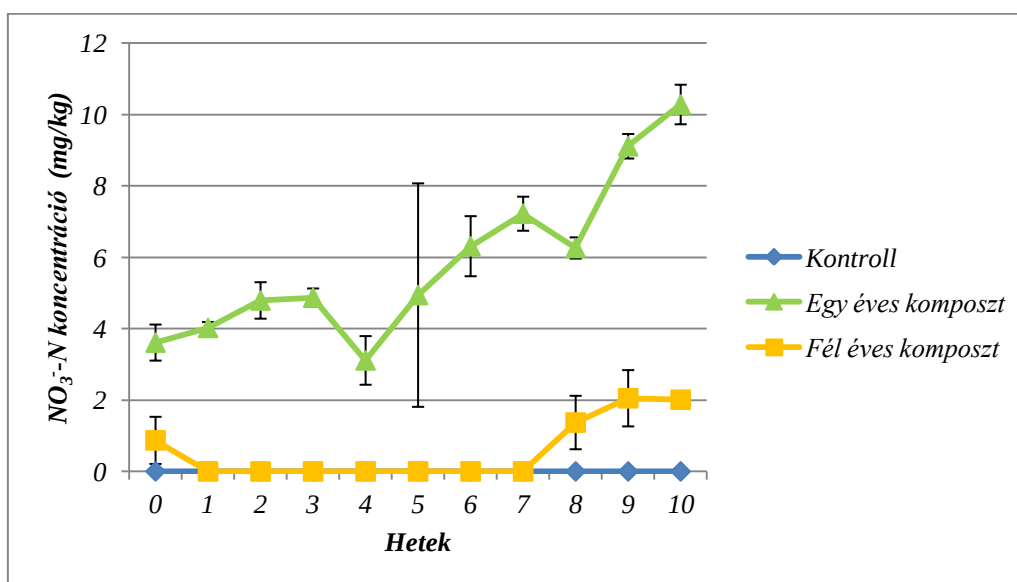
4.2.2. Nitrát-nitrogén (NO_3^- -N) képződés változása

A komposztok kiindulási anyaga főleg zöld hulladék és szennyvíziszap volt, ami alapján várható, hogy a különböző nitrogénformák kis koncentrációban lesznek jelen a kész komposztban. Ezt igazolta az ammónia mennyisége is, ami még határozottabban jelenik meg a nitrát esetében (6. ábra).

A kontroll mintában, ahogy az várható volt, végig mérési határ alatt maradt a NO_3^- -N koncentrációja a vizsgálat teljes időtartama alatt. Ez megfelel a felhasznált talaj jellemzőinek.

A fél éves komposztnál a 0. héten (inkubáció előtt) volt mérhető minimális mérhető nitrát koncentráció, de ez gyakorlatilag nulla értékre lecsökkent a 8. hétig. Ebben az időintervallumban tudtunk kimutatni egy kisebb ammónia koncentrációt. Ahogy lecsökkent az NH_3 mennyisége, úgy nőtt valamelyest a nitrát értéke. A 8. hét után beindult az ammonifikációt felváltó kismértékű nitrifikáció, ami egy kisebb nitrát koncentráció-növekedésben jelentkezik.

Az egy éves komposzt esetében mértük a legmagasabb NO_3^- -N koncentrációt, ami arra utal, hogy a nitrifikáció itt a legmagasabb, de itt sincsenek magas értékek. Általában az érettség egyik paramétere a nitrát értékének növekedése. A koncentráció a kezdeti szint kétszeresére nőtt (10 mg/kg). A kapott értékek alapján megállapíthatjuk, hogy ennél a mintánál a nitrifikáció már jóval előre haladottabb, mint a másik komposzt esetében, ami az érettségével és stabilitásával is összhangban van.



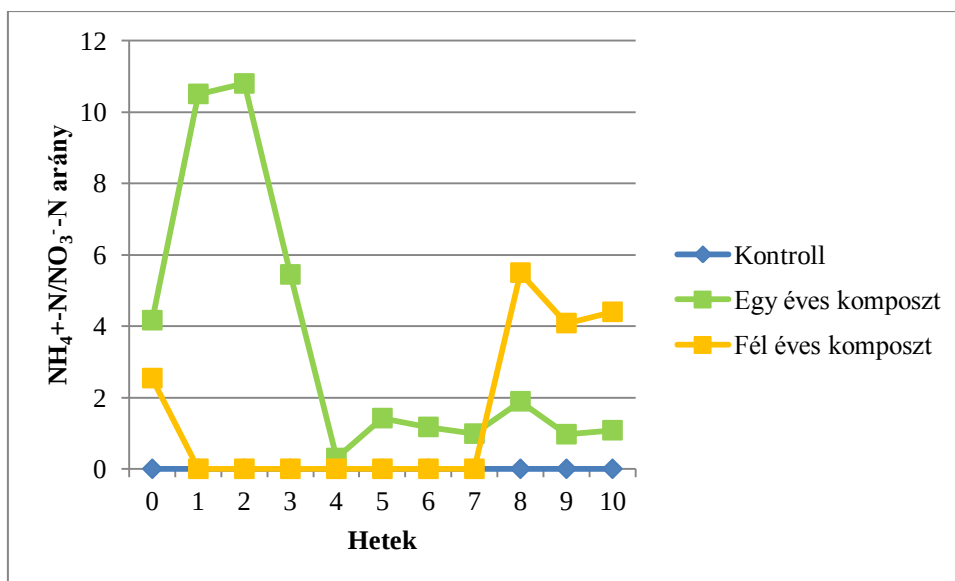
6. ábra. A NO_3^- -N koncentrációjának változása

4.2.3. Az NH_4^+ -N/ NO_3^- -N arány változása

A komposztokban megfigyelhető volt az NH_4^+ -N és NO_3^- -N mennyiségének ellentétes irányú változása. Amíg az ammónia a kezdeti szakaszban magas volt, addig a nitrát ebben az időben alacsony koncentrációjú és fordítva is igaz. Ez arra utal, hogy az inkubáció kezdetén a nitrifikáció még nem zajlott le egyik mintánál sem.

Az NH_4^+ -N/ NO_3^- -N arány értéke a nitrifikációra, ill. ammonifikációra utal (7. ábra). Ha értéke <1 , akkor a nitrifikáció dominál, ha >1 esetében pedig az ammonifikáció a meghatározó. Ha ezeket az értékeket nézzük, akkor mindkét komposzt esetében elmondhatjuk, hogy a kezdeti időszakban az ammonifikáció volt a domináns, míg a későbbi időintervallumban már beindult a kismértékű nitrifikáció.

A fél éves komposzt esetében nem annyira egyértelmű a helyzet. Az 1. és 7. hét között nem is állapítható meg ez az érték, mivel nincs mérhető nitrát koncentráció. A 8. hét után már növekszik az NO_3^- -N koncentráció, ami ötöde (2 mg/kg) az egy évesnél mért (10 mg/kg) értéknek, de még így is az ammonifikáció a domináns a nitrifikációval szemben.



7. ábra. Az NH_4^+ -N / NO_3^- -N arány változása

A kontrollnál nem állapítható meg ilyen arány, mivel nem volt mérhető nitrát koncentráció egy alkalommal sem az inkubációs kísérlet időtartama alatt.

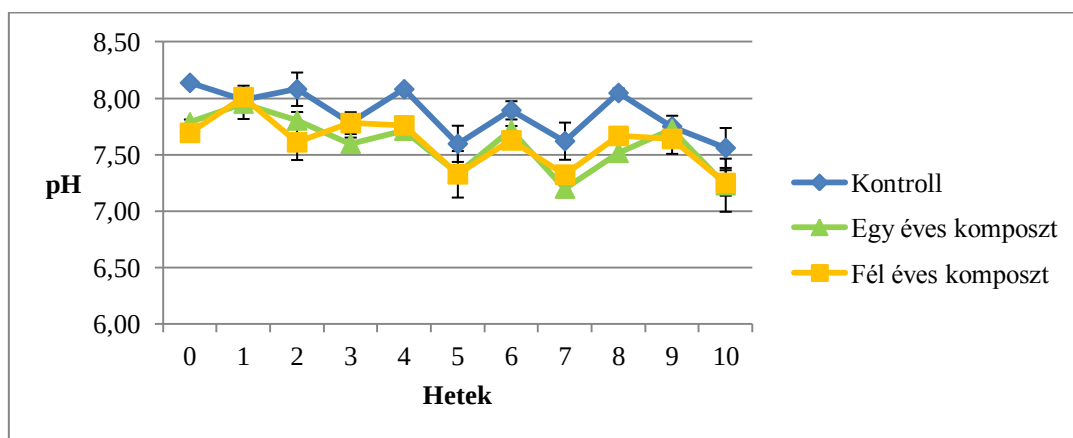
4.3. Kémhatás, sótartalom és foszfor koncentráció változása a talaj-komposzt keverékekben

4.3.1. pH változása

A felhasznált talaj gyengén lúgos karakterű volt, ami dominánsan megmutatkozik a vizsgált keverékek kémhatásában is, melyek hasonló jelleget mutatnak.

A kontroll pH értéke volt a legmagasabb, valamivel 8 feletti az inkubáció megkezdése előtt. Ingadozva bár, de a kísérlet időtartama alatt összességében valamelyest csökkent. A legalacsonyabb pontja sem volt 7,5 alatti.

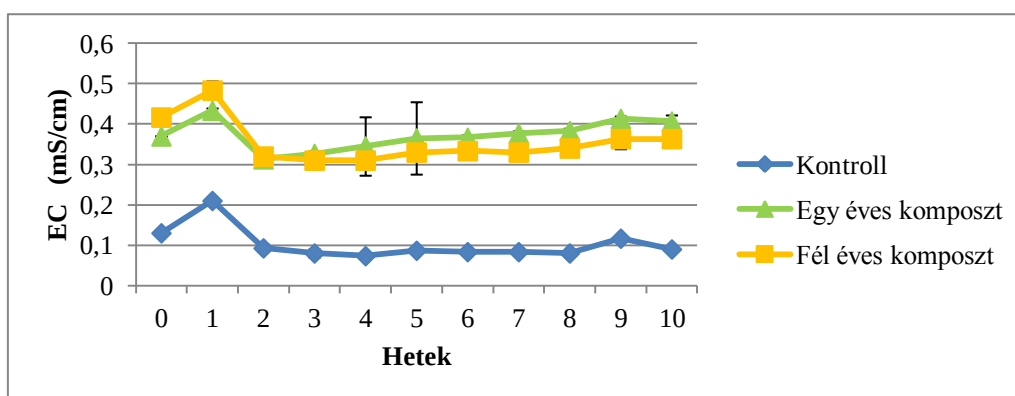
A két komposzt pH-ja igen hasonlóan alakult a 10 hét alatt. A 0. héten megközelítőleg 7,7-ről indult, majd ingadozva kis mértékben csökkent. A fél éves komposzt pH minimumát a 10. héten érte el, az egy éves pedig a 7. héten. Az egy éves komposzt pH-ja volt a legalacsonyabb 7,2, ám a fél éves esetében is hasonló volt az érték 7,25. A kezdeti magasabb érték az ammóniatartalommal hozható összefüggésbe, ami a 4. hétre lecsökken és elkezdődik a nitrát növekedése, ami az egy éves komposztban nagyobb mértékű a fél éveshez viszonyítva. Ez okozhatja a pH enyhe csökkenését. Sem az ammónia, sem a nitrát produkció nem jelentős, ami utal a minimális kémhatás-változásra (8. ábra).



8. ábra. A pH változása

4.3.2. EC változása

Az EC változása mind a három esetben közel azonos dinamikájú. A vezetőképesség tekintetében élesen megjelenik a kontroll és a komposztok iontartalma közötti különbség. A kontroll vezetőképessége, ami általában az oldott sók koncentrációjára utal, a legkisebb. A kísérlet egész ideje alatt szinte alig változik. Ezzel szemben a komposztok enyhe növekedést mutatnak, ami összefüggésbe hozható az ammónia és a nitrát mennyiségével. Az egy éves komposztban magasabb volt a nitrát koncentráció, ami eredményezheti a nagyobb vezetőképességet (9. ábra).

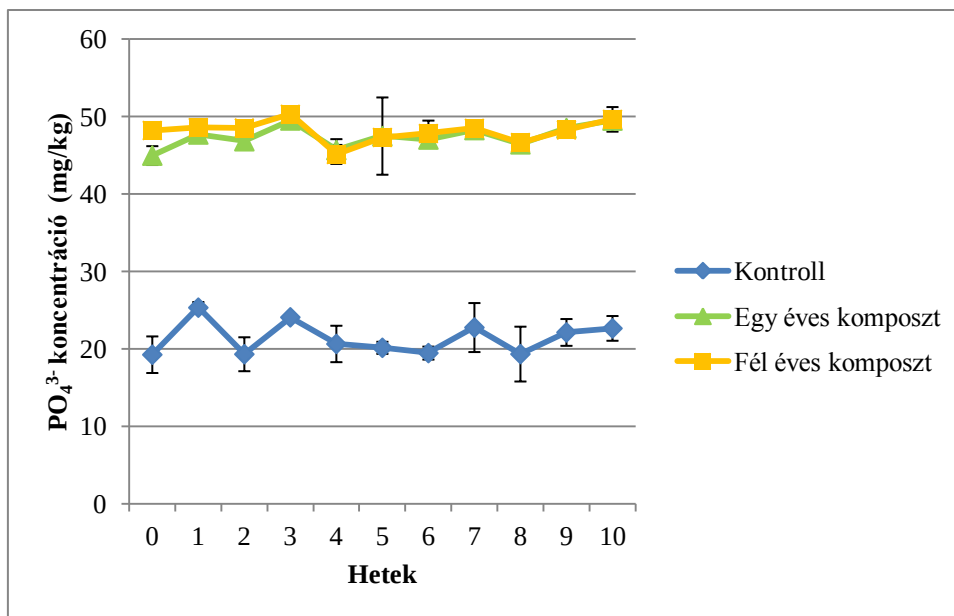


9. ábra. Az EC változása

Az inkubáció kezdeti időszakában a magasabb vezetőképesség oka lehet, a nagyobb mennyiségben rendelkezésre álló instabil szerves vegyületek intenzív bomlása során felszabaduló illékony karbonsavak nagyobb koncentrációja, amik aerob körülmények között gyorsan le is bomlanak, így a továbbiakban már nincsenek hatással a vezetőképességre. Ezt látszik igazolni a kezdeti TOC növekedése is.

4.3.3. PO_4^{3-} koncentráció változása

A PO_4^{3-} koncentráció az inkubáció teljes időtartama alatt gyakorlatilag változatlan volt mindkét komposzt, illetve a kontroll esetében. A komposztok foszfát tartalma a kiindulási anyagok foszfor tartalmától függ, aminek mennyisége a komposztálás alatt jelentősen nem változik, amit igazol a különböző korú komposztok közel azonos értéke. A kiindulási anyagok zöld hulladék és szennyvíziszap voltak, amik eredendően kis mennyiségben tartalmaznak foszfor vegyületeket, amit a kész komposztok eredményei is igazolnak (10. ábra).



10. ábra. A PO_4^{3-} koncentráció változása

Összefoglalva a kétféle komposzt aerob körülmények között végzett vizsgálati eredményeit (1. táblázat), megállapítható, hogy az egy éves komposzt sem tekinthető még teljesen stabilnak és érettnek. A kiindulási alapanyagok és az alkalmazott technológia jelentősen befolyásolják az érettséget.

1. táblázat. A kémiai paraméterek változásainak összehasonlítása két eltérő korú, de azonos technológiával készült komposzt aerob folyamataiban

Mutatók	talaj (kontrol)	egy éves	fél éves
CO_2 mg kg ⁻¹ sz. a.	14,4-28,4	105,6-123	125,7-185,5
CH_4 mg kg ⁻¹ sz. a.	0-9	0-7,9	0-0,9
TOC mg kg ⁻¹ sz. a.	6-24,3	15-32,8	16,9-50,4
$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ mg kg ⁻¹ sz. a.	0-11	0,9-51,7	0,7-42
$\text{NO}_3^- \text{-N}$ mg kg ⁻¹ sz. a.	0	3,1-10,3	0-2
pH	7,6-8,1	7,2-8	7,3-8
EC mS cm ⁻¹	0,08-0,21	0,31-0,43	0,31-0,48
PO_4^{3-} mg kg ⁻¹ sz. a.	19,3-25,3	45-49,5	45,1-50,3

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Dolgozatom elkészítése során a vizsgálataimhoz két azonos összetételű, de eltérő érlelési idejű komposztot használtam, valamint kontrollként homoktalajt. A komposztokat ugyanezzel a homoktalajjal kevertem össze azonos arányban és egyforma nedvességtartalomra beállítva. Az inkubációs kísérletet aerob körülmények között végeztem. A szén- és nitrogénforgalom, vezetőképesség, pH, illetve a foszfát koncentráció változásának dinamikáját követtem 10 héten keresztül.

A *szénforgalom* vizsgálatához a CO_2 , CH_4 és TOC keletkezését követtem nyomon. A CH_4 igen kis koncentrációban volt mérhető vagy egyáltalán nem, ami egy viszonylagos stabilitást és érettséget mutat mind a két komposzt esetében, és egyben jelzi, hogy sikerült a kívánt aerob feltételeket biztosítani a kísérlet során.

A CO_2 respirációs mérések azt mutatták, hogy a vizsgálatok végére a fél éves és az egy éves komposzt esetében a CO_2 képződés közel azonos szintre állt be és hasonló tendenciát mutatott a TOC-vel. A fél éves komposzt CO_2 produkciója igen ingadozóan alakult, de mindig magasabb volt az idősebb komposzténál. Ez abból adódhat, hogy még kevésbé érett és stabil, mint az egy éves. A vizsgálatok alapján a vízzel oldható szerves széntartalom (TOC), ami a könnyen mobilizálható szén frakció, összefüggésben van a légzéssel, ezáltal pedig a komposzt stabilitásával. A szénforgalmi vizsgálatok alapján az egy éves komposzt érettebbnek bizonyult, mint a fél éves.

A *nitrogénforgalom* értékelését az NH_4^+ -N és NO_3^- -N vizsgálatán keresztül végeztem. Eredményeim alapján a kezdeti magasabb NH_4^+ koncentráció csökkent, míg az NO_3^- növekedett a talaj-komposzt keverékeknél. Ez az ammonifikáció csökkenésére és ennek függvényében beinduló nitrifikáció növekedésére utal. A fél éves komposztnál a mérések végen az ammónia koncentrációja közel azonos volt az egy éves komposztnál mért mennyiséggel, de a nitrát koncentráció alacsonyabb volt. Irodalmi adatok alapján az érett komposztok nitrát tartalma magasabb a kevésbé érettekhez viszonyítva.

Az NH_4^+ -N/ NO_3^- -N arány értéke a nitrifikációra, ill. ammonifikációra utal. Ha értéke <1 , akkor a nitrifikáció dominál, ha >1 esetében pedig az ammonifikáció a meghatározó. Ha ezeket az értékeket nézzük, akkor mindkét komposzt esetében elmondhatjuk, hogy a kezdeti időszakban az ammonifikáció volt a domináns, míg a későbbi időintervallumban már beindult a kismértékű nitrifikáció. A fél éves komposzt esetében csak a 8. hét után növekszik az NO_3^- -N koncentráció, ami így is csak ötöde (2 mg/kg) az egy évesnél mért (10 mg/kg) értéknek, ami arra utal, hogy az ammonifikáció a domináns a nitrifikációval szemben. A nitrogénforgalomban bekövetkezett

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

A *pH*, *vezetőképesség* és *foszfát* koncentráció 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.

A felhasznált talaj gyengén lúgos karakterű volt, ami dominánsan megmutatkozik a vizsgált keverékek kémhatásában is, melyek hasonló jelleget mutatnak. A két komposzt *pH*-ja kis mértékben csökkent. A kezdeti magasabb érték az ammóniatartalommal hozható összefüggésbe, a csökkenés pedig a nitrifikáció beindulásával. Sem az ammónia, sem a nitrát produkció nem jelentős, ami utal a minimális kémhatás-változásra.

A komposztok *vezetőképessége* enyhe növekedést mutat, ami összefüggésbe hozható az ammónia és a nitrát mennyiségével. Az egy éves komposztban magasabb volt a nitrát koncentráció, ami eredményezheti a nagyobb *vezetőképességet*.

A komposztok *foszfát* tartalma a kiindulási anyagok foszfor tartalmától függ, aminek mennyisége a komposztálás alatt jelentősen nem változik, amit igazol a különböző korú komposztok közel azonos értéke.

Az eredmények alapján a fél éves komposzt érettsége még nem éri el az egy évesét, tehát fél év utóérlelés kevés. Ezért vagy növelni kell a komposztálás és utóérlelés időtartamát vagy változtatni kell az alkalmazott technológián a jobb minőségű végtermék elérése érdekében.

Az egy éves komposztban folytatott vizsgálatok eredménye szerint az egy év utóérlelés ezekkel a technológiai feltételekkel megfelelő érettséget eredményezhet, de az alkalmazott érlelés időtartama jóval felülmúlja a szakirodalomban írt 1-2 hónapot. Ez indokoltá teheti itt is az alkalmazott technológiába való beavatkozást.

Véleményem szerint problémát jelent az is, hogy a membránnal fedett technológiáknál a komposztálás érési szakaszát eltekintve nem történik keverés, mivel a technológia sajátosságai (membránnal fedett, fixen elhelyezett szondák és levegőztető csövek a halomban) miatt nem megoldható. Ennek hiányában kialakulhatnak a halomban olyan tömörödött, nem megfelelő légátjárhatósággal rendelkező részek, ahol az aktív levegőztetés és a gondosan kialakított struktúra ellenére sem alakulhat ki aerob feltétel, így a lebomlási, átalakulási folyamatok nem lesznek teljesek. Az ilyen komposztok érésének befejezése csak további kezelési folyamatok során valósítható meg, ha azokat megfelelően végzik, amire sok helyen sajnos már nem figyelnek oda.

ÖSSZEFOGLALÁS

A szerves hulladékok hasznosításának egyik legelterjedtebb eljárása a komposztálás. Nagyon sok technológiai eljárás ismert, de mindegyiknek azonos a célja: a különböző eredetű és természetű szerves anyagok átalakítása stabil, érett, humuszszerű anyagokká, melyet a talajra kihelyezve környezetszennyezést kizáró módon talajjavító anyagként lehessen hasznosítani. A kiindulási anyagok fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságaihoz igazodva kell a módszereket megválasztani, mivel a végtermék minősége függ a kiindulási anyagkeveréktől, az alkalmazott eljárásoktól és a kettő kölcsönhatásától.

Dolgozatomban a szén-nitrogén formák aerob körülmények között bekövetkező változásain keresztül hasonlítottam össze két aktív levegőztetési technológiával, azonos kiindulási anyagokból (zöld hulladék és szennyvíziszap) készített, de eltérő utóérlelési idejű kész komposztot. E vizsgálatok alapján arra kerestem a választ, mennyi lehet az optimális utóérlelési idő a felhasználást megelőzően.

A változásokat kémiai paraméterekkel követtem nyomon inkubációs kísérlet során, amelyet tíz héten át folytattam. Az inkubáció alatt 25 °C-os, állandó hőmérsékletet tartottam fenn. A komposztot 1:9 arányú homoktalajjal keverve vizsgáltam, mivel a homok alacsony tápanyagtartalma, így jelentéktelen hatással van a mérési eredményekre. Minden mérést hetente 3-szori ismételtsben végeztem. Kontrolnak a homoktalajt használtam. 1:5 arányú vizes talajkivonatokat készítettem, és ebből mértem a pH, EC, TOC, NO_3^- -N, NH_4^+ -N, PO_4^{3-} változásait. Vizsgáltam a képződő CH_4 és CO_2 koncentrációját is az inkubációs edények gázteréből.

A *szénforgalom* változásának nyomonkövetése során a CH_4 minimális mennyiségben volt mérhető az első hetekben, majd egyáltalán nem, ami egyben jelzi azt is, hogy sikerült a kívánt aerob feltételeket biztosítani a kísérlet során. A CO_2 respirációs mérések azt mutatták, hogy a vizsgálatok végére a fél éves és az egy éves komposzt esetében a CO_2 képződés közel azonos szintre állt be és hasonló tendenciát mutatott a TOC-val.

A *nitrogénforgalom* értékelését az NH_4^+ -N és NO_3^- -N vizsgálatán keresztül végeztem. Eredményeim alapján a kezdeti magasabb NH_4^+ koncentráció csökkent, míg az NO_3^- növekedett a talaj-komposzt keverékeknél. Ez az ammonifikáció csökkenésére és ennek függvényében beinduló nitrifikáció növekedésére utal.

A pH, vezetőképesség és foszfát koncentráció 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.

Véleményem szerint az egy év utóérlelés ezekkel a technológiai feltételekkel megfelelő érettséget eredményezhet. A fél éves komposzt esetében még nem alakult ki a megfelelő érettség, tehát fél év utóérlelés kevés. Ennek kiküszöbölésére vagy növelni kell a komposztálás és utóérlelés időtartamát vagy változtatni kell az alkalmazott technológián a jobb minőségű végtermék elérése érdekében. Úgy gondolom, problémát okozhat az is, hogy a membránnal fedett technológiáknál a komposztálás érési szakaszát eltekintve nem történik intenzív keverés.

IRODALOMJEGYZÉK

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. ÁRVAI J. (szerk.) (1993): Hulladékgazdálkodási kézikönyv. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 550. p.
5. 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.
6. 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.
7. BARÓTFI I. (2000): Környezettechnika. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 747. p.
8. BENEDEK P. (szerk.) (1990): Biotechnológia a környezetvédelemben. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 222-236. p.
9. 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.
10. CHEFETZ, B. – CHEN Y. – HADAR Y. (1998): Water-extractable components released during composting of municipal solid waste. *Acta Horticulturae*, **469**: 111-118. p.
11. ERHART, E. – BURIAN, K. (1997): Evaluating qualities and suppressiveness of Austrian Biowaste composts. *Compost Science and Utilization*, **5**(3): 15-24. p.
12. FORRÓ E. (1998): A komposztálási eljárások biológiai és talajtani alapjai. Öko-Fórum Alapítvány, Budapest, 3-13. p.
13. HAMELERS, H. V. M. (1995): Short course on biological waste treatment. Part II. Composting. Department of Environmental Technology Wageningen Agricultural University, Wageningen, Netherlands.
14. HAUG, R. T. (1993): The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, 717. p.

15. 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.
16. INUBUSHI, K. – HOQUE, M. M. – MIURA, S. – KOBAYASHI, K. – KIM, H. Y., – OKADA, M. – YABASHI, S. (2001): Effect of free-air CO₂ enrichment (FACE) on microbial biomass in paddy soil. *Soil Sci Plant Nutr.*, **47**: 737-745.
17. JIMENEZ, E. I. – GARCIA, V. P. (1989): Evaluation of city refuse compost maturity. *Biological Wastes*, **27**: 115-142. p.
18. KÁDÁR I. (1999): A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel. *Agrokémia és talajtan*, **48** (3-4) 561-581. p.
19. KÁDÁR I. – DRASKOVICS E. (2012): Hasznosításra váró szennyvíziszap. *Zöld ipar magazin* 2. évfolyam 10. 36-40 p.
20. KÉSMÁRKI I. – PETRÓCZKI F. (2003): Komposztálás-zöldtrágyázás. *Agronapló* **7**: (7) 11-13. p.
21. KOCSIS I. (2005): Komposztálás. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 208. p.
22. MATHUR, S. P. – OWEN G. – DINEL, H. – SCHNITZER, M. (1993): Determination of Compost Biomaturity I. Literature Review. *Biological Agriculture and Horticulture* **10**: 65-85. p.
23. 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.
24. 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.
25. STEFANOVITS P. – FILEP GY. – FÜLEKY GY. (1999): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 470. p.
26. VERMES L. (1996): Hulladékgazdálkodás, hulladékhasznosítás. Mezőgazda Kiadó. Budapest. 208. p.
27. VÉGHÉLYI K. (2001): A komposztálás növényvédelmi hatása. *Agro Napló*. **5**(11):11. p.

INTERNETES FORRÁSOK

1. Új hulladékgazdálkodási tv. tervezete: www.parlament.hu/irom39/05538/05538.pdf
2. BODAY P. (szerk.) (2012) KSH Környezeti helyzetkép: www.ksh.hu/docs/hun/xftp/idoszaki/pdf/kornyhelyzetkep11.pdf

MELLÉKLETEK

Ábrák jegyzéke

1. ábra. A mineralizáció és a humifikáció közötti összefüggések vázlata.....	13
2. ábra. CO ₂ emisszió aerob körülmények között.....	20
3. ábra. CH ₄ emisszió aerob körülmények között.....	21
4. ábra. TOC keletkezése aerob feltételek között.....	23
5. ábra. Az NH ₄ ⁺ -N koncentrációjának változása.....	24
6. ábra. A NO ₃ ⁻ -N koncentrációjának változása.....	25
7. ábra. Az NH ₄ ⁺ -N/NO ₃ ⁻ -N arány változása.....	26
8. ábra. A pH változása.....	27
9. ábra. Az EC változása.....	28
10. ábra. A PO ₄ ³⁻ koncentráció változása.....	29

Táblázatok jegyzéke

1. táblázat. A kémiai paraméterek változásainak összehasonlítása két eltérő korú, de azonos technológiával készült komposzt aerob folyamataiban.....	29
---	----

KÉPEK



1. kép. A beérkező zöldhulladék



2. kép. Kalapácsos aprító



3. kép. Kiindulási keverék



4. kép. Betöltésre használt gép



5. kép. Membránnal fedett prizma



6. kép. Az alkalmazott dobrosta



7. kép. Kész komposzt



8. kép. Kész komposzt közelről



9. kép. Az inkubációs kísérlethez használt edények



10. kép. NO_3^- -N koncentráció fotometriás mérésre előkészített minták



11. kép. TOC mérése vizes kivonatból

NYILATKOZAT

Nyilatkozom és aláírásommal igazolom, hogy a TDK dolgozat saját munkám eredménye. A felhasznált irodalmat korrekt módon kezeltem, a TDK dolgozatra vonatkozó jogszabályokat betartottam.

Szarvas, 2012. október 31.

.....

Petkov Attila