

**Pannon Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar
Növénytermesztési és Kertészeti Tudományok Doktori Iskola**

**Iskolavezető:
Dr. Gáborjányi Richard
MTA doktora**

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

**A talajtermékenység egyes tényezőinek vizsgálata
szerves és műtrágyázási
tartamkísérletben**

**Készítette:
*Bankó László***

**Témavezető:
Dr. habil Hoffmann Sándor
egyetemi docens**

**Keszthely
2008**

A talajtermékenység egyes tényezőinek vizsgálata szerves és műtrágyázási tartamkísérletben

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:
Bankó László

Készült a Pannon Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar
Növénytermesztési és Kertészeti Tudományok Doktori Iskolája keretében

Témavezető: Dr. habil Hoffmann Sándor egyetemi docens

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....
Dr. habil Hoffmann Sándor
aláírás

A jelölt a doktori szigorlaton % -ot ért el,

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: igen /nem

.....
aláírása

Bíráló neve: igen /nem

.....
aláírása

***Bíráló neve: igen /nem

.....
aláírása

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján% - ot ért el

Veszprém/Keszthely,

.....
a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....
Az EDT elnöke

TARTALOMJEGYZÉK

KIVONATOK	6
1. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	8
1.1. A talaj szerves anyaga	8
1.1.1. A talaj szerves anyagának összetétele	8
1.1.2. A szerves anyag lebomlása	9
1.1.3. A szerves anyag stabilizálódása	12
1.1.4. A humusz és a talajtermékenység kapcsolata	15
1.1.5. A talaj szerves anyaga szántóföldi kísérletekben	17
1.2. A talaj szerves anyagának lebontható frakciója	20
1.2.1. A forróvíz-oldható szerves anyag	20
1.2.2. A mikrobiális biomassza	26
1.3. A kémhatás	34
1.3.1. A kémhatás és a talajtermékenység kapcsolata	34
1.3.2. A kémhatás változása tartamkísérletekben	34
1.4. A termés	37
1.4.1. A növények tápanyagigénye, a tápanyag-visszapótlás	37
1.4.2. A tartamkísérlet növényeinek környezeti- és elővetemény-igénye	40
1.4.3. Terméseredmények tartamkísérletekben	41
1.5. A tartamkísérletek szerepe a talajtermékenységi kutatásokban	46
2. ANYAG ÉS MÓDSZER	49
2.1. A tartamkísérlet bemutatása	49
2.2. Meteorológiai adatok	52
2.3. Mintavételezés	54
2.4. Vizsgálati módszerek	54
2.4.1. A forróvíz-oldható szén meghatározása	54
2.4.2. A forróvíz oldható nitrogén meghatározása	55
2.4.3. A mikrobiális biomassza szén meghatározása	56
2.4.4. A humusz meghatározása	57
2.4.5. A felvehető foszfor és kálium meghatározása	57
2.4.6. A kémhatás meghatározása	58
2.4.7. Terméselemzés	58
2.5. Statisztikai értékelő módszerek	58

3. EREDMÉNYEK ÉS KÖVETKEZTETÉSEK	59
3.1. Labilis szerves szén frakciók	59
3.1.1. <i>A forróvíz-oldható szén a kezelésekben</i>	59
3.1.2. <i>A forróvíz-oldható szén, az összes szerves szén és a talajtermékenység</i>	65
3.1.3. <i>A forróvíz-oldható szén aránya az összes szerves szénhez</i>	66
3.1.4. <i>A labilis szerves szén</i>	67
3.1.5. <i>A forróvíz-oldható szén és nitrogén kapcsolata</i>	68
3.1.6. <i>A mikrobiális biomassza szén a kezelésekben</i>	70
3.1.7. <i>A mikrobiális biomassza szén aránya az összes szerves szénhez</i>	75
3.1.8. <i>Az extracelluláris szén</i>	77
3.2. Összes szerves szén	79
3.2.1. <i>Az összes szerves szén a kezelésekben</i>	79
3.2.2. <i>Az összes szerves szén változása az eredeti értékhez képest</i>	83
3.2.3. <i>Az egy évre eső változás, humuszmérleg</i>	87
3.2.4. <i>Optimális humusz-tartalom</i>	90
3.3. Terméseredmények	91
3.3.1. <i>Kumulatív terméselemzés</i>	91
3.3.2. <i>A vizsgált időszak terméselemzése</i>	93
3.3.3. <i>A termés és a kezelésfajták kapcsolata</i>	97
3.4. A kémhatás	101
3.4.1. <i>A kémhatás a kezelésekben</i>	101
3.4.2. <i>A kémhatás változása az eredeti értékhez képest</i>	102
3.5. A felvehető foszfor és kálium	103
3.5.1. <i>A felvehető foszfor a kezelésekben</i>	103
3.5.2. <i>A felvehető kálium a kezelésekben</i>	104
3.5.3. <i>A felvehető foszfor és kálium változása az eredeti értékhez képest</i>	106
3.6. A vizsgált talajparaméterek összefüggés vizsgálata	108
4. ÖSSZEFOGLALÁS	111
5. JAVASLATOK A TOVÁBBI KUTATÁS SZÁMÁRA	113
6. JAVASLATOK A GYAKORLAT SZÁMÁRA	114
7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	115
8. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	117
9. IRODALOMJEGYZÉK	118
MELLÉKLETEK	134

KIVONAT

A talajtermékenység egyes tényezőinek vizsgálata szerves és műtrágyázási tartamkísérletben

A dolgozat központi témája egy 44 éves keszthelyi szerves- és műtrágyázási tartamkísérlet kiválasztott kezeléseiben a talaj szerves anyagának vizsgálata, különös tekintettel a hazánkban új módszerek számító forróvíz-oldható szerves anyagra (HWC). Vizsgáltuk továbbá a mikrobiális biomassza szén (MBC), az összes szerves szén (TOC), a felvehető tápelemek (AL-K₂O, AL-P₂O₅) mennyiségét, a kémhatást (pH_{KCl}), valamint kapcsolatukat a terméssel.

A talaj szerves anyaga egy stabil és egy labilis részre osztható. A talaj művelésbe-vonásával a szerves anyagot a labilis rész lebomlásán keresztül nagymértékű csökkenés éri, míg a stabil rész csak igen kismértékben változik. Megfelelő növénytermesztési stratégiával a további szervesanyag-veszteség elkerülhető, sőt mennyisége növelhető. A lebontható frakció mennyisége közvetlenül utal a talaj termékenységére. Tápanyagokat szolgáltat a növények számára, energiával látja el a talaj mikroszervezeteit, így a talaj termékenységének egyik legfontosabb meghatározója. Előrejelzi a talaj szerves anyagának változását, kapcsolatot mutat a talaj állapotával, így felhasználható a talajtermékenység, a szervesanyag csökkenésének, ill. növekedésének monitorozásában is, ami a klímaváltozás kapcsán szintén előtérbe kerül.

A disszertáció célkitűzése annak megállapítása, hogy:

- a HWC és az MBC mennyisége hogy alakul az egyes trágya-kezelések hatására, meghatározásuk mennyire alkalmazható a kezelések hatására beállt talajtermékenység változásának nyomon követésére;
- a szerves- és műtrágyakezelések eredményeként milyen változások álltak be a talaj termékenységének kémiai paramétereiben;
- a hosszú távú kezelések eredményeként a terméseredményekben milyen eltérések alakultak ki a kezelések között;
- a szerves szén frakciók milyen kapcsolatot mutatnak a vizsgált talajparaméterekkel, valamint a termékenység legjobb mutatójával, a terméssel?

A vizsgálatok eredményeképpen a következő főbb megállapítások tehetők.

A HWC a TOC könnyen bomló frakciója (3,3%-a), amit szignifikáns, szoros korrelációjuk is igazol. A szerves kezelések eredményesebbnek bizonyultak a TOC és a HWC növelésében. Az istállótrágyázás a műtrágyázásnál 32 és 27%-kal, a növényi melléktermékek leszántása az NPK-kezelésnél 10%-kal magasabb HWC és TOC-szintet eredményezett. A talaj 22%-os agyagtartalma legfeljebb 2% TOC elérését teszi lehetővé, a TOC elvileg kétszeresére növelhető. A HWC mérése a kontroll parcellákban a szerves anyag csökkenését, míg a nagy

adagú istállótrágyázás talajszennyező hatását jelezte. Az MBC értékeit a műtrágyázás emelte jobban, de nagy fluktuáció jellemezte, így a statisztikai vizsgálatok nem vezettek szoros korrelációra a többi paraméter viszonyában. A legkedvezőbb kezelés - akárcsak a termésnél - a közepes műtrágya-adag volt, míg a HWC esetében az csak a műtrágyázáson belül volt a leghatásosabb. Az eredmények megerősítették a HWC alkalmazhatóságát a kezeléshatások elkülönítésére, a TOC változásának előrejelzésében, mivel a statisztikai vizsgálatok a vizsgált talajtulajdonságokkal, és a terméssel is szoros kapcsolat meglétét igazolták.

SUMMARY

The investigations of some factors of soil fertility in an organic and inorganic long-term experiment

In a 44 year-old organic and inorganic fertilization long-term experiment several important factors of soil-fertility were studied with particular regard to the hot water soluble (HWC) and microbial (MBC) organic carbon. MBC was determined by the chloroform fumigation-extraction method. Moreover, total organic carbon content, available phosphorous and potassium content, pH value and yield analysis investigations were also included in the assay. While values of MBC were rather variable in space and time, our results have confirmed the applicability of the hot water soluble C method in predicting the quantitative changes of soil organic carbon separating the effects of the treatments. Statistical investigations verified strong correlations with all the examined soil-properties as well as the yield-levels.

ZUSAMMENFASSUNG

Analyse einiger Komponenten der Bodenfruchtbarkeit in einem Dauerfeldversuch mit organischer und mineralischer Düngung

In einem 44-jährigen Dauerfeldversuch mit organischer und mineralischer Düngung wurden die wichtigsten Komponenten der Bodenfruchtbarkeit mit besonderer Rücksicht auf die heißwasserlösliche (HWC) und mikrobielle (MBC) organische Substanz des Bodens untersucht. Der MBC-Gehalt wurde mit einer Chloroform-Fumigation-Extraktion Methode bestimmt. Der Gehalt an Humus, Phosphorus und Kalium, die pH Werte des Bodens und die Erträge wurden auch geprüft. Der MBC-Gehalt war in Raum und Zeit sehr variabel, während die statistische Analyse hat eine enge Korrelation zwischen HWC und den wichtigsten Parametern der Bodenfruchtbarkeit erwiesen. Daher hat sich HWC für ein Indikator zur Charakterisierung der Bodenfruchtbarkeit als geeignet erwiesen.

1. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

1.1. A talaj szerves anyaga

1.1.1. A talaj szerves anyagának összetétele

A talaj „élő szervezetekből álló biológiai és szerves és szervetlen vegyületek szilárd és oldott fázisából, ásványokból, organominerális komplexekből felépülő abiotikus rendszerek integrációjából létrejött, dinamikusan változó egység” (Németh 1996). A talaj háromfázisú polidiszperz rendszer. 45% ásványi szemcse, 25-25% víz és levegő alkotja. Az 5% szerves anyag 10-15%-t élő szervezetek képezik. A holt szerves anyag a biológiai lebomlás különböző fázisaiban lévő, ill. a mikroszervezetek által újraképzett szerves vegyületek, melyek eltérő stabilizációs fokú és élettartama frakciókból állnak, talajtól függően, megközelítően fele-fele arányban lebontható és stabil, lebomlásnak ellenálló vegyületek. Ez utóbbit humusznak nevezzük. A humuszt értik többnyire a szerves anyag alatt. Mennyiségi- leg, minőségileg sem egységes, különböző kémiai és fizikai tulajdonságú anyagok keveréke.

Humuszanyagok: a fulvosav, himetomelánsav, huminsav, humin és humuszszén sorrendben nő a molekulaméret, a N-tartalom; csökken savas jellegük, oldhatóságuk, lebonthatóságuk.

Nem humuszanyagok: szénhidrátok, fehérjék, aminosavak, lignin, zsír, viaszok, gyanták.

Új képződmények: pl. az enzimek, szerepük a tápanyag-körforgalomban van.

A humuszanyagok változatos méretű és szerkezetű, a környezeti behatásokra érzékeny, összetett vegyületek. A természet élő szenciklusából kikerülő szerves molekulák halmazából képződő, heterogén összetételű, funkciós csoportokban gazdag makromolekulák. A szerves anyag lebontás köztes termékeinek tekinthetők, a lebontással szemben viszonylag ellenállóak (Tombácz 2002). A molekulaváz - melyhez szénhidrát, peptid és fehérje oldalláncok kötődnek - izo- és hetero-ciklikus aromás gyűrűk alkotják, melyek közvetlenül vagy hid-kötésekkel kapcsolódnak. A reaktív csoportok a vázon és az oldalcsoportokon is megtalálhatóak. Savas jelleget a karboxil-, a fenolos-OH, az alkoholos-OH és a karbolin, bázikus jelleget az imino és az amino csoport biztosít (Baldock and Nelson 2000; Füleký és Filep 1999).

A talaj szerves anyagának mennyiségének kialakítására számos tényező van hatással, melyek eredményeként a talajba került szerves anyag *lebomlik* vagy *stabilizálódik*.

- Az éghajlat. A talaj szerves C (+)-an korrelál a csapadékkal és (-)-an a hőmérséklettel. A hőmérséklet növekedésével a mineralizáció is fokozódik.
- A talaj fizikai és kémiai tulajdonságai - az agyagásványok, a szemcsehalmazok, a savas pH - megvédik a szerves anyagot a lebontástól.

- A topográfia módosítja az éghajlat és a talaj tulajdonságait, meghatározza a víz eloszlását.
- A talajt fedő növényzet, a szerves input eredményeként nő a szerves C. A növényeket felépítő vegyületek eltérő összetétele meghatározza a maradvány lebonthatóságát.
- A talajlélölények felaprítják, a talajban elkeverik, így az immobilis mikroszervezetekhez juttatják a szerves maradványokat. A mikroorganizmusok - az abiotikus folyamatoktól eltekintve - a mineralizáció 80-95%-áért felelősek.
- A mikrobiális közösség összetételének változásai a lebontást (-) vagy (+) irányban befolyásolják, ami a talaj szerves C növekedéséhez vagy csökkenéséhez vezet.
- A talaj művelésbevonása kedvezőtlen a szerves anyag mennyiségére, ami a továbbiakban a talajművelés intenzitásával fordítottan arányos (Baldock and Nelson 2000).

A mezőgazdaság szempontjából a talaj szerves anyaga tehát stabil, a lebontásnak ellenálló és labilis, lebontható részre osztható (Körschens 1980). Kemenesy (1972) megfogalmazásában tartós és táphumuszról beszélünk. A *stabil frakció* mennyisége az éghajlati viszonyoktól, a talajtípustól függ, az idővel rendkívül lassan változik. A *lebontható frakció* közvetlenül utal a talaj termékenységére, mennyiségét - az előzőeken felül - a talajművelés intenzitása, a termesztett növény, az agrotechnika színvonala nagyban befolyásolja. Könnyen bomló anyagként energiával látja el a talaj mikroszervezeteit, tápanyagokat szolgáltat a növények számára, így a talaj termékenységének egyik legfontosabb meghatározója. Mivel a tenyészidőszak alatt lebomlik, és újra felépül, aktív szerves anyagnak is nevezik. Előrejelzi a talaj szerves anyagának változását (Körschens et al. 1998). A labilis frakció alapvető fontosságú a talajtermékenység értelmezésében, a talajminőség indikátoraként használható (Kapkiyai et al. 1999).

1.1.3. A szerves anyag lebomlása

A talajba kerülő szerves C 2/3-a CO₂-dá oxidálódik, 1/3-a marad vissza humusz formájában. A maradvány felaprózódik, a mikroorganizmusok egyszerűbb vegyületeket képeznek. A könnyen bomló alkotók gyorsan ásványosodnak. A nehezen bontható anyagok polimerizálódva, nagy molekulájú, sötét, stabil új vegyületekké, humuszanyagokká alakulnak (Füleky és Filep 1999; Németh 1996). A lebontás során a szervesből szervesetlen alkotók keletkeznek. Ha leállna a folyamat az élet rövid időn, hónapokon belül megszűnne a Földön. A lebontást meghatározó főbb tényezők a következők:

- a) a szerves maradvány minősége;
- b) fizikokémiai faktorok: víz, hőmérséklet, levegőzöttség, kémhatás;
- c) a szerves anyag hozzáférhetősége: fizikai védelem, elhelyezkedése a talajban, és
- d) az antropogén hatás (Gregorich and Jansen 2000).

a) A szerves anyag lebontását a maradvány kémiai felépítése szabályozza, amely a lebontás szempontjából 3 részre - egy gyorsan, egy közepesen és egy lassan lebomló frakcióra -, így szénhidrátokra és aminosavakra, holocellulózra, valamint lignin vegyületekre osztható. C-tartalmuk 40-50%, de N-tartalmuk változó 0,5-10%. A lebontás első, gyors fázisát a C:N ráta és a könnyen lebontható frakció határozza meg (Baldock and Nelson 2000). 20-nál (Kismányoky 1993b), 30-nál (Loch 1999b) nagyobb C:N arányú szerves anyag leszántásakor a cellulózbon-tók igényük kielégítésére sok N-t vesznek fel a növények elől. Később a lignin és a lignin:N ráta jelentősebb. Nehezen lebomló anyagok maradnak vissza (Bocock et al. 1960; Marschner and Noble 2000). A lebontás első szakaszában az aminosavak, aminocukrok és szénhidrátok, a citoplazma és a membránalkotók (Marschner and Noble 2000; Sorensen et al. 1975), majd a cellulóz biodegradációja indul be, aminek felszabaduló anyagai egyre kisebb mértékben járulnak hozzá a forróvíz-oldható frakcióhoz (Henriksen and Breland 1999).

Az oldható C jól hasznosítható C-forrás, fontos szerepe van a korai lebontás szabályozásában. A mikrobiális populáció gyarodásával további oldható C szabadult fel, a poliszacharidok bontásával a víz-oldható szénhidrát szint fennmaradt (Bocock et al. 1960). A kukorica nagy mennyiségű oldható C-t tartalmaz. Recous (1995) 35, míg Magid (1997) kutatócsoportja 29%-ra becsülte ezt a frakciót. Hadas és mtsai. (1993) szerint kukoricában és búzában a könnyen bomló C 29 és 7%, ez volt az oka a kezdeti lebomlás különbségének (Hadas et al. 2004). Szalma kiadását követően a víz-oldható C mennyisége drasztikusan megemelkedett, majd csökkent és sokáig állandó értéken maradt (Marschner and Noble 2000). Szalma lebomlásakor a HWC koncentráció a 4. hónapig növekedett, a 6. hónapig állandó volt, majd a 2. év végéig (12%-ról 8,5%-ra) folyamatosan csökkent (Summerell and Burgess 1989).

A cellulóz a legnagyobb mennyiségben előforduló szerves anyag a természetben. A lágyszárú növények cellulóz-, és hemicellulóz-tartalma 40 és 20%. A búzaszalma és a kukoricaszár cellulózból 34,2 és 37,6%, ligninből 21,2 és 23,5%, szénhidrátból 21,6 és 23,5%-ot tartalmaz (Szegei 1988). A cellulóz-lebomlás azonnal megkezdődött - az 1., 2., 3. év végére 35, 20, 10% maradt vissza - a ligniné csak a 6. hónapban indult be (Fioretto et al. 2005).

A növényi maradvány N-tartalma jelentősen meghatározza a lebontást. A N-tartalom növelésével a lebomlás fokozódott (Marinucci et al. 1983). A tág C/N arányú (80) zab maradványhoz N-t adva a lebontás megélnékült, bizonyítva a N jelentőségét (Mamilov and Dilly 2002). N-műtrágyázás hatására a búza (Zagal et al. 2003), és az árpaszalma lebomlása is jelentősen megnőtt. A 0,5% N 32%-os, a 0,9% N-tartalom 44%-os súlyvesztéshez vezetett 1 hónap elteltével (Christensen 1986). A 9, 16 és 32 mg/g N-adagok szignifikánsan megemelték a búzaszalma C mineralizációját, ami 2 hónap elteltével 17, 25, és 34%-nak felelt meg (Henriksen and Breland 1999).

A pillangósok gyors lebomlásának oka a jobb szubsztrát minőség; a magasabb N (1,8%), az alacsonyabb lignin tartalom (4,5%) és a kisebb lignin:N ráta (21). A gabonák vontatottabb lebontását a kisebb N (0,6%) a magasabb lignin tartalom (5,4%) és lignin:N ráta (68) magyarázza. 3 hónap alatt a csillagfürt és a búza maradvány 75 és 35%-a bomlott le, majd a kezdeti lignin:N aránynak megfelelően haladt a lebomlás. Egy év után már nem volt szignifikáns eltérés a megmaradt szerves anyagok mennyiségében.

A búzaszalma szerves C 50%-a az első év végére lebomlott, a második év végére 40% maradt. Burgonyánál plusz 20% lebomlást mértek. C-tartalmuk nem (~46%), de N-tartalmuk jelentősen eltért (0,8 és 2,6%). Egy másik kísérletben a búzaszalmából egy év elteltével 15-25%-nyi szerves C maradt vissza (Cookson et al. 1998).

b) A mikroszervezetek bizonyos hőmérsékleti tartományon belül képesek megélni. A mezofillek 28-37°C között növekednek a legjobban (Füleky 1999). A cellulózbontók optimális hőmérséklete nagyban eltér. A hőmérséklet többnyire nem kedvező; az optimális értéket nem éri el. A cellulolízis 30°C-on a legjelentősebb. 20°C átlaghőmérsékleten 90%-os, 5°C-on 30%-ra, 45°C-on 20% alá csökken. A hőmérséklet és a lebontás kapcsolata nem arányos, 20 és 30°C között nincs nagy különbség. Hazánkban a hőmérséklet nem korlátozza a lebontást.

A talajnedvesség is jelentős tényező. A maximális víztartó-képesség (VK) 30%-áig a lebontás egyenes arányban nő, lelassul, majd maximumát 70%-nál éri el, de 100%-os és 10%-os VK-on is jelentős (20 és 25%). A maximális mikrobaszám egybeesik a cellulózbekontás optimális nedvességértékével. A magas hőmérséklet szintén kedvező száraz talajban (Bhardwaj and Novak 1978; Szegi 1988). Korlátolt mozgékonyaságuk és táplálékhoz való hozzáférésük miatt a baktériumok aktivitása csökken először, míg a hifás felépítésű gombák alacsonyabb vízpotenciált is elviselnek.

A lebontást a megfelelő O₂-ellátottság függvénye. 10% O₂ koncentráció alatt a lebontás jelentősen visszaesik. Az O₂ diffúziója vízben sokkal kisebb, mint levegőben, ezért a nedves, és a rossz szerkezetű talajban is erősen korlátozott az O₂ mozgása (Gregorich and Jansen 2000).

A pH emelkedésével nő a cellulózt hasznosító szervezetek száma. Semleges pH-n minden sugárgomba faj bontotta a cellulózt, az 50%-os aktivitásuk 8 pH-n 20% alá esett, 9 pH-n megszűnt. A mikroszkópikus gombák többségének aktivitása már 5 pH-n 50% feletti volt. 7 pH-tól számos szervezet mutatója csökkent. Aktivitás szempontjából a sugárgombák szűkebb (6-7 pH), a gombák tágabb (5-8 pH) pH tartománnyal rendelkeztek. A 12 baktériumból 5,5 pH-n csak 2 volt aktív. Legnagyobb - 70-80 %-os - aktivitásukat 7,3 pH-n érték el (Szegi 1988).

A pH növekedésével fokozódott a lebomlás, 5 pH-n a 3,8 pH-n mért érték dupláját mérték. A savas pH hatása a magas Al³⁺ és Mn²⁺ koncentrációnak, a szerves vegyületek csökkent

oldhatóságának, az enzimaktivitás és a biokémiai aktivitás csökkenésének tudható be (Haynes and Swift 1988; Nodar et al. 1992; Xu et al. 2006).

Az NH_4^+ műtrágya hatására a kukorica maradvány lebomlása visszaesett. A savanyú pH gátló hatású a nitrifikáló mikroorganizmusokra, ami további NH_4^+ felhalmozódáshoz és savanyodáshoz vezetett. Egyéb lebontó mikroorganizmusok is gátlás alá kerültek, a mineralizáció minimálisra csökkent. Semleges pH-n a kukorica 45%-a 1 hónap alatt lebomlott (Dendooven et al. 1995). 10 pH-n ez 7, kevésbé szikes talajban 36%-ot tett ki (Roper and Smith 1991).

c) A könnyen lebontható szerves vegyületek agyagásványok felületén, mikropórusokba ($<3\mu\text{m}$) zártan fizikailag védettek a lebontástól (12.- oldal). A felaprózódott maradvány gyorsabban bomlik, mivel a megnövekedett felület kedvező a mikrobiális degradáció számára. A talajba dolgozott maradvány - mint ahogy Christensen (1986) árpa, Andrén et al. (1993) búzaszalmával igazolta - a felszínen hagyott mintához képest gyorsabban lebomlott, mert a talajmátrixba keverés a mikroorganizmusok számára kedvezőbb feltételeket teremtett a szélsőséges hőmérséklet és nedvességviszonyú felszínhez képest (Gregorich and Jansen 2000).

d) A talajművelés és a növénytermesztés a talajklíma megváltozásán keresztül jelentős mértékben módosítja a biodegradáció mértékét (Balesdent et al. 2000). Az emberiség lélekszáma tovább fog növekedni (Cohen 2003). Az üvegházhatás felerősödése a talaj szerves anyagának csökkenését okozza (Davidson et al. 2000; Fang et al. 2005). A labilis szerves frakció erőteljesebben fog csökkenni (Knorr 2005). Megfelelő talajművelési gyakorlat kialakításával, azonban a szervesanyag-mennyiség növelhető (Füleký és Filep 1999; Gregorich and Jansen 2000).

1.1.4. A szerves anyag stabilizálódása

A talajba került szerves anyag felhalmozódása, stabilizációja a talajéletben részt nem vevő, passzív formaként, a) fizikailag agyag és iszap szemcsékhez kötve, b) aggregátumokban zártan, valamint c) szemcsés szerves anyag formában is történhet (Carter 2002; Füleký és Filep 1999). A szerves anyag stabilizálódását a d) a talajművelés nagyban befolyásolja. A könnyen lebontható, jól hasznosítható szerves vegyületeket főleg fizikai, a nehezen lebontható szubsztrátokat kémiai védelem jellemzi (Gregorich and Jansen 2000).

a) Hassink (1996) *védelmi kapacitással* jellemzi az agyag és az iszap frakció C-megtartó képességét. Sorensen és mtsai-hoz (1975) hasonlóan pozitív kapcsolatot talált a $20\ \mu\text{m}$ alatti szemcsék és a szerves C mennyisége között. Az ásványi frakció telítettsége befolyásolja a to-

vábbi C megőrzését. A talajok védelmi képessége korlátozott: a telített frakciók nem képesek újabb szerves C megkötésére. A durva agyag és a finom iszap frakció stabil kapcsolatot képez a szerves anyaggal (Anderson et al. 1981), ez a két frakció tartalmazza a legrégebbi szerves anyagot. A mikrobiális lebontás termékei ide kerülnek, szerves vegyületekben dúsulnak fel a stabil kapcsolat, a folyamatos mikrobiális transzfer miatt (Christensen 1986). Az agyag-iszap halmazokban a szerves C öregebb (200-300 éves), mint a halmazok között. A C 13-24%-a (Skjemstad 1993), 10%-a védett (Beare 1994) fizikailag. A durva agyag és finom iszap – kémiai szerkezetük és erősen aromás jellegük miatt - a lebomlásnak ellenálló huminsavat tartalmaz. A finom agyag főleg könnyen bomló fulvosavat és kevésbé aromás huminsavat, a mikrobiális lebontás és átalakítás (köztes) termékeit tartalmazza. (Anderson et al. 1981). Az agyag és iszap a labilis szerves anyaggal is reagál, megvédve a lebontástól (Six et al. 2002).

Körschens (2002) a TOC és az agyag kapcsolatát tanulmányozta európai tartamkísérletekben. Az agyag-tartalom ismeretében meghatározta a talajonként elérhető TOC-koncentrációt. A kontroll parcellák a termékenység kimerültségét jelzik, TOC-tartalmát inert szerves anyagnak tekintjük, amely nem csökken tovább. A Thyrow-i és a Bad Lauchstädt-i talajban 3 és 22% az agyag, a kontroll TOC 0,3 és 1,6%. Legfeljebb 0,7, ill. 2,1% C-tartalom érhető el.

A keszthelyi tartamkísérlet talajában 22% az agyag, így a TOC elviékből 2%-ig növelhető. A kezelések átlagában 1% TOC értéket állapítottak meg. A műtrágya, az istállótrágya és a szármaradvány-kezelés 4, 15, és 25% TOC emelkedést eredményezett (Bankó et al. 2007).

Russel (1977) szerint jól trágyázott vetésforgóban a szerves maradvány C 1%-a stabilizálódik. A szármaradványok leszántása, az istállótrágyázás további 0,1% kumulatív hatást jelent. 5 év alatt vetésforgó, ill. gyeptalajában 0,15 és 0,3% szerves C növekedést mutattak ki.

b) A szerves maradványok körül stabil mikroaggregátumok képződtek. A szerves anyagot agyag-szemcsék burkolják, a mikroorganizmusok és enzimeik nem férnek hozzá (Molina et al. 2001). A maradványt a mikrobák gyorsan kolonizálják. A *szerves mag* kiindulási hely a gombák és a mikroszervezetek növekedésében. Poliszacharidjaik lerakódnak az aggregátumban, melyek így makroaggregátumokká állnak össze. Az ásványszemeket, növényi fragmenteket gyökerek és hifák fogják körül: stabil szerkezet jön létre (Christensen 1986; Duiker 1999; Golchin et al. 1994; Jastrow 1996; Oades and Waters 1991; Puget et al. 1998).

Tisdall és Oades (1982) tanulmánya szerint az aggregátum dinamika 3 főbb lépése: 1) Az aggregáció gombák, baktériumok, földigiliszták hatására indul be. 2) A stabilizáció fizikai-kémiai folyamat, a humifikálódó szerves-anyag agyag-szemcsékhez és polivalens fém kationokhoz köt. A stabil mikroaggregátumok stabil makroaggregátumokká kapcsolódnak szerves kötőanyagok által. A mikroaggregátumokat gyökerek és hifák kötik a makroaggregátumban.

3) A makroaggregátumok bolygatás hatására szétesnek, szerves C-tartalmuk csökken, míg a mikroaggregátumok alig veszítenek szervesanyag-tartalmukból. A mikroaggregátum szerves C-frakciója jelentősebb, a védettség gyorsan kialakul. Inkubációs kísérletben, 12 nap alatt 22%-nyi szerves C-t zártak magukba. A talajlakó állatok, így a földigiliszták szerepe felbecsülhetetlen. Nélkülük a mikroaggregátumokban nem tudtak szerves C-et kimutatni (Bossuyt and Hendrix 2005; Sohi et al. 2005).

Az aggregátum-képződés a szénhidrátok és az aminosavak lebontásakor indul meg, majd a humifikálódás során képződő fenol savak (vanillin, vanillik sav) stabilizálják. Magas fenol-sav-tartalmú maradványok (pázsitfűvek) esetén az aggregáció kifejezettebb (Dean 2000). A humuszsavak sokáig fenntartják az aggregátum-szerkezetet, mivel hosszabb távon a poliszaccharidok hatásával nem számolhatunk (Chaney and Swift 1984; 1986).

c) A szemcsés szerves anyag aggregátumokban zártan vagy szabadon helyezkedik el a talajban (Carter 2002; Liao et al. 2006). A talajba került, friss szemcsés szerves anyag a makroaggregátum-képződést segíti (Christensen 1986; Jastrow 1996). A szabad frakció ásványi részhez nem kötődik, felismerhető növényi maradványokból áll, jobbra szemmel látható, nagyméretű szerves anyag fragmentumok, az aggregátumokba kerülve is lebontható, de fizikailag védett, lebomlása előrehaladottabb (Sohi 2001). Mindkét pool különböző életidejű és minőségű további alfrakciókra osztható. A szemcsés szerves anyag a lebomlatlantól a humifikált szerves vegyületekig egyféle kontinuumot képez. Egy része könnyen mineralizálódik, de a teljes mennyiség nem ásványosodik gyorsan (Boone 1994; Schulz 2004). A lebontható szerves anyagot az aktív - ezen belül a forróvíz-oldható - és a szemcsés szerves szerves anyag frakció képezi (Körschens 1980).

d) A védett frakció mennyisége a talaj művelésbevonásakor nagymértékben módosul. A makroaggregátumban lévő és a szabad szemcsés szerves C tartalom harmadára, az ásvány-szemcséken lekötött C harmadával csökken. A védett szerves vegyületek lebonthatósága az agyag és iszap kötött, a mikro- és a makroaggregátumon belüli és a szemcsés szerves anyag sorrendben nő (Carter 2002), amit Liao et al. (2006) eredményei szintén alátámasztanak. Az ásványi szemcsékhez nem kötődő szerves vegyületek lebonthatóbbak, a mű- és az istállótrágyázásra (Boone 1994; Schulz 2002), a talajművelésre és a vetésforgóra érzékenyen reagálnak (Gregorich et al. 1996; Tiessen and Stewart 1983).

Gyepterület feltörését követően a szemcsehalmazok szétesésével a szerves anyag felszabadult, aminek fele 4 év alatt lebomlott. 60 év alatt a szerves C-mennyiség 1/3-dal csökkent. Szintén azt találták, hogy a durva agyag és a finom iszap szerves C-tartalmát érte a legkisebb

csökkenés (Tiessen and Stewart 1983). A talajművelés hatására a stabil C is csökkent. Kukoricatalajban a 37%-os csökkenés oka a makroaggregátumok szétesése, a mikroaggregátumok keletkezése (Tan et al. 2004).

1.1.5. A humusz és a talajtermékenység kapcsolata

A talajra jellemző a termékenysége, az a képessége, hogy a növényeket, mikroorganizmusokat vízzel és tápanyagokkal képes ellátni (Győri 1984). Az ősállapotú talaj művelésbevonása erőszakos beavatkozás a természet rendjébe. Alacsonyabb szerkezetességi és termékenységi szint tartható csak fenn. A szántóföldek humusztartalma csak nagyon lassan változik (Kismányoky 1993a). A szerves anyag viszonylag kis mennyiségben van jelen, de jelentősen meghatározza a talaj termékenységét, fizikai, kémiai, biológiai tulajdonságainak kialakításán, a termőréteg vastagságán - a talajkémiai folyamatok és a tápanyagok körforgalmán - keresztül (Gregorich et al. 1994; Körschens 2002; Schnitzer and Khan 1978; Stefanovits et al. 1999b), hatással van

a) a talaj hő- és vízgazdálkodására, b) a talaj szerkezetének kialakítására, c) a talaj tápanyag-gazdálkodására.

a) A vízgazdálkodásban a szerkezet-kialakításon át közvetve, és közvetlenül - az agyagásványok vízfelvételeinek többszörösével jellemezhetően - is részt vesz. A humuszgazdag talaj sötét, könnyebben felmelegszik. A nagyobb hőkapacitású víz a hőmérsékleti ingadozásokat csökkenti (Füleky és Filep 1999). A humusz tömegének 20-szorosát tudja vízként megtartani (Stevenson 1982).

b) A tartós humusz a talajra jellemző öröklött tulajdonság, a talaj szerkezetének kialakításáért felelős (Kemenesy 1972). A talajszemcsék összetapadva szemcsehalmazokat képeznek. (Környezet- és természetvédelmi lexikon 2002). A szerves anyag egy része agyagásványokhoz kötve elsődleges szerkezetet, organo-minerális komplexet képez. A másodlagos organo-minerális asszociációt, aggregátumnak, szemcsehalmaznak nevezzük (Wattel-Koekkoek et al. 2001). A mezőgazdaság szemszögéből a *morzsafrakció* (0,25-10 mm) a legjelentősebb, a morzsás szerkezet kialakítása és megőrzése kiemelten fontos. Nagy pórustér és vízbefogadó-képesség, jó gázcsere jellemzi, ami a mikrobiális aktivitáson keresztül elősegíti a lebontást, a tápanyagok feltáródását (Füleky és Filep 1999).

A talajművelés hatással van a talajszerkezetre. A humusz lecsökken, majd lényegesen nem változik. Csökkenése a nagyobb szerkezeti elemek, és a gravitációs pórustér széteséséhez

vezet (Nyíri 1993a). A művelő eszközök szétszakítják az aggregátumokat, további változások a víz nedvesítő hatásának tudhatók be: a lekötött anyagok feloldódnak. A kismértékű át-
nedvesedés viszont megnöveli az aggregátum-stabilitást (Goebel et al. 2005). Az esőzés a szerkezet széteséséhez vezet. A szemcsék diszpergálódnak, a szerves anyag felszabadul és lebomlik. A szántások révén a művelt réteg ki van téve az esőzések, a száradás-nedvesedés, fagyás-olvadás hatásának (Balesdent et al. 2000, Denef et al. 2001). A stabil, morzsás szerkezetű talaj ellenállóbb a talajpusztulással szemben (Filep és Füleky 1999). A talajdegradációval behatóbban Máté (Máté és Tóth 2005) és Stefanovits (1999b) foglalkozott.

c) A humusznak nagy szerepe van a talaj tápanyag-gazdálkodásában. A talajtermékenységet legjobban a szerves anyag, legfőképpen a tartós humusz által közvetlenül szabályozott víz-háztartás és kation kicserélő képesség határozza meg. A víz-háztartás a beszivárgáson, a víz visszatartásán és az evaporáción, tehát a talaj szerkezetének javításán keresztül érvényesül. A kation kicserélő képességért a negatív töltésű agyag és a szerves anyag 60%-ban felelős. A töltések száma a humifikáció előrehaladtával nő. A humusz tápelem-adszorbeáló, megtartó-képessége az agyaghoz képest 9-szeres határfokú (Nardi et al. 2004; Tate 1987), így a tápelemek egyik forrása, melyek - ezen felül - a szerves input és a táphumusz lebomlásával keletkeznek (Kemenes 1972).

A humusz talajtermékenységben betöltött szerepét jól érzékelteti, hogy a talaj N 95%-a szerves formában van. Elsődlegesen a N ellátás biztosításában játszik szerepet. A szerves NH_2 csoportok szervesen NH_4^+ és NO_3^- - felvehető - ionná alakulnak, a P és a S is így lesz felvehető. A mag és híd N csak nagyfokú ásványosodással szabadul fel. (Füleky és Filep 1999; Nagy 1993b; Tóth 2002). A humusz 5%-a N, aminek évente 1%-a mineralizálódik. A mineralizációra vetésgorgóban 0,91-1,16, de Németországban 2,97%-os értéket is mértek. Mérsékelt égövön évente a humusz 3%-a újul meg. A szerves vegyületek állandó átalakulásban vannak, a lebontás mértékét kifejező C/N arány eltérő. A szerves anyagok eleinte eltérő C/N arányúak, ami idővel csökken, és hasonló - 10 körüli - lesz (Füleky és Filep 1999; Németh 1996; Patócs 1987).

A szűz talajok művelésbe vonása a humusz mennyiségének nagymértékű csökkenéséhez vezet, ami az első években a legintenzívebb (Kismányoky 1993a). A továbbiakban a talajhasználat humusztartalomra gyakorolt kedvezőtlen hatása a művelési módtól függően enyhén csökkenhet, vagy növekedhet. A talajhasznosítási mód és a növénytermesztési technológia, így a monokultúra, a vetésgorgó összetétele megszabja a humifikáció és a mineralizáció mértékét az újabb, a talajra jellemző egyensúlyi állapot beálltáig (Stefanovits et al. 1999b; Szűcs

és Szűcs-né 2005). A humusz egyensúlyi állapotának kialakulására az adott talajra jellemző ökológiai viszonyok a növénytermesztésnél erőteljesebben hatnak (Blaskó és Zsigrai 2003).

A lebomlás leginkább a táphumuszt, a könnyen lebontható frakciót érinti (Kemenes 1972, Körschens et al. 1998). A szerves input csökkenése nem magyarázat, mivel a kultúrnövények sokszor nagyobb inputot jelentenek. A talaj művelésbevonásakor a szerves anyag védettsége megszűnik. A Sonborn-i kísérlet szerint a lebomlás érinti az ellenállóbb C frakciókat is: búza alatt 6,5 mg/g, míg gyepek alatt 10,5 mg/g 500 év életidejű szerves C maradt meg (Balesdent et al. 2000). Fél évszázados hagyományos művelés a C és N 50-65%-ának elvesztését eredményezte, míg a bolygatás csökkentése 20%-kal kisebb veszteséget eredményezett. A szukcesszió során 200 évbe telik az eredetihez közelálló C- és N-szint kialakulása. Szerves trágyázással - a labilis frakció növelésével - azonban 40 év alatt megkétszerezhető a szerves C-szint (Tilman 1998). Az erdőirtást követő 50 év során a talaj C-tartalma 2 év alatt 50%-ra apadt a labilis C lebomlásával. Az új egyensúlyi helyzetet a lebomlás és a szerves input alakította ki. Gyepesítéssel a szerves anyag szint 7 év alatt regenerálódott (Quiroga et al. 2005).

A talaj humuszmérlege egyre fontosabb szerepet kap a talajtermékenység vizsgálatában. A mérleg pozitív oldalát a növényi maradvány és a trágyázás, negatív oldalát a humusz-vesztés képezi. A pillangósok és a szerves trágyázás hatása jelentős (4t/ha), a gabonáké jelentéktelen (0,3-0,6t/ha) a humusz-gyapodásban. Az istállótrágya számottevő hatása a humusz növelésében, 1/4 része humifikálódik (Győri 1984; Patócs 1987; Stefanovits 1999b).

Megfelelő növénytermesztési stratégiával a szerkezet és a humusz-tartalom fenntartható, javítható. A gyökérzet kiterjedtsége (kukorica, búza < perje) kapcsolatot mutat az aggregáció mértékével és a mikrobiális biomasszával: több mikroorganizmus több szerves ragasztóanyagot termel. A pillangósokat szerkezetjavító tulajdonságuk miatt gyakran használják zöldtrágyaként. Gyökérzetük kisebb és a mikrobiális biomassza is alig nagyobb, mégis jobb szerkezetet alakítanak ki. A lényegesen jobb szerkezetért és magasabb humusz-szintért gyökérváladékaik N-gazdagsága, a rizoszféra eltérő mikrobiatársulása és a gombafonalak a felelősek (Haynes and Beare 1997).

1.1.6. A talaj szerves anyaga szántóföldi kísérletekben

Műtrágyát vagy istállótrágyát alkalmazzunk? - a kérdés folyamatosan felvetődött az elmúlt évtizedek során. A tartamkísérletek lehetővé teszik ennek eldöntését. A szerves és a szervetlen kezelések között a kémiai paraméterek tekintetében többnyire nincs jelentős eltérés (Lönhardné és Németh 1992).

A talajművelés eredményeként az egész kísérleti talajban csökkenhet a szerves-anyag tartalom, attól függően, hogy a kísérlet beállítása előtt milyen állapotban volt a talaj, milyen művelési ágat gyakoroltak és milyen növény termesztése folyt a területen.

Mint azt a gödöllői trágyázási tartamkísérlet 20 éve alatt beállt változások is igazolták, a humusz fokozatosan 1,52%-ról 1,26%-ra csökkent. A műtrágya-kezelésekben a humusz erőteljesebben csökkent. Szerves inputot csak a tarló és gyökérmaradványok jelentettek (Kovács és Füleky 1991). A martonvásári szántóföldi kísérletek szerint az NPK-kezelések csak a már beállt humusz-szint és termékenység fenntartására voltak elegendők. A tarló- és gyökérmaradványok beszántása viszont a humusztartalmat gyarapította (Sarkadi 1991). A Westsik féle homokjavító tartamkísérletben (1929) 6 évtized alatt a humusz a kontroll- és a műtrágyázott parcellákban is csökkent. Növekedésére az erjesztett szalma leszántása, majd az istállótrágya volt a legkedvezőbb (Lazányi 1994). Az ország eltérő talaja-in beállított OMTK (1967) kísérletek alapján a növekvő adagú N-kezeléseket nem kísérte a humusz növekedése. Több esetben a 121 vagy 206 kg/ha N adag kissé csökkentette a humusz-tartalmat (Németh 1996).

Hoffmann és Kismányoky (2001) a keszthelyi talajművelési és NPK-trágyázási tartamkísérletben azt találta, hogy a műtrágyázás eredményeként létrejött TOC növekedés jelentéktelen, 235kg/ha N-adagnál is csak 4%. A kontroll-parcellában azonban, a légköri N-kiülepedés miatt minimális TOC növekedést mutattak ki. A szerves és műtrágyázási tartamkísérletben a trágyázás egyértelműen befolyásolta a talaj szerves C tartalmát, az istállótrágya és műtrágya-kezelésekben 17 és 7%-os növekedést igazoltak (Hoffmann és Berecz 2007), több évtizedes időtávon a kezeléshatás a TOC változásában egyértelműen megmutatkozott (Hoffmann et al. 2002). Németh (1983) szerint a 20 éves kísérletben a 35, 70 és 105 t/ha/5év istállótrágya-adag 11, 17 és 27%-os növekedést, a kontroll kismértékű humusz csökkenést eredményezett. Hoffmann és mtsai. (2005, 2006) a 20 és a 40 éves mérések felhasználásával szintén alátámasztották a kontroll talajának csekély mértékű TOC csökkenését. Az IOSDV tartamkísérlet keszthelyi helyszínén a 18. évben elvégzett vizsgálatok szerint az istállótrágya + N-kezelés eredményezte a legmagasabb humusz-szintet. A csak N, és a N + növényi melléktermék-kezeléshez képest a különbség jelentősnek bizonyult (Berecz et al. 2005).

Kemenesy (1972) szerint a műtrágyázás a mikrobiológiai tevékenységek fokozásán keresztül humuszfogyasztó. Ez humusznövelő növények alkalmazásával (herefélék, szalastakarmányok) elkerülhető, míg a kapásnövények jellegzetes humuszfogyasztó növények.

A külföldi tartamkísérletek ugyancsak igazolták a szántóföldi növénytermesztésnek a talaj szerves anyagára gyakorolt kedvezőtlen hatását. A trágyázás és a vetésforgó ellenére a hagyományos művelés a szerves C folyamatos csökkenéséhez vezetett, melynek mértékét a növényi sorrend, a művelési rendszer, a talaj, az éghajlat nagyban meghatározta (Reeves 1997).

A Padovai búza monokultúra tartamkísérletben (1962) az istállótrágya+NPK 23, az NPK-kezelés 43, míg a kontroll 51% TOC csökkenést eredményezett. A növényi maradványok leszántása sem eredményezte a TOC növekedését (Nardi et al. 2004).

A Rothamsted-i őszi búza monokultúra tartamkísérletben (1843) a kontroll parcella TOC-tartalma alacsony maradt. A TOC az istállótrágyázott az NPK-kezelt parcellákon 120 és 20%-kal nőtt (Jenkinson 1992; Tilman 1998). A TOC alacsony (1%) értéket képviselt, az elkövetkező 20 évben csökkent a kontroll, és kissé növekedett a 145-33-89 kg/ha N-P-K műtrágya-kezelésekben (Stewart et al. 2005). A talaj szerves C és N változása lassú folyamat. A kontroll és a műtrágya-kezelésben a szerves C megközelítően ugyanannyi maradt, a 35 t/ha istállótrágya viszont 2,5-szeresére, 2%-ra növelte, majd szinten tartotta (Jenkinson 1977).

A mérsékelt égövi talajok szerves anyag tartalma csak lassan változik. Az évszázadok óta művelt talaj gyeppe alakítását követően a N 100 év alatt érte el (0,1%-ról) a gyepekre jellemző 0,28%-os szintet. A szerves C természetes szintjének eléréséhez is ennyi idő szükséges. 25 év alatt - az intenzív humusz-képződés eredményeként - 0,14%, majd 75 év alatt mutattak ki újabb 0,14% növekedést (Johnston 1991).

A Sanborn Field-i vetésforgó tartamkísérletben (1888) a kontroll 1,4, a műtrágyázás 2,0, az istállótrágyázás 2,9% humuszt jelentett (Brown 1994). A búza és kukorica-maradvány hatása drasztikusabb: három, ill., hatszorosára nőtt a humusz (Buyanovsky and Wagner 1998).

A Bad Lauchstadt-i kísérletben (1902) a friss istállótrágya adagok (0, 20, 30 t ha/2év) hatására a TOC - a labilis és az inert C is - növekedett. 30 t/ha adag hatására a TOC 36, az inert C 27, a labilis C 69%-kal nőtt, azonban egyik paraméter sem érte el a füves terület kedvezőbb értékeit. A műtrágyázás is növelte a C-frakciókat, a talajművelés viszont fokozta a szerves anyag ásványosodását. 50, 100, 200 t/ha (extrém) istállótrágya-adagok hatására a C-frakciók elérték a gyepterület értékeit (Blair et al. 2006b).

Az Ultana-i talaj szerves anyag tartamkísérletben (1956) a szerves C 75%-kal növekedett a kétévente kiadott 9,5t/ha istállótrágya eredményeként. A jelentősebb C felhalmozódást a hűvös klíma magyarázza (Gerzabek et al. 1997; Kirchmann and Gerzabek 1999).

A humuszvegyületek minőségének vizsgálata Hargitai nevéhez köthető. A N-műtrágyázás eredményeként beállt minőségi változások kimutatására a két oldószeres kivonás, a színarány vizsgálat - a huminsav és a fulvósav 465 és 665 nm-en mért fényabszorpciójának hányadosa -, a K érték (humusz stabilitási koefficiens) is alkalmazható (Hargitai 1974, 1982, 1983).

A kezelés típusa nagyban meghatározza a humusz összetételét. Az OMTK szerint a 250 kg/ha N kezelés a humusz mennyiségére nem, azonban minőségére és stabilitására kedvezőtlen volt: a kis molekulású frakciók aránya növekedett. A N-műtrágyázás kis

molekulasúlyú humuszvegyületeket növelő hatása nagy N-adagoknál jelentősebb. Könnyű lebonthatóságuk miatt kedvezőek a tápanyag-szolgáltatásra. A nagy molekulasúlyú frakciók rendkívül fontosak a talaj szerkezetében betöltött szerepük révén. Az OMTK különböző talajain a nagyobb adagú N-dózisok eltérő eredményre vezettek, de a trend ugyanaz volt. A K érték talajtípusra jellemző, 200 kg/ha/év N adag esetén szignifikánsan csökken a kontrollhoz, és a kisebb N dózisokhoz viszo-nyítva (Debreczeniné és Győri 1997). Ghani (2003) szintén leírta a nagy N adagok humusz-csökkentő hatását. A szerves anyag humifikációja csökken, ásványosodása megnövekszik.

Az istállótrágyázás - amellet, hogy több humuszt eredményezett - a jó minőségű, nagy molekulasúlyú (>100 kDa) és polikondenzációs fokú, a műtrágyázás főleg a kis molekulasúlyú alkotókat növelte. A kevert kezelés 23, a műtrágyázás 43%-os, míg a kontroll 51%-os TOC csökkenéshez vezetett (Nardi et al. 2004). Az istállótrágya érlelési ideje befolyásolja az inert C mennyiségét, ugyanis csökken a labilis, és nő az inert frakció részaránya (Haynes and Naidu 1998). Az istállótrágyázás mindkét frakció felhalmozódására kedvező, de a szerves anyag gyarapodása és a kiadott adagok nem adtak szoros korrelációt (Khalee et al. 1981).

Szántóföldi kísérletek kezeléseiből nyert forróvizes humuszkivonatok gélkromatográfiás elemzése molekuláris méret eltéréseket mutatott ki. Istállótrágyázás hatására nagyobb humuszvegyületek képződtek (Ellerbrock et al. 1999). Michéli (1995) ugyancsak gélkromatográfiával igazolta, hogy műtrágyázás hatására nőtt a kisebb molekulaméretű humuszvegyületek aránya, amit a színarány vizsgálat is tanúsított, ugyanis a színarány is növekedett.

1.2. A talaj szerves anyagának lebontható frakciója

1.2.1. A forróvíz-oldható szerves anyag

A talaj szerves anyag könnyen bomló frakciójának forróvíz-oldható módszerrel történő meghatározására a német és az angolszász szakirodalomban is bőven találunk publikációkat. Az angolszász metodika szerint a talajszuszpenzió készítés 16 órás, 80 °C-os vizes feltárással történik, amelynek során a labilis szerves anyag oldatba kerül (Ghani et al. 2003). A forróvíz-oldható szerves anyag (hot water carbon, nitrogen - HWC, HWN) meghatározását a német módszer szerint végeztük (Körschens and Schulz 1999). Mivel a két módszer eltér, a kivont szerves anyag sem ugyanaz, nem összehasonlíthatóak, más eredményre vezetnek a különböző talajoknál, bár gyakran egyforma névvel (HWC vagy C_{hwc}) illetik mindkét frakciót.

A talaj szerves anyagának lebontható része a HWC 15-el történő felszorzásával számszerűsíthető, a talaj tömegének 0,3-0,6%-a. Az empirikus érték megállapítása Schulz (1997,

2002, 2004) tudományos munkásságához kötődik. A HWC a lebontható szerves C-frakció indikátoraként használható. A paraméter a labilis frakció mennyiségét és dinamikáját tükrözi.

A forróvíz-oldható szerves frakció nincsen pontosan definiálva, heterogén összetételű. Egyszerű felépítésű, hidrolizálódó és depolimerizálódó szénhidrátokból (Körschens et al. 1998), aminosavakból, amidokból, N-tartalmú (Körschens et al. 1984, Leinweber et al. 1995), alacsony humifikációs fokú (Schulz 2004) vegyületekből áll.

Eredet szerint a gyökér által kiválasztott anyagok, mikroorganizmusok, mikrobiális anyagok (Chodak et al. 2003; Körschens et al. 1998). A szerves vegyületek, valamint az alacsony pirolízis hőmérséklet (300-500°C) alapján a gyökerek által kiválasztott szénhidrátok, mikroorganizmus lizált alkotói, melyek a talajoldatban vannak, vagy gyengén kötődnek az ásványi és a humusz kolloidokhoz (Leinweber et al. 1995; Six et al. 2002), részben védettek a lebontással szemben (Baldock and Nelson 2000). A poliszacharidok meghatározásával megállapítható a szerves frakció eredete. Ha a galaktóz+mannóz/arabinóz+xilóz arány >1, akkor a szerves vegyületek mikrobiális, ha <0,5, növényi poliszacharidokat tartalmaznak (Murayama 1984; Oades 1984).

A HWC szoros korrelációt ad a mikrobiális biomassza C-nel. A mikroorganizmusok által hasznosítható szerves frakció, ezért 'aktív' szerves anyagnak is nevezik (Körschens et al. 1998). A biológiai úton potenciálisan lebontható vegyületek indikátora (Zsolnay and Gorlitz 1994). Haynes (1990) megfigyelései szintén azt igazolják, hogy a vízdoldható C a mikroorganizmusok fő energia, egyben a talaj tápanyagainak elsődleges forrása. A talaj minőségének változására gyorsan reagál, ezért monitoringra használható. A HWC és az MBC kapcsolata szignifikáns, szoros értékeket adott. A Seehausen-i tartamkísérletben a determinációs koefficiensre (R^2) 0,72, Müncheberg, Rauschholzhausen, és Bad Lauchstädt esetében 0,63, 0,74 és 0,76, a Halle-i tartamkísérletben 0,84 értéket kaptak (Schulz and Körschens 2005).

A gyökér által kiválasztott vegyületek mennyiségéről, összetételéről, életidejéről kevés ismerettel rendelkezünk. A fotoszintézisben fixált C 15-20%-a kerül a rizoszférába a tenyészidőszakban, aminek nagy része szénhidrát, főleg hexóz (Badalucco et al. 1990; Chesire 1979). A kukorica gyökérváladék-képzése nagy mennyiség, évente 9,9 t/ha száraz anyagnak felel meg. Ebből a tenyészidőszak végére 0,46 t (5%) marad. Gyorsan lebomlik, nem halmozódik fel a talajban. A gyökér csak 1,6 t/ha-t jelent, azonban jelentős része, 1,2 tonna (77%) visszamarad. Idővel a talaj szerves C 50%-át alkotja (Molina et al. 2001). A növényfajok és a fajták között is nagy a különbség a szekretált anyagok mennyiségében, valamint a fejlődés ütemének megfelelően is változik. A vegyületek nagy részét a mikrobák rövid idő alatt lebontják, csak 2-5%-a marad vissza. A kukorica exudátumai 79%-ban vízdoldható szerves anyagok - 64% szénhidrát, 22% aminosav/amid, 14 % szerves sav (Hütsch et al. 2002). A kukorica kis

K-adagú műtrágyázása szignifikánsan megnövelte ezen alkotók kiválasztását. A N-kezelés eltérő eredményre vezetett. A cukrok túlsúlyát az intenzívebb növekedés következtében a szerves savak vették át, megváltozott a rizoszférát alkotó labilis szerves vegyületek összetétele, mikroorganizmusok általi lebonthatóságuk (Krafczyk et al. 1984).

A talaj szerves szénhez (TOC) képest a HWC mennyisége adott értéktartományon belül mozog. A Bad Leuchstadt-i, 88 éves tartamkísérlet szerint 3-5% (Leinweber et al. 1995). Kubát 140 csehországi termőföld analíziséből azt a következtetést vonta le, hogy a TOC növekedésével a HWC-frakció is növekszik, 3-4% közötti értéket számított (Kubát et al. 2004). Mások kisebb, 3%-os értéket állapítottak meg (Weigel et al. 1997). A koncentrációs értékek értelmezésekor figyelembe kell venni, hogy a HWC-frakció - mint kémiai paraméter, a biológiai MBC talajparaméterhez hasonlóan - erős térbeli heterogenitást mutat, mennyiségét az alkalmazott művelési mód is befolyásolja (Emmerling and Udelhoven 2002). Barna erdőtalajon, szerves és műtrágyázási tartamkísérletben, a kiválasztott kezeléseinek átlagaként 3,8%-os (Hoffmann et al. 2005), egy másik időszakban 3,3%-os, a kísérlet mellőli gyepterület talajában 5,9%-os arányt határoztak meg. A TOC gyarapodásával a HWC nagyobb mértékű növekedését igazolták (Bankó et al. 2007). Szántóföldi művelés alatt álló láptalajban az arány 2,3%, míg lápréten 2,4% volt. Nagy szervesanyag-tartalmú láperdő és láprét talajában 4,3 és 2,7%-os értéket állapítottak meg (Kalbitz et al. 1998).

A HWC - HWN rátáról kevés irodalmi adat áll rendelkezésre. A talaj összes szerves anyagához hasonlóan 10 körüli érték. Ugaroltatás - természetes szukcesszió - során az idő előrehaladtával emelkedett csak 10 fölé (Landgraf et al. 2003)

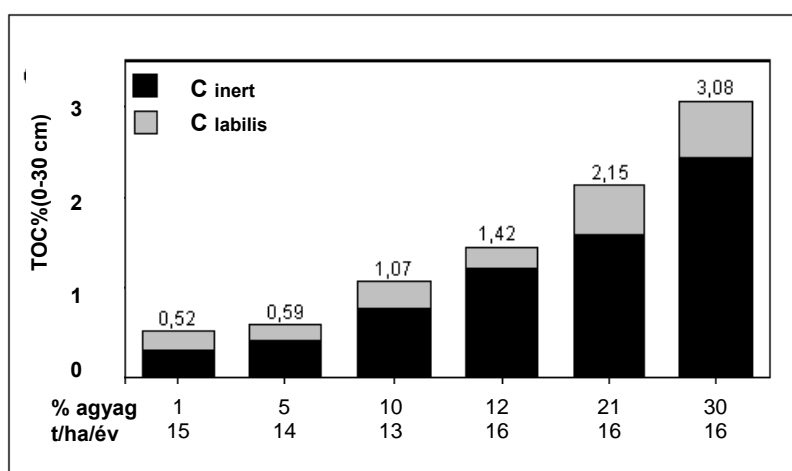
A HWC koncentrációt - hasonlóan a talaj szerves C életidejéhez - főleg az élettelen (abiotikus) környezeti tényezők; a csapadék, a hőmérséklet, és a talaj tulajdonságai határozzák meg. A természetű növény, a vetésforgó, a növényi, vagy szerves anyag bevitel a legfontosabb (biotikus) tényezők között említhetők.

A Bad Lauchstädt-i tartamkísérletben az április és október között gyűjtött minták alapján az időbeli változások a talaj mikroorganizmusainak populáció-dinamizmusával, a gyökérzet növekedésével és lebomlásával, és az időjárással álltak összefüggésben (Leinweber et al. 1995). A júniusihoz képest a szeptemberi mérés jelentősen nagyobb HWC értéket eredményezett a szántóföld és a gyepterületen is. A szántott rétegben 20%-kal, a vizenyős gyepterület talajában 60%-kal nagyobb HWC-t mértek. Ennek oka a tenyészidőszak végén a gyökérzet lebomlásának megindulása, ami reduktív körülmények között nem, csak a betakarítást követően ment végbe (Zhang et al. 2006).

15% feletti humusztartalmú láptalajban a nagy nedvességtartalom kedvezett a szerves C, így a HWC felhalmozódásának is. Intenzíven művelt gyepterület talajában a szántóföldi

művelés alatt álló láptalajhoz képest 15%-kal nagyobb HWC-t mértek. 30% feletti humusz-tartalom esetében az előbbi értékek 4-12-szeresét állapították meg (Kalbitz et al. 1998).

A TOC és a HWC gyarapodása különböző fizikai talajfélésegek esetében eltérő. Vályog-talajban, a homoktalajhoz képest 154 és 130%-kal magasabb TOC-t és HWC-t mértek. A TOC 1,13 és 0,73%, a HWC 313 és 240 mg/kg volt (Albert 2001). Nagyobb agyagtartalom esetén a TOC és a HWC tartalom is magasabb. Tartamkísérletek szántott rétegének analízisével szoros korrelációt igazoltak a labilis C, az agyag-tartalom és az istállótrágya adag között. Az agyagtartalom 3-ról 30%-ra történő emelkedésével a TOC 0,5%-ról 3%-ra gyarapodott. A könnyen bomló szerves C frakció aránya is módosult; 50-30%-ról ugyan 25%-ra csökkent, de mennyiségét tekintve 4-5-szeresére gyarapodott (Körschens et al. 1998) (1. ábra).



1. Ábra. Az inert és a labilis szerves C az agyag és az istállótrágya függvényében (Körschens et al. 1998)

Talajtípusokként eltérhet a N-adagok hatása. A cambisolban a HWC már kisebb N adagra szignifikáns megemelkedett, érzékenyen reagált a nagy N adagot igénylő podzollal szemben. A TOC-tartalom nem változott (Scheuner and Makeschin 2005).

Parlagon hagyott földterületen a TOC és a HWC gyarapodását figyelték meg (7,7→8,9 g/kg, 330→490 mg/kg), a HWN enyhén csökkent. A HWC - TOC, a HWN - összes N szignifikánsan korrelált. A HWC:HWN ráta lassan 10 fölé emelkedett (Landgraf et al. 2003). A talajművelés hatása a HWC-re a művelt rétegben a legkifejezettebb, a füves területhez képest 40-50%-kal kisebb értékeket kaptak. A feltalajhoz képest 20-30 cm mélységben a labilis C és a TOC tartalom felére csökkent (Zhang et al. 2006).

Az ausztráliai Tamworth-i tartamkísérletben (1966), a kalászos-pillangós-ugar vetésforgó a TOC-ra, a labilis C-ra, az összes N-re és az aggregációra is (-) hatással volt, ami az ugaroltatás hosszával növekedett. A labilis frakció 70%-78%-kal csökkent a kísérlet melletti gyepterülethez viszonyítva, míg a gabona-pillangós rotáció kismértékben csökkentette azt. A pillangósok mérsékeltek a művelés (-) hatását. A lucerna 41%-65%-kal magasabb értéket ered-

ményezett, mint az ugaroltatás (Blair et al. 2006c). A búza monokultúra a búza-ugar vetésforgóhoz képest 30 év elmúltával mintegy 20%-kal magasabb labilis szerves C és N szintet képviselt. Ennek oka az, hogy a búza szerves maradványa folyamatosan alá lett szántva, míg a vetésforgóban ez minden 2. évben történt csak meg, az ugaroltatás egy éves kihagyást jelentett (Campbell et al. 1999). A pillangósból és kalászosból felépülő vetésforgó - a növényi összetételen keresztül - jelentős hatást gyakorolt a szerves anyagra, és az aggregátum-stabilitásra. Két vetésforgó ciklus elteltével a TOC nem változott, de a szerves anyag minőségében változáson ment át (Chan and Heenan 1999).

Talajtípustól, agyagtartalomtól függetlenül, a referencia-parcellákhoz képest a trágyázás (+) hatású volt a HWC-koncentrációra. A műtrágyázás megnöveli a HWC-t, azonban az istállótrágyázás önmagában is, de a műtrágyával együtt számottevőbb növekedést okoz (Schulz 2004). A műtrágyázás és az istállótrágyázás 2-3-szoros HWC szinttel jellemezhető. A Thyrow-i kísérletben (1937) a kontroll és a trágyázás 115 és 267 mg/kg, a Bad Lauchstädt-i kísérletben (1902) 170 és 550 mg/kg HWC-t jelentett (Schulz et al. 2002). A 88 éves Bad Lauchstädt-i kísérletben a kontrollhoz képest az NPK+istállótrágya kezelés szintén jelentősen magasabb HWC és HWN érték kialakulását eredményezte (933 és 94, 511 és 56 mg/kg) (Leinweber et al. 1995). A Methau-i tartamkísérletben (1966) a kontrollhoz (270 mg/kg) képest az istállótrágya (380 mg/kg) és szalma-kezelés (290 mg/kg) 140 és 107%-os HWC növekedést eredményezett. A Spröda-i helyszínen a kontrollhoz képest (210 mg/kg) az istállótrágyázás (260 mg/kg) és a szalmaleszántás (250 mg/kg) 124 és 120%-os hatású volt (Albert 2001). A Müncheberg-i kísérletben (1963) a kontroll parcellákban 4300 és 173, az NPK-kezelésben 4700 és 213, a trágya és műtrágya kombinációjában 5400 és 243, az NPK+szalma-kezelésben 5100 és 285 mg/kg TOC-t és HWC-t mértek (Schulz and Körschens 2005).

A Broadbalk-i búza kísérletben (1843) az istállótrágyázás, a N-műtrágya és a szalma-kezelés kapcsolatában megállapították, hogy a 35 t ha/év istállótrágya 2,5 és 5, a N + szalma-kezelés 1,3 és 1,5-szeresére növelte a TOC és a labilis C szintet. A N adag és a C-frakciók növekedése között egyenes arányosságot állapítottak meg (Blair et al. 2006a). Az istállótrágyázás és a szalmakezelés szignifikáns hatású volt a talaj biológiai (mikrobiális biomassza), kémiai (TOC és HWC) és fizikai tulajdonságaira (Schjønning et al. 2004). A 20 t/ha istállótrágya-adag - a nagyobb szerves input miatt - kedvezőbb volt, mint az 5 t/ha szalmaleszántása. Vályog- és homok-talajban a TOC 1,13 és 0,73%, a HWC 313 és 240 mg/kg volt (Albert 2001). A műtrágyázás a növényi biomassza növekedésén keresztül, a szár és gyökérmaradványok révén (+)-an hatott a szerves frakciókra. A labilis C a TOC-nál nagyobb mértékben gyarapodott (21% és 10%), ugyanis a műtrágyázás javította a szerves anyag mennyiségi és minőségi mutatóit (Blair et al. 2006a; Schulz and Körschens 1998).

A Bad Lauchstadt-i tartamkísérletek (1902) elemzése rámutatott, hogy istállótrágyázással a szerves anyag és a termékenység növelésére hatunk. A friss istállótrágya adagok (0, 20, 30 t/ha/2év) jelentősen megnövelték a TOC, azon belül is a labilis C szintet. A nagy dózis 70%-os gyarapodást eredményezett a kontrollhoz képest. Az 1984-ben kezdett kísérletben a friss, nagy istállótrágya adagok (0, 50, 100, 200 t/ha/év) hatására beállt változásokat vizsgálták. A 200 t/ha dózis esetében a labilis C 173%-kal növekedett, jobban, mint a gyepterület talajában. A nagy adagok talajszennyező hatásúak voltak, de szorosabb korrelációt adtak a vizsgált paraméterekkel (Blair et al. 2006b). Az istállótrágyázás hatására beálló labilis C növekedést elsődlegesen az istállótrágya érlelésének ideje határozta meg. A sokáig érlelt, komposztált trágya sokkal ellenállóbb volt a további lebontással szemben, kevesebb labilis szerves anyagot tartalmazott (Haynes and Naidu 1998).

A zöldtrágyanövények virágzás előtt leszántva szintén könnyen bomló szerves inputot jelentenek. Az alászántásukat követően 1 héttel megjelennek az ásványi N formák. Könnyen lebomló anyaguk tápanyag a következő növény számára (Kismányoky 1993b).

Körschens and Schulz (1999) Közép-európai tartamkísérletek alapján elemezte a HWC-t a kezelések függvényében. A kontroll 210 mg/kg, az NPK kezelések 250 mg/kg, az istállótrágyázás 340 mg/kg, míg az NPK+istállótrágya-kezelés magasabb, 360 mg/kg-os HWC közép-értéket adott. Homok és vályogtalajokra, az éves középhőmérséklet (6-10°C), és csapadék (400-800 mm) alapján szerves anyag ellátottsági szinteket dolgoztak ki; nagyon alacsony (<200 mg/kg), alacsony (200-250 mg/kg), közepes (250-300 mg/kg), magas (300-400 mg/kg), és végül nagyon magas (>400 mg/kg) HWC kategóriákat különítették el. A nagyon alacsony értékből arra következtettek, hogy a talaj szerves anyaga erősen lecsökkent, a talaj szerkezetében és funkciójában betöltött kulcsszerepe elveszett. 400 mg/kg felett luxus-ellátottságot, környezeti veszélyt említettek a bomló maradványok következtében (Körschens 2004). A 200 mg/ha-os HWC érték a talaj szerves anyagban való elszegényedését, a talajtermékenység jelentős csökkenését jelezte. Közép-európai tartamkísérletek kontrollparcelláinak vizsgálata szerint a HWC 200 mg-os határérték alá esett. A Bad Lauchstädt-i trágyázási, és a „Modellexperiment” kísérletben az értékek: 168 és 161 mg/kg voltak. Groß Kreutz, Sülten, Thyrow, Müncheberg, Bad Salzungen, Dikopshof kísérleti helyeken: 196, 175, 123, 173, 197, 175 mg/kg HWC-t határoztak meg (Schulz and Körschens 2005).

A labilis szerves frakciók és az aggregátum-képződés között számos esetben szoros kapcsolatot állapítottak meg. A szemcsehalmazok a szerves vegyületeket fizikailag védik a lebontástól. A HWC kapcsolatot mutatott az aggregátum-képződés mértékével. A gyökérszint

hossza, kiterjedtsége (búza, kukorica<perje) egyenesen arányos volt az aggregációval, a mikrobiális biomasszával. Több mikroorganizmus több szerves ragasztó-anyagot termelt, ami növelte az aggregátumok stabilitását. A gyökérválradékok a mikrobiális biomassza legfőbb meghatározói. A pillangós növények az exudátumok N-gazdagsága, a kedvezőbb mikrobatársulás és a gombafonalak szövetenyessége miatt lényegesen jobb szerkezettel és szerves anyag szinttel jellemezhetők (Haynes and Beare 1997). A HWC szorosabb kapcsolatot adott az aggregációval, mint az összes szénhidrát, vagy a TOC (Haynes et al. 1991, Angers et al. 1993). A HWC főleg mikro-biális eredetű extracelluláris poliszacharidokat tartalmaz, melyek az aggregátumok rövid idejű összetartásában játszanak szerepet (Haynes et al. 1990). A mikrobiális eredetet a galaktóz+mannóz / arabinóz+xilóz arány (> 2) is bizonyította (Haynes and Beare 1997).

Két vetésforgó ciklust követően a TOC értéke nem változott, de a szerves anyag minősége javult és az aggregátum-képződésben is különbségek álltak be. Az aggregáció mértéke a termesztett növénytől függött (búza/csillagfürt=búza/árpa>búza/repce>búza/borsó). Az árpa talaja tartalmazta a legtöbb HWC-t és MBC-t. Az aggregátum stabilitás csak az MBC-vel volt szignifikáns kapcsolatban. A mikrobiális biomassza volt felelős az aggregáció átmeneti jellegeért az eltérő növényi összetételű vetésforgókban (Chan and Heenan 1999). A Broadbalk-i tartamkísérletben az istállótrágyázás, a nagy adagú N+szalma-kezelés (+) hatást gyakorolt az aggregátumok méretére. A műveletlen talajok jó szerkezettel bírtak. Alacsony szerves C tartalom esetében a labilis frakciók erősebb korrelációt adtak, szerepük fontos a szerkezet stabilitásában. A Bad Lauchstadt-i kísérletben istállótrágyázás hatására szintén megfigyelhető volt a szerves C-frakciók gyarapodása és az aggregátumméret növekedése (Blair et al. 2006a).

1.2.2. A mikrobiális biomassza

A mikrobiális biomassza meghatározására nincs egzakt, pontos metodika. A szakirodalom közelítő, *becslési módszerekről* tesz említést (Szili-Kovács 2004). Mikrobiális biomassza mérést gyakran végeznek talajvizsgálatokban, azonban értelmezésük gyakran nem problémamentes (Carter et al. 1999). A forróvíz-oldható C magasabb értéket ad (Chodak et al. 2003).

A kloromormos fumigációs-extrakciós (KFE) módszerben a fumigált és fumigálatlan mérések különbsége eredményezi a mikrobiális biomassza C-t. Az MBC pontos értékének megadásához társul még az átszámítási értékszám megadása is. A szakirodalomban eltérő értékekkel találkozhatunk. Vance et al. (1987) eredetileg 0,38-at közölt, azonban a későbbiekben sokan elvégezték a faktor újbóli ellenőrzését. Így, kisebb, 0,33 (Sparling and West 1988), valamint nagyobb, 0,42 (Sparling et al. 1990), 0,45 (Wu et al., 1990) értékeket is

megállapítottak. Szántóföld, gyeperdő és erdő esetében 0,42, 0,49 és 0,51-es értéket kaptak (Joergensen 1996). Az érték variabilitása komoly gátja a módszer használhatóságának, ha egy korábban nem tanulmányozott, ismeretlen konverziós faktorú talajt vizsgálnak (Stevenson and Cole 1999). Az originális érték mellett leggyakrabban a 0,45-öt használják. A C-analizátoros meghatározáshoz képest - a gyengébb oxidáció miatt - 20%-kal kisebb MBC értéket kapunk (Needelman et al. 2001; Szili-Kovács és Tóth 2006).

A KFE módszer hatékonyságát számos tényező befolyásolja. A paraméterek standardizálása kiemelt fontosságú az eredmények összehasonlíthatósága végett. Az extraktáns:talaj arány eredeti-leg 4:1, ami gyakran nem megfelelő. A fumigált és a nem fumigált minták, valamint a talaj-hasznosítási mód következtében is eltérhet a kivonószer mennyisége. A nem fumigált és a fumigált minta szárított, művelt és gyeptalajok esetében 13 és 10-15, 5,6-10,5 és 6,0-12,3 aránynál ad 90%-os C-kivonást. Száraz és nedves talajban 12:1 és 5:1 arány bizonyult jónak. A nem-fumigált minták esetében a szerves C megfelelő kinyeréséhez ez utóbbi többnyire nem elegendő; kevesebbet extrahálunk, a valóságostól eltérő értéket kapunk (Needelman et al. 2001). Ezenfelül a kivonószer sókoncentrációjának növelésével a C-kivonás hatásfoka csökken, ezért hígabb oldat alkalmazását javasolják. Nagy szervesanyag-tartalom esetében a fumigálás nem ad megfelelő eredményt, amelynek hatásfoka a talaj nedvesség-tartalmának emelkedésével is rosszabbodik. A nedves talaj gátolja a kloroform diffúzióját, ezért a mérésekben szántóföldi vízkapacitást javasolnak (Szili-Kovács és Tóth 2006). A pórusok mérete szintén befolyásolja a kloroform talajba szivárgását (White et al. 1994). Legtöbb talajban a 24 órás fumigálás elegendő a labilis C feltáródására. Előfordul, hogy a papírszűrő pórusmérete miatt eltérnek az eredmények, mivel nincs két egyforma pórusméretű szűrő, és talaj, így egyes talajok esetében indokolt a centrifugálás is. A talajminta tárolásának körülményei eltérő eredményekhez vezetnek. Legkisebb mértékben a 20°C-os tárolás hatott módosítólag a koncentrációs értékekre, míg a negyed éves, 2°C-on történő tárolás közel 1/3-os csökkenést eredményezett (Stenberg et al. 1998; Szili-Kovács és Tóth 2006). A kémhatás is befolyásolja a kivont C mennyiségét. A 0,5M K₂SO₄ 7,7 pH alatt flokkulálja a talajszemcséket, az oldott C kolloidokon történő adszorpciójához vezetett, míg 7,7 pH felett a Ca-gazdag talaj diszpergálását okozza (Haney et al. 1999).

A talaj mikroorganizmusai - kis részarányukkal ellentétben - alapvető fontosságúak az ökoszisztémák működésében, a tápanyagok körforgásának fenntartásában. Szerves anyaguk könnyen ásványosodik. A felvehető tápanyagok jelentős része a talaj szerves anyagának a mikroszervezetek általi átalakításából származik (Dick 1992; Havlin et al. 2005a; Jenkinson and Ladd 1981). A mikrobiális biomasza a talaj szerves anyagának mindössze 1-3%-a, de jelentőségét növeli, hogy a talajba kerülő összes szerves anyag - mint *reducens*, lebontást

végző szervezeteken - áthalad rajta (Csitári et al. 2003). Számos mikroorganizmus N-kötésre is képes, a N és egyéb tápelemek körforgásában nagy a szerepük (Brady 1990; Power 1990).

A biomassza jelentősen különbözik a természetes és az agroökoszisztémákban. A gyökérszövet a legnagyobb (20-90; 2,5 t/ha), de jelentős a gombák (2-5, ill. 1,6 t/ha) mennyisége is. A 3. csoportot a baktériumok képviselik (1-2, ill. 0,7 t/ha). A baktériumok, a sugárgombák, és a mikroszkópikus gombák a mikroflóra 95%-át képezik. A KFE módszerrel lényegében 95%-ban a biogeokémiai ciklusban résztvevő mikroorganizmusok mennyiségét határozzuk meg.

Egy gramm talajban 1.000.000.000 baktérium él, telepeket alkotnak, tömegüknek 1000-szeresét lebonthatják egy nap alatt, ami a szerves anyag átalakulása miatt nem történik meg. A Rhizobium fajok a pillangósok gyökerén gümöket képeznek, N-t fixálnak. A sugárgombák a lebontásnak ellenállóbb szerves anyag biodegradációjában fontosak, 50-100 milliós számban élnek egy grammnyi talajban. Jól levegőzöttség, semleges pH esetén a baktériumszám 50%-át is elérhetik. Az elágazó fonalú telep szétesve baktériumszerű. A mikroszkópikus gombák fonal-as, heterotrof szervezetek. Számuk 100.000-1.000.000. Savanyú kémhatáson részarányuk megnő, míg a baktériumoké lecsökken. A cellulóz, és a lignin lebontásában vesznek részt. A lebontás termékeit a baktériumok tovább hasznosítják. A cianobaktériumok fotoszintetizáló, talajfelszíni N-kötő szervezetek. Egy gramm talajban 10.000 alga sejt él (Fülek 1999).

A rizoszféra mikroorganizmus fajszáma kisebb, de biomasszája nagyobb az egész talajhoz képest. Az exudátumok kiválasztásával, és a gyökérsejtek leválásával szerves anyagban gazdagodik. Könnyen bomló tápanyagai energiával és tápanyaggal látják el a talaj mikroorganizmusait (Séguin et al. 2004). A talajba került szerves vegyületek nagy részét (40-70%) a mikroorganizmusok hasznosítják. Mennyisége az utánpótlás megszűnésével exponenciálisan csökken (Kaštovská and Šantrůcková 2007). A gyökért borító, gél állapotú - nagy molekulású exudátumokból álló - nyálka poliszacharidokból épül fel, a gyökércsúcson szekretálódik, kiválasztását a külső sejtréteg leválása követi (Oades 1978). A kis molekulású exudátumok kiválasztásának fő forrása szintén a gyökércsúc (Volpin et al. 1994). Rovira és Campbell (1974) elektronmikroszkópos megfigyelései szerint a gyökércsúcstól 10 µm-re, a gyökérszörzónát fokozott bakteriális és gomba kolonizáció jellemezte.

A mikroorganizmus szám változásában elsődlegesen az abiotikus tényezők - a talajnedvesség, a hőmérséklet, a levegőzöttség, a kémhatás és a kicserélhető Ca - a meghatározók (Brady 1990). Másodlagos tényező a talajművelés és a természetű növény, a gyökér, az exudátumok és a szerves input (Káta et al. 1999; McGhie et al. 1998, 2000). A talajjelölények mennyisége a környezeti tényezőktől függően változik. Aszálykor harmadára csökken, miközben az egysejtűek részaránya emelkedik. A legtöbb mikroorganizmus a 15-25 cm-es talajrétegben él, a felszínen a nedvesség és a hőmérséklet szélsőségei, az UV sugárzás miatt mennyiségük

kevesebb. Lefelé haladva számuk ismét csökken, legfeljebb 2,5 m-ig mutathatók ki (Füleky 1999; Kemenesy 1972). A rövid távú nedvesség és hőmérséklet fluktuációk is jelentős módosító tényezők (McGill et al. 1986). A száradás-nedvesedés ciklusok megnövelik az ásványosodást. A változó körülmények hatásaként emelkedik az aktív élettanú sejtszám és az ezzel járó szerves C-hasznosítás határfoka (Mamilov and Dilly 2002).

A mikrobiális biomasszát - mint biológiai változót - nagymértékű tér és időbeli fluktuáció jellemzi (He et al. 1997). Az éves átlagtól a tél -15 , míg a nyár $+15\%$ -kal tért el. 0°C alatt az MBC közel állandó volt. Az éves átlagtól az évhatás okozta a legnagyobb eltérést, amit a növény és a mintavételi mélység hatása követett (Kaiser et al. 1995). Az MBC éves ciklust mutatott: tavasszal a legalacsonyabb (404 mg/kg), maximumát májusban érte el (703 mg/kg), nyáron 550 mg/kg körüli, majd novemberben 626 mg/kg. Ősszel - a lehülés ellenére - a szerves maradvány (+)-an hatott a mikrobiális aktivitásra és növekedésre. A domborzat a hidrológiai viszonyokat, így a talaj termékenységét is meghatározza. A lejtő felső és alsó részén eltérő értéket, 455 és 646 mg/kg MBC-t mértek (Corre et al. 2002). A Broadbalk-i búza tartamkísérlet NPK kezelésében az MBC térbeli variabilitása hasonlóan nagymértékű volt. A 15 éves távon 3 évente elvégzett analízisek szerint a fluktuációk elfedték a szignifikáns, kisebb (+) v. (-) irányultságú változásokat (Powlson 1987). Hargreaves et al. (2003) szerint a mintázásbeli és az analitikai hibák azonos időszakban végzett mintavétellel, és a metodika precíz betartásával minimumon tarthatók. Nagyszámú minta csökkenti a szórást, így a szignifikáns különbségek kimutathatók. A gyakorlatban azonban megvalósíthatatlan a megfelelő mintaszámmal történő meghatározás.

A mikrobiális biomassza hatékony, korai indikátora a talajbeli változásoknak, mivel a művelés okozta környezeti stresszre, változásra az összes szerves anyagtól eltérően rendkívül gyorsan reagál. A sejtek nagy felület-térfogat hányadosa miatt környezetükkel való kapcsolatuk kifejezettebb. A mikrobiális populáció változása előre jelzi a talaj fizikokémiai tulajdonságaiban beálló változásokat (Doran and Parkin 1994; Sparling 1997). 18 és 6 éves tartamkísérletben viszont azt találták, hogy az MBC a már hosszabb ideje tartó kezeléseket beállt változások trendjének kimutatására alkalmazható (Hargreaves et al. 2003). A talaj mikrobiális monitorozása azonban nem tükrözi a populációszerkezetben és a biokémiában beállt finom változásokat (Kara and Bolat 2007).

Az MBC-szintet a környezeti hatások nagyban befolyásolták. A természetes talajok MBC-tartalma magasabb. Bolygatatlan talajban átlag 565, művelt talajban 263 (134-350) $\mu\text{g/g}$ MBC-t mértek (Hargreaves et al. 2003). Gyeptalajban 800-1300 (Zhang et al. 2006), 1054 mg/kg-ot mértek a szántóföldi talaj 522 mg/kg értékéhez képest (Turgay and Haraguchi 2000). Az MBC értéke természetes gyeptalajban 894 $\mu\text{g/mg}$, míg kőolaj-szennyezett talajban

207 $\mu\text{g}/\text{mg}$ volt (Csitári et al. 2003). A rizoszféra MBC értéke a nehézfém szennyezés hatására jelenősen, 186-ról 71 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -ra csökkent (Máthé-Gáspár et al. 2006).

A tápanyag és víz-hiány - stressz-tényezőként - a gyökérszövet morfológiai és élettani módosulásán át közvetve hat a mikroorganizmusok számának növekedésére. A tápanyag-hiány következtében a gyökérszövet átalakul: vékonyabb, nagyobb felvevő felületű, könnyebben lebomló gyökérszövet alakul ki. Növekedése kisebb energiabefektetéssel jár. Genetikailag meghatározott, jelentősen eltérhet a növények alkalmazkodó-képessége, morfológiai és élettani plaszticitása (Rajkainé 1999). A kis molekulású gyökérvadalkok kiválasztása tápanyaghiánykor fokozódik, felvehető formába hozzák a tápelemeket. A kezelés 18. napjára a kontroll 20 mg értékéhez képest a NP-hiányos talaj 120-130 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fenolt tartalmazott (Juszcuk et al. 2004). A gyökér nyálkarétege a nagy molekulású exudátumok közé tartozik. Legintenzívebb gyarapodását nedves talajban érte el (Oades 1978), de vastagodására felfigyeltek száraz talajban is (Nambiar 1976). Mindkét fajta exudátum víz- és tápanyag-hiány hatására nagyobb mennyiségben képződött. A nyálkaanyagok szerepe jelentősebb. Nagy mennyiségű víz megkötésére képesek, a száraz talajban fenntartják a diffúziót a tápelemek felvételét. A C-forrásért cserébe a mikrobák a tápelemek felvételét segítik (Liebersbach 2004; Séguin et al. 2004).

A talajművelés célja a talaj szerkezetének védelme, a biológiai aktivitás, a nedvesség- és a levegőcsere kedvező befolyásolása a növény fejlődése és a megfelelő termés érdekében (Birkás 1993). A talajművelés hatására komplex folyamatok eredményeként létrejövő kedvező talajállapotot hívjuk a talaj beéredésének. Kedvező fizikai állapotú talajt hoznak létre, ami aztán segíti a mikrobák elszaporodását, a bioaktivitás növekedését. A talaj aprómorzszás, sötét, nyirkos, a maradvány nagyrészt lebomlott. Vetésváltással, pillangósok - jó minőségű szerves input - alkalmazásával elősegítjük a kedvező, beéredett állapot fennmaradását (Nyíri 1993a).

A művelés a kevésbé specializálódott, kisméretű, rövid életű mikrobák számára kedvező. A gyakori bolygatás főleg a gombák mennyiségét csökkenti, ami a hifák szétzúzásával, élőhelyük elpusztításával magyarázható (McGhie et al. 1998, 2000). Egy 21 éves tartamkísérletben a konvencionális művelési módhoz képest a no till kedvezőbb volt a labilis C mennyiségére. Az MBC és MBN 103 és 54%-kal adott magasabb értéket (Balota et al. 2003). A baktériumokat kisebb hatás éri - mivel nem fonalások - és a talaj keverése kedvez a táplálékhoz való hozzáférésüknek. A gombák részaránya 70%, amit a jó minőségű szubsztrát alászántása tovább növel. Természetes körülmények között a mikrobák többsége nyugalmi állapotú, és a szerves anyag bevitelre aktiválódnak (McGhie et al. 1998, 2000). Marinucci et al. (1983) szerint a baktérium populáció a gombáknak csupán 10%-a, és a sejteknek csak 12-17%-a aktív biokémiai állapotú. A természetes mikrobiális közösségben a nyugalmi állapotú sejtek a meghatározók, ugyanis az életfeltételek többnyire kedvezőtlenek. A környezeti paraméterek (+) irányú megváltozása fokozza a lebontást (Mamilov and Dilly 2002).

A világ tartamkísérleteit eltérő talajtulajdonságok jellemzik. Eltér a kémhatásuk, a humusz, az agyag, és a mésztartalmuk, így a N-műtrágyázás és istállótrágya-kezelések is eltérő, olykor ellentmondó eredményekre vezetnek.

Kanadában, 15-N jelölt műtrágyával vizsgálták a kukorica talajában beállt változásokat, közepes (170-44-131kg/ha) és nagy (400-132-332kg/ha) NPK-adag alkal-mazásával. A nagy dózis szignifikáns MBN növekedést eredményezett, fokozta a N mikrobiális immobilizációját, majd felszabadulását (Liang and MacKenzie 1995). Amerikai kutatók ellentétes eredményre jutottak. Műtrágyázás hatására a mikrobiális biomassza 20-30%-kal csökkent. Az MBC a kezelt és a kontroll talajban 3,8 és 5,8 mg/g volt (Fisk and Fahey 2001).

A New England-i tartamkísérletekben eltérő növényzet alatt a mikroorganizmusok különbözőképpen reagáltak a N-trágyázásra. Az MBC szint és a N-dózisok között (-) korrelációt találtak. A nagy N adag 40-59%-os MBC csökkenést okozott, de jó N-ellátottságú talajban a N-kezelés nem volt szignifikáns (-) hatású (Wallenstein et al. 2006). 16 éves tartamkísérletben azt találták, hogy a harmonikus tápanyag-ellátás eredményeként a mikrobiális aktivitás jelentősen magasabb értéket mutatott. A műtrágyázáshoz képest a szerves trágyázás is szignifikánsan megnövelte a mikrobiális biomasszát és az aktivitást (Haiyan et al. 2007).

Németországban, gyenge tápanyag-ellátottságú talajban a N-műtrágyázás és az istállótrágyázás sem gyakorolt szignifikáns hatást az MBC-re. Az istállótrágya ritka alkalmazása és szerves anyagának gyenge minősége miatt volt kedvezőtlen hatású. A szalma+zöldtrágya - mint könnyen bomló szervesanyag-kezelés – már kedvezően hatott. A növényi melléktermékek kedveztek leginkább a talaj minőség javulásának, a talaj beéledésének (Kautz et al. 2004).

Egy kanadai tartamkísérletben repce-árpa-búza vetésforgóban azt találták, hogy az istállótrágyázás 26, a műtrágyázás 20-64%-kal növelte a MBC-t. Az adagok igen, de a kezelések gyakorisága nem volt hatással a MBC-ra (Lupwayi et al. 2005).

A búzaszalma 244kg/ha N-nel vagy anélkül történő alászántása is kedvezően hatott a labilis frakciókra. A nagy adagú N hatására 150%-kal nőtt a labilis C, míg a MBC kissé, hibahatáron belül csökkent. A N-trágyázás tehát kedvezően hatott a könnyen bomló szerves anyag felhalmozódására, a talaj minőségére (Jacinthe et al. 2002).

A gabonaföld savanyúságát (pH=5,2) a 45, 90 és 180kg/ha ammónia-N-kezelések tovább növelték. A gomba és baktérium sejtszám, valamint a N-adagok között kisebb adagoknál egyenes arányosságot találtak, a sugárgombák azonban ellentétesen reagáltak. A nitrifikáló baktériumokra csak a kis N-adagok voltak kedvező hatással. Az adagok növelése az MBC csökkenéséhez vezetett. 12 éves búza kísérletben megerősítették a mikrobiális élet visszaszorulását a N-műtrágyázás hatására beálló kémhatás-csökkenés következményeként (Biederbeck et al. 1984, 1996).

A mikroorganizmusok mennyisége és a humusztartalom között számos esetben szignifikáns kapcsolatot mutattak ki (Jenkinson and Powlson 1976; Kirchmann and Gerzabek 1999). Törökországban $r=0,67$ (Kara and Bolat 2007), Olaszországban $r=0,95$ értéket határoztak meg (Badalucco et al. 1990). Magyarország 25 talajtípusára kiterjedő vizsgálata ugyancsak szignifikáns ($r=0,532$) korrelációt mutatott ki (Szili Kovács és Szegi 1992). Csitári és mtsai. (2003) gyeptalajban nagyon szoros kapcsolat meglétét ($r=0,958$) igazolták.

Az MBC és az MBC/TOC ráta hatékony, érzékeny indikátornak bizonyult a környezeti változások detektálásában. Talajminőségi indikátorként használhatók (Sparling 1992). A mikrobiális biomassza labilis, a talaj összes szerves anyagánál kisebb frakció, ezért a bolygatással járó talajművelés hatására gyorsabban, nagyobb mértékben csökken, arányuk kisebb lesz (Anderson 2003; Pinzari et al. 1999). Degradálódott, környezeti krízis állapotában lévő talajokban szintén megfigyelték az MBC és az MBC/TOC arány jelentős csökkenését (Kaba and Bolat 2007; Nilsson et al. 2005; Szili-Kovács et al. 2007). A szerves input lebonthatósága, a rizoszféra, az éghajlati tényezők mind-mind meghatározzák az MBC nagyságát, természetes fluktuációját, ami megnehezíti a stressz-válasz kiértékelését (Godley 2004).

A tápanyag-ellátottság jelentősen befolyásolja a rátát. A kontroll parcellákban 3 év alatt 80%-kal csökkent az ásványi N, amivel párhuzamosan az MBC/TOC érték 2% alá csökkenését figyelték meg (Moscatelli et al. 2005). A mikrobiális közösség mennyiségi és minőségi mutatóit a talaj N ellátottsága nagyban meghatározza. A növények és a mikrobák között versengés alakul ki a felvehető tápanyagokért (Allen and Schlesinger 2004).

A kritikus érték semleges pH-n: 2%. Az alacsony érték szűkös, a magasabb jó tápanyag-ellátottságra és kedvező szerves anyag körforgására utal. A N-kiadására a N-t kedvezőbben hasznosító fajok szaporodtak el. A kontroll parcellákban a tápanyag stressz magyarázatot ad a ráta 2 alá csökkenésére. (Anderson 2003). Jenkinson és Ladd (1981) kutatásai szerint művelt talajokban a szerves anyag egyensúlyi állapota 2,2%-os rátával definiálható. Anderson és Domsch (1989) kereken 2,5%-os értéket állapított meg. Az értékszám nem vehető etalonnak, eltér a művelési rendszerek, mintavételi idő és az analitikai módszereknek megfelelően, nagymértékben változhat: 0,27 és 7,0 (Hargreaves et al. 2003), vagy 0,3 és 9,9% (Lal et al. 2001) közötti értéket is felvehet. A csökkenő értékek a talaj leromlását, és a TOC csökkenésének hosszú távú trendjét jelzik (Hargreaves et al. 2003). A szerves gazdálkodáshoz képest a hagyományos művelésben 4-ről 3%-ra (Brock et al. 2006), a túlzott, intenzív művelés hatására 1%-ra (Turgay and Haraguchi 2000), a talaj erős elsavanyodása következtében 0,5% alá csökkenhet a ráta (Chen and He 2003).

Művelt talaj esetében - szoros kapcsolata ellenére - a TOC és az MBC eltérően reagált, a változásokat nem egyformán tükrözték. A TOC gyarapodott, míg az MBC ellenkezőleg változott. A trágyakezelések (+) hatást gyakoroltak. A N-műtrágyázás, a nagy istállótrágya adag, a

szalma-kezelés az MBC és az MBC/TOC szignifikáns növekedését eredményezte (Shoulong et al. 2006). Más esetben a talaj bolygatása ugyancsak (-) hatást gyakorolt a szerves C források mennyiségére és azok elérhetőségére, de a szerves és a szervesetlen kezelések is csökkentették az arányszámot. MBC és TOC között nem volt kapcsolat ($r=0,03$, $n=36$) (Deng 2006). Egy 35 éves Svéd tartamkísérletben az MBC szint a leszántott szerves anyag - szalma, zöldtrágya, istállótrágya - mennyiségének és minőségének hatására szintén megemelkedett (Nilsson et al. 2005).

Jó termékenységi mutatójú talajban a ráta állandónak bizonyult. Az eltérések a szerves anyag mennyiségének a csökkenésére vagy növekedésére, a nagyobb értékek a szerves inputok és a lebontás egyensúlyára utaltak (Anderson and Domsch 1986). A nagy mikrobiális biomassza jó hatású a talaj termékenységére és szerkezetére, mivel a TOC állandó átalakulásban lévő része, amely, a szerves anyag és a tápanyagok körforgására hat (Sparling 1997).

A KFE módszerben a fumigálatlan minták képviselik a sejteken kívüli (extracelluláris - C_{ext}) szerves szenet. Az MBC és a C_{ext} között reciprok kapcsolatot, szoros negatív korelációt állapítottak meg. A C_{ext}/MBC ráta a biomassza által hasznosítható szubsztrátot jelenti. A nagy arány a szubsztrát nehezen hasznosíthatóságára, a kicsi kevés hasznosítható C-forrásra, a talajtermékenység kimerülésére figyelmeztet (Skoda 1997). Hofman és Dušek (2003) nem tudta megerősíteni a negatív kapcsolatot: vagyis, hogy a mikrobiális biomassza felhasználja a sejten kívüli szerves C-et növekedéséhez, így csökkentve azt.

Számos publikáció vizsgálta a mikrobiális biomassza és a szerves anyag frakciók kapcsolatát. A talaj számos szerves anyag-formát tartalmaz, azonban a mikrobák csak egy részét tudják hasznosítani. Az MBC és a C_{ext} közötti korreláció többnyire gyenge ($r=0,11-0,63$). A C_{ext} és a hexózok, a szénhidrátok kapcsolata viszont szoros (0,73 és 0,77), bizonyítva, hogy a C_{ext} a mikrobák által hasznosított szerves frakció (Hofman et al. 2000; Hofman and Dušek 2003). A Cadriano-i 40 éves búza monokultúrában is igazolták az MBC és a hexózok szignifikáns korrelációját ($r=0,72-0,98$). A rizoszférába került C nagyrészt szénhidrát (főleg hexóz). A hexózok szerepét más módon is bizonyították. A kloroform nem pusztított el minden sejtet. Nagyszámú mikroorganizmusból több maradt életben, lebontva a lizáló sejteket, csökkentve a talaj hexóz-tartalmát. Kiszámú mikroorganizmusból kevesebb vészelt át a fumigálást: kevesebb hexóz bomlott le (Badalucco et al. 1990). Japán kutatók arra keresték a választ, hogy a mikrobiális biomassza növekedését melyik frakció szabályozza. Vizsgálták a forróvizet, a K_2SO_4 - és a KNO_3 -oldat által kivonható C mennyiségét. Az előbbi sorrendet kapták, a HWC több volt az MBC-nél. Az MBC és a HWC, a HWC és a KNO_3 -C is szignifikáns korrelációt adott ($r=0,683$, $r=0,863$). A KNO_3 -C átmeneti, gyorsan változó frakció. A mikrobiális biomassza méretét nagyban meghatározza (Nishiyama et al. 2001).

1.3. A kémhatás

1.3.1. A kémhatás és a talajtermékenység kapcsolata

A kémhatás a talaj termékenységének egyik legfontosabb meghatározója, a H^+ ion mennyisége megszabja az ionok, így a makro- és mikro tápelemek talajoldatba kerülését és felvehetőségét, a talaj fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságait. A talajok természetes puffer-képességgel rendelkeznek, a pH-t bizonyos értékhatárok között képesek tartani a savanyító vagy lúgosító hatásokkal szemben. A talajok elsavanyodása természetes folyamat, ami a H^+ koncentráció változásával jön létre. Ennek több oka ismert. Csapadékos klímán a mészsók ki-lúgznak, a növény tápanyagokat, így Ca-ot is felvesz, de CO_2 -ot is kiválaszt. A szerves anyag lebontásakor CO_2 , emellett szerves és szervesetlen savak keletkeznek (Kemenesy 1972).

A $CaCO_3$ a 8,5 és 7,5 pH tartományban, a szerves és hidratált oxid típusú szervesetlen kolloidok 7 és 5 pH között tompítják a változásokat a változó töltések proton-megkötésével. 5 és 4 pH között az agyagásványokhoz kötődő Al-hidroxid-polimerek, 4 pH alatt a szilikátok mállása H^+ -ionokat köt le (Stefanovits et al. 1999a). A puffer-képességet meghatározza a közeg kémhatása, a szervesetlen és a humusz kolloidok mennyisége és minősége. A H^+ -ionokat a deprotonált reaktív csoportok, az OH-ionokat a disszociált H^+ ionok semlegesítik. A humusz-savak puffer-képessége jelentősen nagyobb az agyagásványokénál (Stefanovits et al. 1999b).

Ezért fontos: a humusz fenntartása, növelése, ezen belül

a jó minőségű Ca-telített humuszanyagok növelése,

a kolloidokon kötött kicserélhető kationok mennyisége, és összetétele miatt a talaj kicserélhető és oldott formában lévő, felvehető elemeinek növelése.

A karbonátok - a $CaCO_3$ vagyis a mész - a termékenység fontos indikátorai. A kémhatás és a mész-tartalom kapcsolatában 3-féle talajt különböztetünk meg.

a) Felszíntől karbonátos talajok: a műtrágyázás nem csökkenti a mész-tartalmat.

b) Nyomokban, foltokban karbonátos talajok: a pH szintén semleges, a talaj mészhiányos helyein savanyú foltok alakulnak ki, a pH értékeket szórás jellemzi.

c) Karbonátmentes talajok: egyszeri nagyobb pH csökkenés jellemzi, bizonyítva, hogy a savanyodás kiváltója nem csak a műtrágyázás.

A már elsavanyodott talajoknál a műtrágyázás csak kissé savanyít a továbbiakban.

1.3.2. A kémhatás változása tartamkísérletekben

Az 1965-ben beállított OMTK kísérletekben, az NPK kezelések néhány esetben - de nem következetesen - megváltoztatták a talajok humusz tartalmát. A nitrogén Bicsérd, Putnok,

helyeken statisztikailag igazoltan növelte, Karcagon csökkentette a humuszt. A kálium csak Karcagon gyakorolt (-)-hatást a humuszra.

A műtrágyázás kedvezőtlen a jó minőségű, Ca-telített humuszanyagokra. A Hargitai-féle humusz stabilitási szám igazolhatóan csökkent a N és K kezelések hatására. 100 és 150 kg N/ha a stabilitási szám 2,1-ről 1,8, és 1,3-ra történő csökkenését eredményezte. 100 kg K₂O/ha hatására az érték 1,7-re csökkent. Meszezett talajban az érték 3 körüli, míg savanyú talajban töredéke - 0,5 -, nagymértékű a humuszminőség romlása. A szerkezet kialakításában és az adszorpciós tulajdonságok fenntartásában fontos tartós humusz aránya lecsökkent. A szerves anyag lebomlik, a humifikálódás jelentéktelen volt.

A kontroll parcellában mért természetes savanyító hatásokhoz képest a műtrágyázás pár tized pH értéknyi további savanyodást jelentett. A karbonát eltűnésével a savanyodás jelentős, a pH 0,5-1,0 értékkel csökkenne. Ezt követően a csökkenés kisebb mértékű volt. Az OMTK karbonát-mentes talajaiban a nagy pH esés a 15. évig beállt, majd a pH a kontroll talajában és a nagy NPK dózisok hatására tovább csökkent. Bicsérd, Karcag, Kompolt és Putnok helyszíneken a kontrollban 1,5, 1,7, 1,7 és 0,6, a nagy NPK kezelésben 1, 0,6, 0,5 és 1,2 értékű pH esés következett be (Blaskó és Zsigrai 2003).

A savanyodás a kontroll parcellákban minden helyszínen jelentkezett. Kiváltó oka a kationok kimosódása, felvétele, a környezet-szennyezés. A pH_{KCl} az 1967., 1987., 1999. évben a kontroll talajokban Bicsérden 6,40, 5,60, 5,04; Karcagon 5,70, 4,73, 4,62; Kompolton 5,20, 4,16, 4,22; Putnokon 5,70, 4,48, 4,62 volt (Debreczeni and Kismányoky 2005).

Foltokban karbonátos talajon - mint Keszthelyen - a kémhatás-változás nem volt következetes a nagy szórások miatt (5,2-7,5). Nagy szórás jellemzett minden kezelést. A nagyobb hatóanyag nemhogy csökkentette, hanem megnövelte a kémhatást. A szórás kiváltója a talaj heterogenitása volt: magasabb térszínen a karbonátosabb réteg a felszínre került, mélyebb térszíneken jelentősebb volt a kimosódás, az elsavanyodás. Az előbbi helyeken nem volt pH csökkenés, az utóbbiakban jelentős volt. Az ismétlések átlagában a kezeléshatás így nem volt egyértelmű. Mészhiányos talajon N nélkül is csökkent a pH, a mezőgazdaság egyoldalúan nem okolható a talajdegradáció kialakulásában. Nagyobb dózisban a PK is savanyít.

Nagyobb N adagoknál (>200 kg/ha) toxikus tüneteket figyelhetünk meg: klorotikus, sárga elszíneződések a leveleken, a növényállomány fejlődésben elmarad. A savanyúság növekedésével 5,5 pH alatt növekszik a toxikus elemek (Al, Fe, Mn Cu - gyökérmérgek) koncentrációja a növényekben is. Egyik kísérleti helyen sem nőtt jelentősen a toxikus elemek mennyisége. Kísérletünk két fő növénye a búza és a kukorica kevésbé érzékeny a toxicitásra.

Elméletileg azt várnánk, hogy a mikroelem-tartalom a pH csökkenésével nő. A mikroelem-tartalék azonban kimerülőben van a savanyú talajokban. Lúgos kémhatáson viszont a karbonátosság vezet mikroelem-hiányhoz, felvehetőségük csökkenésén át. Ezért, nagy hangsúlyt kell fektetni a kémhatás fenntartására és a mikroelem-ellátásra.

A növénytermesztési rendszerekben eltérő a savanyodás mértéke. A kukorica-búza bikultúrához képest a kukorica monokultúra savanyítóbb, ami azzal magyarázható, hogy a kukoricaszár a búzaszalmához képest akár kétszer annyi Ca (0,4 a 0,7%-hoz) és Mg-ot tartalmazhat, jelentősen több kukoricaszárat betakarítanak be, emellett a kukorica K igényes, nagy mennyiségű, savanyító hatású K-t igényel (Blaskó és Zsigrai 2003).

A műtrágyázás befolyásolja a kicserélhető kationok mennyiségét. A Ca mennyisége az OMTK talajaiban még nem érte el a kritikus értéket, ahol hiánya (-) an befolyásolná a talajtermékenységet. A pH előbb csökken, mint hogy a Ca-hiány jelentkezne. Kompolton volt a legrosszabb a helyzet. A Ca telítettség 50%, más, kevésbé savanyú helyeken 65-75% volt.

Keszthelyen a kicserélhető kationok mennyiségére nem voltak hatással a műtrágya adagok. A talaj konzervatív tulajdonsága, nehezen változik.

Az Arlington-i (1962-) tartamkísérletben a 75kg N/ha NH_4NO_3 már savanyító hatású volt. A kontrollban 5,6, a kezelésben 4,8 volt a $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$. A kicserélhető kation mennyiség - a Mg 36, a Ca 31%-kal - szignifikánsan csökkent, ami ellentétes az OMTK adataival, ahol a Ca-csökkenés hibahatáron belül volt. A kation kicserélő képesség negatívan korrelált a N dózissal (Barak et al. 1997). Más kísérletekben hasonló változásokat mutattak ki. Kukorica monokultúrában 168 és 336 kg N/ha 5 év alatt 20 és 30% (Blevins et al. 1977), 224 kg N/ha 40 év alatt 40%-kal csökkentette a kation kicserélő képességet (Schwab et al. 1989).

A szerves inputok, és növényi maradványok hatására eltérő mértékben növekszik a pH. Több okra vezethető vissza. Ezek a következők:

1) a lúgosságot okozó kationok felszabadulása; 2) a maradvány N ammónifikációja és nitrifikációja - OH^- és H^+ keletkezik; 3) a talaj kémhatása, ami befolyásolja az ásványosodást, a szerves vegyületek asszociációját is disszociációját; 4) a szerves maradvány kiadás gyakorisága, mennyisége, a lebomlás intenzitása (Noble et al. 1996; Tang and Yu 1999; Xu et al. 2005).

A növények - leginkább a kétszikűek - több kationt tartalmaznak, mint aniont, felhalmozódásuk a negatív töltésű szerves savak következménye. A szerves savak lebontása H^+ -t igényel, ez vezet a pH emelkedéséhez, ami a lebontás korai szakaszára igaz. Pocknee és Sumner (1997) rámutatott, hogy a maradvány bázikus kation koncentrációja szorosan korrelált a talajok pH növekedésével. A hatás a növény N-tartalmától is függ, így a pillangósok

kedvezőbb hatásúak. 4,5 pH alatt a nitrifikáció a nitrifikáló baktériumok hiánya miatt nem megy végbe, ezért az ammónifikáció felé tolódtak el a lebontó folyamatok.

Figyelembe kell venni a növény N-felvételét is. Egyenlő mértékű NO_3^- és NH_3^+ felvétel esetében a műtrágyázás hatása semleges. Ekkor a növényi maradványból felszabaduló kationok kémhatást emelő hatása a meghatározó (Bolan et al. 1991).

A keszthelyi szerves és műtrágyázási tartamkísérletben bizonyított az istállótrágyázás jelentős szerepe a talajsavanyodás mérséklésében (Hoffmann és Berecz 2007; Kovács et al. 1988).

A csapadékkal földre jutó atmoszférikus N 2,61 kg $\text{NH}_4\text{-N/ha}$, ami 0,5 kmol/ha/év savas esőnek felel meg. A mezőgazdasági terhelés ennek 25-szerese. Így 30 éves kezelés 750 év savas, és több ezer év természetes csapadék hatásának felel meg (Barak et al. 1997). A Rothamsted-i (1853) 150 éves adatsor szerint a savas eső jelenti a savanyodás fő forrását, jelentősebb a szerves anyag lebontásnál és a növényi elemfelvételnél. A N kiülepedése 43 kg/ha/év is lehet (Goulding et al. 1998). A Broadbalk-i hosszú távú N egyensúly alapján 38, liziméteres vizsgálatokban 37kg N/ha/év értéket kaptak. Gyepkísérletben a pH 5,6-ról 1, szukcessziós kísérletben 7,1 pH-ról 3 egységgel csökkent a 140 év során. A nagy mészsadaggal meszezett talaj nem savanyodott el (Goulding and Poulton 2003).

Főleg a N- és a K-tartalmú műtrágyák esetében kell számolni savanyító hatással. A legtöbb N-műtrágya savanyító-hatású, ezért kis puffer-kapacitású talajon használatuk nem ajánlott. A mész és dolomit-tartalmú műtrágyák kevésbé savanyítók. A K_2SO_4 , ill. a KCl is savanyító hatású. Fontos optimális adagú, szakszerű alkalmazásuk (Loch 1999a). Sok műtrágyát fiziológiai savanyító hatás jellemez. A legfontosabb savképző reakció az ammónia mikrobiális oxidációja, melynek során H^+ képződik. A savanyúságot okozója: ha a N mennyisége több mint amennyit a mikroorganizmusok átalakítani, és a gyökerek felvenni képesek (Barak 2000). A műtrágyázás során jelentős mennyiségű Ca-ot is kijuttatunk talajainkba, kísérőelemként előfordul a legtöbb műtrágyában. Szuperfoszfátban 100 kg P_2O_5 -re 98, pétisóban a hatóanyagra 64 kg Ca jut. A N és a K nem jelentősen csökkenti a talaj Ca-tartalmát (Kismányoky 1993b).

Nem a műtrágyázás jelentős csökkentését kell célként kitűzni. A radikális hatóanyag-megvonás a talajtermékenység, így a termés csökkenéséhez vezet. A trágyázás határozza meg elsődlegesen a termést, ezért kiemelt fontosságú a szakszerűen kivitelezett tápanyag-ellátás.

1.4. A termés

1.4.1. A növények tápanyagigénye, a tápanyag-visszapótlás

A növények autotróf élőlények, a fotoszintézis során szerves anyagot állítanak elő. Két fő alkotórészük a víz (80%) és a szárazanyag. A szárazanyag 80-95%-a szerves, 15-20%-a szervesetlen. Tápelemeket a talajból és a levegőből is vesznek fel. (Bocz

1976). A kémiai elemeket nélkülözhetetlen, nélkülözhető, és toxikus csoportba tagolhatjuk. A növények minden elemet felvesznek. A tápelem helyett gyakran használják a tápanyag kifejezést is. A makrotápelemek 0,1% feletti, a mikrotápelemek vagy nyomelemek kisebb mennyiségben vannak jelen. A vegetatív tömeg gyarapodásával nő a szerves anyag-tartalom, a felvett tápelem-mennyiség. A trágyázás megnöveli a vegetatív szervek elemtartalmát (Bocz 1976; Ragasits 1998; Sarkadi 1975).

A felvehető tápanyag az a tápelem ion és vegyület, amit a gyökér felvenni s hasznosítani képes. A növények eltérő tápelemfelvételének optimalizálásával lehetne pontosan meghatározni a felvehető tápelem mennyiségét. A megfelelő biológiai vagy kémiai módszer szoros korrelációt ad a növények tápelem-felvételével és/vagy a termésrel. Gyakran a kivonószerral meghatározott elem mennyiséget is felvehetőnek tekintik (Füleky és Rajkainé 1999).

A termés-mennyiséget Bocz (1976) szerint a növekedésre és fejlődésre ható külső és belső, örökletes tényezők; míg Debreczeni (2001) megfogalmazásában elsődlegesen az örökletes tulajdonságok, másodlagosan, az évjáráthatás, harmadlagosan az agrotechnika határozzák meg. Fontos a kiegyensúlyozott tápláltság, mivel a termést a minimumban lévő tápelem határozza meg. Nem csak az összes, az egyes elemek iránti igény is fontos. A termésnövekedés telítődési függvénnyel írható le. A termés arányosan, a maximális terméshez hiányzó résszel növekedik, az emelkedő trágya-adagok hatása, tehát egyre kisebb (Loch és Nosticzius 1992).

Az optimális trágyaadag az a kísérleti helyenként változó legkisebb NPK adag, amely hatására létrejött termés nem különbözik szignifikánsan a maximális termést kialakító adagtól. Az optimális tápanyagellátás minimálisra csökkenti a párologtatást. A vízigény változó. Tartamkísérletünk növényeinek példáján maradván, a C₄-es kukorica 300, a C₃-as búza 500, a burgonya 600 kg vizet használ fel 1 kg szárazanyag képzéséhez. A tenyészidőszak alatti csapadék többnyire nem fedezi a kívánt vízmennyiséget. A harmonikus tápanyagellátás csökkenti a vízigényt, így a párologtatást. A fajlagos vízfogyasztás jobb tápanyag-ellátottság esetén csökken, a szárazanyag-tartalmat a N kezelés növeli leginkább. Ez az optimális ellátásnak megfelelő többi tápelemre is igaz. A vízkapacitás is hat a párologtatásra, 70-80% esetén a párologtatás minimálisra csökken (Ragasits 1998; Sarkadi 1975).

A stressz az élőlényekre potenciálisan kedvezőtlen környezeti tényező, amely (Fageria et al. 1992), az optimális növekedési rátánál kisebb növekedést eredményez (Grieson 1993). A növénytermesztésben legfontosabb stressztényező a víz és a tápanyag-stressz, ill. interakciójuk (Havlin et al. 2005b). A vízhiány a legkomolyabb limitáló faktor, mivel a növekedés arányos a felvehető víz mennyiségével. A hosszútávú vízhiány esetén a növény adaptálódik a szárazsághoz: genetikailag meghatározott anatómiai és élettani módosulások zajlanak le. A gyökérhossz megnő, a gyökértömeg, a gyökerek átmérőjének és a vízfelvétel csökkenésével

megőrződik a talaj vízkészlete a szemtelítődés időszakára (Pugnaire et al. 1993). A tápanyag- és víz-hiány a gyökérzet morfológiai és élettani módosulásával jár. Vékonyabb, de nagyobb felvevő felületű lesz, növekedése kisebb energiabefektetéssel jár (Rajkainé 1999).

A gyökérzetet a talaj nedvességviszonyai fajspecifikusan módosítják. A búza gyökérzete száraz talajban a felső 25 cm-re korlátozódik. Hosszabb és több gyökérág képződik, a szárazságtól sok elhal. A kukorica gyökere erőteljesebben növekedik, a felszín közelében több elágazást hoz létre, amelyek oldalirányban távolabbra eljutva jobban átszövik a talajt. A burgonya sok hosszú, sokszorosán elágazó, 45 cm-re is megnövő oldalgyökeret növeszt. A gyökérszóna oldalirányban is jobban kiterjedt (Weaver 1926). A talajművelés minősége szintén befolyásolja a gyökér morfológiáját. A jó szerkezetű morzsás talajt a bojtos gyökérzet már a kezdeti fejlődésben behálózza (Bocz 1998). A nap, a levegőmozgás kiszárítja a felszínt emellett a lefelé hatoló gyökérzet holtvíz-tartalomig szárítja a talajt. A csapadék a felszíni réteget átnedvesíti, a gyökérzet regenerálódik (Nyíri 1993a).

A növekedés nemcsak az abiotikus elemek integrált eredménye, hanem számos biológiai- lag szabályozott átalakulása is. A vízhiány csökkenti a tápelemfelvételt, emellett a növény élettanára is hat. A N mineralizációra, nitrifikációra kedvező a nedves közeg (Power 1990), a P és a K-koz képest felvétele szárazabb talajban csak kevésbé csökken. A N főleg tömegáram- lással, a P és a K diffúzióval jut a gyökérhez (Havlin et al. 2005b).

A tápanyag-visszapótlás szerves és ásványi formában történhet. Az istállótrágya, a növényi maradványok lebomlása során tápanyagok szabadulnak fel. A tarló és a gyökér-maradvány is trágya, azonban a szalma és kukoricaszár leszántásával is kedvező hatás érhető el. A zöldtrá- gya növény gyökerével felhossa a mélyen lévő elemeket, könnyen bomló anyagai a tápanyag- ellátást javítják. A műtrágyázás során a három makroelem (NPK) mellett a mikroelemek visszapótlására is ügyelni kell (Kismányoky 1993a; Nagy 1993a).

Az istállótrágya terménynövelő hatása az első évben 40-60%, ami 30-35% és 10-12%-ra csökken a következő években. A kiadás évében a K 60-80, a P 30-50%-ban hasznosul. N, P, K-tartalma 0,5-0,8; 0,25-0,5; 0,6-0,8%, lassan tárodik fel, hatása tartós. Szerves agyag- tartalma 20%, aminek fele egy év alatt lebomlik. A talaj szerkezetére, hő- és vízgazdálkodásá- ra is jó hatású. N-tartalmának hasznosulása a műtrágyához képest 60-80%. A kultúrnövények az istállótrágya N-tartalmának közel 50%-át, míg a műtrágya N 60-80%-át hasznosítják. A kiadott szerves-anyag - a stabil frakció növelésével - (+) hatást gyakorol a talaj szerves anya- gára, a tápanyagok adszorpciójára, a puffer-képesség növelésére. Segíti a tápanyagok megőr- zését, oldatba kerülését. A labilis frakció növelésével, a szalma könnyű lebonthatóságával közvetlenül a felvehető tápanyagokra fejt ki (+) hatást (Bankó 2007; Kismányoky 1993b). A szervestrágyázás hatása csak tartamkísérletben vizsgálható (Németh 1995).

A szerves maradványok tápanyagforrást jelentenek a következő növény számára. A gabonaszalma N, P, K-tartalma 0,3-0,6; 0,2-0,3; 0,6-1,2% - ami az istállótrágyáénak 60-80 (NP), 100-150%-a (K) -, szervesanyag-tartalma 85%, négyszerese (Kismányoky 1993b). A gabonafélék tág C/N aránya miatt kevés a felvehető N (Malhi et al. 2006). 20-nál nagyobb C/N arányú szerves anyag leszántásakor a lebontó mikroszervezetek sok N-t vesznek el a növények elől, ami a termésképzést (-) an érinti. Szalmatrágyázás csak ott ajánlott, ahol a szántó föld a távolság és a domborzati viszonyok miatt nehezen megközelíthető (Kismányoky 1993b).

1.4.2. A tartamkísérlet növényeinek környezeti- és elővetemény igénye

Az **őszi búza** tápanyagigényes, a tápanyagokat jól hasznosító növény. Szakszerű, harmonikus tápelem-ellátást és trágyázást igényel. A tápanyagok nagy részét műtrágyaként adják ki. A trágyázási gyakorlatban a 3 makrotápelem kap szerepet. A P-t és K-ot az őszi szántással, a N-t a megosztva, ősszel és tavasszal szórják ki. Búza alá nem adnak ki istállótrágyát, másodéves hatásával számolnak. Az intenzív fajták szükséglete 25-35%-kal kevesebb, termőképességüket nagyobb tápanyag-szinten fejtik ki (Ragasits 1998). A N adagok az optimális szintig a termést, azon felül, legfeljebb 50 kg/ha N hatására a minőséget növelik. P-ra szintén szükség van, de K-ra nem igényes (Ragasits 1998). Középkötött talajon 3,5-8,0 t/ha termés várható. Legjobb talajainkon termesztjük. A termésre kedvezőtlen a száraz tavasz és május, a késői hideg tavasz, az aratást késleltető esős idő, a megdőlést elősegítő csapadékos június, a júniusi, szemszorulást okozó kánikula. A műtrágya érvényesülése még rossz víz-ellátottság, szárazság esetén sem esik egy bizonyos szint alá. Aszályos évben az optimális műtrágya adag 0,6-0,8 t/ha terméstöbbletet eredményez (Füleky 1999). Vízigényét az átlagos csapadékú év jobban kielégíti (Pepó 2000). Érzékeny az előveteményre, azonos szintű tápanyag-ellátás esetén eltérő előveteményeket követően eltérő a termésmennyiség (Manninger 1957). Monokultúrában a szártőbetegségek kialakulása miatt önmaga után csak egyszer vethető. A termés csökkenés jelentős, ami a 3. évtől erőteljes, majd az 5. évig fennáll. Ezt követően a termés csak kissé nő, nem éri el a kezdeti értékeket (Kemenesy 1961). Előveteményeit jó, közepes és rossz kategóriába sorolták (Ragasits 1998), Keszthelyen rangsorolták, az index a termésövekedésre utal. A burgonya 112,1, a búza 96,9, a kukorica 89,6 indexű (Bocz 1976).

A **kukorica** szintén igényes növény. A P és a K-műtrágyát az őszi szántással, a N-t tavasszal szórjuk ki. A termésbiztonság a N egy részének istállótrágyával történő helyettesítésével növelhető (Antal 2000). Tápanyagigénye istállótrágyázással is megoldható, de a túl nagy adag termésdepressziót okozhat. A múltban 35 t/ha adagot javasoltak. A II. szántóföldi termőhelyen 4-9 t/ha termést várhatunk. Kezdeti fejlődéséhez nyirkos talajt, májusban, júniusban - és egész évben - arányos csapadékeloszlást, meleget igényel. Legnagyobb a

vízigénye keléskor és címerhányáskor. Éréskor meleget és kevesebb csapadékot igényel. A szántóföldi termőhely csoportosítása jó, mérsékelten jó és kedvezőtlen lehet. Legjobb a jó víz- és hő-gazdálkodású, az időjárástól kevésbé függő - jó kapilláris vízemelésű és tápanyagokkal telített - közép-kötött talaj. Extenzíven is termesztethető. A gyökér mélyre hatol, a nedvesebb rétegeket szárazság idején eléri. (Bocz 1976). Az elővetemény-hatás a vízfogyasztásban nyilvánul meg. Kukorica és búza összehasonlításában a legnagyobb termést búza után kapjuk. 5-8 éves monokultúra alkalmazható, mivel a műtrágyázás nem ellensúlyozza a betegségek miatt kialakuló termésdepressziót (Bocz 1976). Legjobb előveteménye az őszi búza (Antal 2000). Optimális a nyáron betakarított növény, mivel nem módosítja a N-igényt. A tápanyag-igényt viszont a kukorica szárának aláforgatása csökkenti (Füleky 1999).

A **burgonya** tápanyagigényes növény. A K-ot igényli a legnagyobb mennyiségben: meghatározza a termés mennyiségét, minőségét és a termésbiztonságot. A tápanyagok felvételi dinamikájában a végig az első helyet foglalja el. A N jelentősen növeli a termést, a K, Mg hatása már kisebb, míg a P a keményítő minőségét növeli. A N és a K együttes alkalmazásával jelentős termés-növekedés érhető el. Tápanyag-szükségelete szerves és műtrágyával is kielégíthető, de együttes használatuk a legkedvezőbb. A P-t és K-ot ősszel, a N-t tavasszal, az istállótrágyát közép-kötött talajon az őszi szántás előtt juttatjuk ki - a 30 t/ha adagot műtrágyával egészítik ki. 2-3-szoros mennyiségben a talaj fizikai tulajdonságaira is kedvező. A II. szántóföldi termőhelyen a várható termés 20-30 t/ha. A gyorsan felmelegedő, laza talajt kedveli, de megfelelő a közép-kötött erdőtalaj is. A burgonyaföldek alacsony humusztartalmúak, aminek oka a bakhátak kialakításával és a betakarítással járó túlzott bolygatás, és a tél során a talajok fedetlenek. A mérsékelten meleg, csapadékos klímát kedveli, éghajlatunk nem igazán alkalmas termesztésére. Gumókötéskor mérsékelt meleget kíván. A nyári átlaghőmérséklet 15-21°C legyen. Tenyészideje alatt sok - 450-500 mm - csapadékot igényel. Előveteményre igényes, legjobbak a kalászosok, a kukorica kifejezetten rossz elővetemény, mivel sok szár és gyökérmaradvány marad vissza (Antal 2000; Loch és Nosticzius 1992).

1.4.3. Terméseredmények tartamkísérletekben

Szükséges áttekinteni a vetésforgó és a monokultúra összehasonlítását, ugyanis kísérletünkben - a növényi sorrend miatt - önmagát követi a kukorica és az őszi búza is.

Amerikai, 30-40 éves kukorica tartamkísérletekben a vetésforgóhoz képest a monokultúrát 30-55%-os termés-csökkenés jellemezte. A Rothamsted-i 90 éves búza monokultúrában szintén felére csökkent a termés. A tavaszi árpa-termés a kontroll-kezelésben jelentősebben, 64%-kal, a műtrágyázás eredményeként csak 17%-kal csökkent.

A termés csökkenését egyidejűleg több tényező is okozhatja. A talaj hasznosítható vízkészletét - tenyészidejük hossza alapján - a növények eltérően használják ki. A téli időszakban a talaj víztartalékai feltöltődnek, így tavaszi vetésű akár hosszú tenyészidejű növény után is kerülhet. A növények szerkezetjavító és romboló - csakúgy, mint humusz-gyarápító és fogyasztó - felosztása elavult a modern, magas színvonalú termesztés-technológia mellett. A tápanyagok folyamatos elvonása mennyiségük, arányaik változásához, a termés csökkenéséhez vezet. Különböző mélységben gyökerező növények váltakoztatásával, a víz- és tápelemekszellettel gazdálkodhatunk (Nagy 1993b). Az elszaporodó gyomok, kártevők, kórokozók (Cook and Weller 2004; Garz and Hagedorn 1990) ellen a vetésváltás sokszor a legegyszerűbb, legolcsóbb módszer. A talajuntság több tényezőre vezethető vissza. A tápelemek elvonásával egyes elemek minimumba kerülnek. A gyökérváladékok egyoldalú mikrobiális közösséget alakítanak ki, káros vegyületek halmozódnak fel. A növény maradványának bomlástermékei önmagára is mérgező. Az allelopátia is a vetésváltásra hívja fel a figyelmet. Az anyagcseretermékek a mikrobákra és a növényekre is gátló hatásúak (Nagy 1993b; Varga 1996).

A vetésforgó nagyobb termést ad, amit a Halle-i örök rozs tartamkísérlet is igazol. A monokultúra egy része 1961-ben rozs-burgonya vetésforgóra lett felosztva. A kezelések a termésmenvelő hatásuk sorrendjében: kontroll, PK, istállótrágya, NPK, istállótrágya+NPK. A mono- és a bikultúrában is ugyanaz a sorrend, de a vetésforgó 30%-kal magasabb termést adott. A nagyobb rozstermések oka a burgonya rövidebb tenyészideje és sekélyebb gyökérzete volt, ezért az altalajból kevesebb tápanyagot vett fel a rozs elől (Garz et al. 2000).

A kukorica termés monokultúrában kisebb volt. A monokultúra napraforgóval és lucernával való megszakítása a 7,8t/ha-os termés 17, 19%-os növekedését eredményezte. Két éves megszakítás a rákövetkező évek termését 22%-kal emelte. A szudánifű - nagy vízfelvétele miatt - két év után is csak 6%-os termés-növekedést okozott (Porter et al. 1997).

A burgonya monokultúrában 30%-kal rosszabb termést adott (28 és 22 t/ha). A nagymértékű bolygatással járó talajművelés vagy annak csökkentése sem volt szignifikáns hatással a termésre, és a gumók mennyiségére sem (Jankowska and Szymankiewicz 2004).

Az istállótrágyázás esetében, a szerves anyag elhúzódó lebomlása és hatóanyagok kisebb hasznosulása következtében (39. oldal) a műtrágyázáshoz viszonyítva alacsonyabb termés-szintre számíthatunk.

Keszthelyen, a 30 éves szerves és műtrágyázási vetésforgó tartamkísérletben az istállótrágyával ekvivalens hatóanyagú műtrágyakezelések nagyobb mértékben növelték a termést. A 35, 70 és 105 t/ha/5év trágyaadag termésmenvelő hatása a kontrollhoz (3,81 t) viszonyítva 1,28, 0,52 és 0,46 t, szignifikáns volt. A műtrágyaadagok hatása ehhez képest 0,67, 0,29 és 0,59 t, szignifikáns terméskülönbséget jelentett. A termésmenvelés búzánál volt a legnagyobb,

amit a kukorica, majd a cukorrépa követett (Németh 1994). Az 1998-2006-os évek terméseredményei szerint az istállótrágya adagoknál a műtrágya adagok 0,66, 1,44 és 0,85 t/ha-ral magasabb termésszintet eredményeztek. A termés átlagban 5,10 és 6,15 t/ha volt. A 28%-os különbség fő oka az istállótrágya N-tartalmának rosszabb hasznosulása volt (Hoffmann és Berecz 2007). Az istállótrágyázás hatékonysága a műtrágyázáshoz képest őszi búza és kukorica esetében 84,6% és 85,2%. Az ekvivalens hatóanyagtartalmú műtrágya-kezelésekben tehát mindkét növénynél magasabb termést kaptunk (Hoffmann et al. 2008).

Martonvásáron, vetésforgó tartamkísérletben a kontrollhoz képest az istállótrágya, az NPK, az istállótrágya+NPK-kezelés 123-125, 140-148, 166%-os kukoricatermést; 0,6, 1,4, 1,6 t/ha terméstöbbletet eredményezett.

A kukorica a 35t/ha istállótrágya-kezelésben 7,2 t/ha, míg műtrágya-kiegészítéssel további 0,17 t/ha termést adott. A szerves kezelések hatékonyságát az évhatás nagyban befolyásolta. Csapadékos évben a műtrágya, és a kombinált kezelések sokkal kedvezőbbek voltak, míg aszályos évben az istállótrágya-kezelések lényegesen alacsonyabb termés-szintet adtak a szerves anyag kisebb mineralizációja miatt. A búzára ugyanez igaz, a műtrágyázás 117-132, az istállótrágyázás 115-119%-os hatású volt a termésre (Sarkadi 1967).

Az istállótrágya hatása a függ az alkalmazott adagtól is. Rothamsted-ben, a nagy adagnak számító 35 t/ha/év búzatermésre gyakorolt hatása - mikroelemtartalma és jó N-feltárodása miatt - felért a műtrágyáéval (Gouldig and Poulton 2001).

Az őszi búza tápanyag-ellátásával kapcsolatban az Országos Műtrágyázási Tartamkísérlet (OMTK) eredményei kihangsúlyozzák, hogy optimális tápanyag-adagokra és -arányokra van szükség, amit a termőhely, a termesztési cél, az elővetemény befolyásol. Keszthelyen legnagyobb búzatermést 200 kg/ha N és 100 kg/ha P alkalmazásakor kaptak. A N-műtrágyázás jelentősége nagy, de a P-adagok nem voltak termésmnövelők (Debreczeniné és Ragasits 1996). A 8 éves OMTK szerint a N és a P is termésmnövelő hatású. A N adagok hatására nőtt a termés, hiányukban a nagyobb P-adagok hatása nem fejeződött ki. Együttes hatásukra a kalászsám, a szemszám megnőtt, míg a N csak kismértékben növelte mindkettőt (Ragasits 1983). Keszthelyen, a P-műtrágyázási tartamkísérlet (1963) ugyancsak igazolta a P termésmnövelő szerepét. A 60, 120 kg/ha P₂O₅ 1,5, 2,7 t/ha-ral növelte a termést. A termés csak a P-ral gyengén ellátott talajban növekedett jelentősen (Németh 1983). A Sajó-völgyben csernozjom barna erdőtalajon beállított K-tartamkísérletben (1967) az őszi búza a kontroll kezelésében, közepes és jó ellátottság esetében nem mutatott termés-csökkenést 24 év alatt. A K-adagok és a termés között nem volt összefüggés, még 180 kg/ha K₂O sem vezetett termésmnövekedéshez (Kadlicskó és Krisztián 1988). A terméstabili-tást az évjáráthatás nagyban befolyásolja. 7 agroökológiai körzet termés-adatai szerint (1960-1997) átlagos csapadéku évben 2-4 t-val

több termést kaptak, a termés $\pm 2,5$ t/ha-ral módosulhat. A sematikus kiadott N adag egyik fajtánál alul-, másikon túltrágyázást jelent, ami a mennyiség, minőség és jövedelmezőség kárára megy (Pepó 2000).

A kukorica műtrágyázása a búzáéhoz hasonlít, nagyobb adagok alkalmazásával a terméshozadék kedvezőbb. Az OMTK szerint Keszthelyen a műtrágyázás hatékonysága kiemelkedően jónak bizonyult, az elővetemény-hatás nem érvényesült. A N hatására 1,3-1,8, a 70 kg/ha P_2O_5 hatá-sára 0,36 t/ha-ral nőtt a termés, de még a 100 kg/ha K_2O is 0,44 t/ha is terméshozadékot eredményezett (Bocz 1976). Monokultúrában szükséges K-műtrágyázni. Jól összeállított vetéskörben viszont a talaj tápanyagtökéjéből fedezni tudja a K-igényt. Csak 4 évben volt szignifikáns a terméshozadék a 90 kg/ha K_2O kezelés eredményeként (Kadlicskó és Krisztián 1988). Az optimális és a természetes termékenyséű kontroll kezelés kapcsolata fordított. Kedvező évben a kezelések nagyobb termést adtak, az optimálist kisebb adagok jelentették. Kedvezőtlen, száraz évben viszont nagyobb (150-200kg) N-adagokra volt szükség a termés-szint fenntartásához. A kísérleti helyek természetes termékenysége jelentősen eltérő. Ahol a legnagyobb adagok is csak alig növelték a termést, ott érdemes felhagyni a kukorica termesztésével (Kismányoky and Debreczeni 2001).

Cseh tartamkísérletek kiértékelése szerint az istállótrágyázás a termékenyebb talajokon (3,6-5,9 t/ha), míg a műtrágyázás kevésbé termékeny talajokon volt kedvezőbb (1,5-11,1 t/ha). A P és a K elhagyása negatívan érintette a termést (-1-5,3 t/ha), a hatás a csapadék csökkenésével erőteljesebben jelentkezett. A tápanyag-felvétel (NK) a gabonák ellentéte: a rosszabbodó talaj és éghajlati viszonyok irányában növekedett (Baier et al. 2001).

Németországban az istállótrágya, a K-műtrágya, + szaru őrlemény (mint N-forrás) hatását vizsgálták. Az istállótrágyázás N-limitált, ugyanis a magas terméseredményekhez sok N-re van szükség. A K+szaru-kezelés nagyobb termést adott, mivel a N felvehető állapotban állt rendelkezésre. Az istállótrágyából felszabaduló N nem elegendő a N-igény kielégítéséhez, nincs szinkronban a burgonya igényével, gátolja több elem, így a K felvételét is. Így a kezelést K-műtrágyával kell kiegészíteni, de a K-ellátás sokszor a talaj természetes tápanyagellátó képességén át is biztosított (Haase et al. 2006). A szerves kezelésekben a N lebomlása és felhalmozódása nincs egyensúlyban. A termés az elérhető termés 50-100%-a (Van Delden 2001).

Hollandiában, a burgonyatermés monokultúrában - a talaj K-tartalmának csökkenése miatt - szignifikánsan, 3,4%-kal csökkent a vetéskörhöz képest. Búza és cukorrépa közbeiktatásával, a maradványból felszabaduló K fenntartotta a K-szintet. A burgonya N igénye magas (>200kg/ha) (Vos 1996), sok szerves N-t (100kg/ha) hagy vissza. N-felvétele a gabonákhoz képest kisebb, ami kisebb gyökérzetével és a bakhátas művelés miatt a gyökérzet által beszórt kisebb talajtérfigattal magyarázható (Van Delden 2001). Karalus és Rauber (1997) kutatásai

megerősítik, hogy az istállótrágyázás hatása az évről-évre változó időjárás miatt nem kiszámítható, a termés-növekedés olykor nem szignifikáns. Termékeny, jó minőségű talajban az istállótrágyázás hatása már szignifikáns, míg közép-kötött talajban a nagy gumók (40-60mm) hiánya a kismértékű N-mineralizációval magyarázható.

A Debreceni Egyetem gondozásában beállított burgonya K-trágyázási kísérletben (1995-2000) Kisvárdán, a kezeléshatás évjáratonként változott, '96-ban a termés kiemelkedően jó volt. A 70-70 kg/ha N és P₂O₅ mellett a 80 kg/ha K₂O 20, a 160 kg/ha már 40%-os terméshozadékot jelentett. Tornyospálczán, 2000-ben hasonlóan jó K-hatásról számoltak be (Debreczeni 2001).

A szármaradvány-leszántás terméshozadék növelő hatásáról megoszlanak a vélemények, az egyes szántóföldi kísérletekben eltérő eredményekről számoltak be. Nagyszámú kísérlet kiértékelésére van szükség. 52 tartamkísérletből 24, ill. 22 esetben a termés enyhe növekedését, ill. csökkenését tapasztalták (Lord 1988).

A műtrágyázás a szerves-kezeléshez képest nagyobb termést ad, azonban a műtrágyán felül leszántott szalmából felszabaduló 5-6kg N/ha nem elegendő a termés növeléséhez (Stumpe et al. 2000). Búza tartamkísérlet beállítását megelőzően éveken keresztül búzaszalma alászántást végeztek. Ősszel a N immobilizációja, tavasszal ásványosodása is erőteljesebb volt. A felszabadult N szignifikánsan több (7kg N/ha), de csekély mennyiség volt a termés növeléséhez. A talaj mikrobaközössége kondicionálódott, élettanilag emlékezett a szalma-kezelésekre. Így, a cellulóz lebomlása, a tápelemek felszabadulása hamarabb megindult és nagyobb mértékben zajlott (Cookson et al. 1998). Jelentősebb (8,9 t/ha) szalma-mennyiség alászántás hatására a talaj N-tartalmának növekedését figyelték meg. Arra következtettek, hogy a szerves anyag ásványosodásával felszabaduló N volt a felelős a terméshozadékért (Tate 1987).

Keszthelyen, alacsony humusz-tartalmú vályogtalajon, a szerves és műtrágyázási tartamkísérletben a búzaszalma és a kukoricaszár együtt leszántva negatívabb hatású volt, mint külön-külön. A kezelés a kísérlet első 5 évében nagyobb, az 5. és a 10. év között kisebb mértékben csökkentette, a 25. évig kissé, a 25-30. évben szignifikánsan növelte a termést (Németh 1995).

Martonvásáron, csernozjom talajon a kukoricaszár leszántás hatása csak 20 év után jelentkezett. A következő 20 év során a 150 kg, ill. 300 kg N + kukoricaszár-kezelés 1, ill. 3 t/ha terméshozadékot adott. 150 kg N szinten a műtrágya-kezelés volt jobb, míg 300 kg N szinten, ill. aszályos években nem volt szignifikáns eltérés a műtrágya- és a szerves-kezelések között. Csapadékos években a kisadagú N + szár-kezelés terméscsökkentő volt, míg a nagy N adag esetében nem volt különbség. A termésbiztonság legrosszabb a szár és a kontroll-, legjobb a 300 kg N + szár-kezelésben volt (Berzsenyi és Györfly 1995).

A növényi melléktermék aláforgatása eltérő hatású a különböző növényeknél. A szalma-kezelés esetében a búza-termés kisebb (75kg) N-adagnál jelentősen, közepes (150, 225 kg) adagoknál nem, majd nagy (300 kg) N-adagnál ismét jelentősen csökkent. Kukoricánál a szalma alászántás kis és nagy N-adag alkalmazásakor nagyobb, és közepes N-adagoknál kisebb termést adott a csak műtrágyázáshoz viszonyítva (Limon-Ortega et al. 2000).

Az Alberta-i Breton Plots, vályog (1,3 TOC%) és csernozjom (5,6 TOC%) talajon beállított tartamkísérleteiben az 56 kg/ha N + szalma-kezelésben N immobilizációt csak az első évek-ben figyeltek meg. A szalma vályogtalajban 6, csernozjom talajban 2 évig okozott némi termés-csökkenést. Később, az alacsony TOC-tartalmú talajban a szalma elvonása, a magas TOC-tartalmú talajban a beszántása váltott ki enyhe termésnövekedést (Nyborg et al. 1995).

A szalma megfelelő talajba dolgozása szintén kritikus tényező. Szántással egyenletesebb volt a talajba keverés, a magágy és a kelés minősége, elfogadhatóbb volt a gyomosodás mértéke, mint fogasolással. Terméscsökkenés - főleg agyagtalajon - egyes években még így is előfordult (Turley et al. 2003).

Megfigyelték, hogy a szalma lebontásakor képződő fitotoxikus vegyületek gátolták a kukorica (Cochran et al. 1977), és az őszi búza (Turley et al. 2003) korai fejlődését. A növény fejlődésében visszamaradt, súlyosabb esetben el is halt. A kukorica és a búzahajtás megjelenése 1-2 nappal későbbre csúszott, a termés is alatta maradt a szokásosnak (Gan et al. 1992). A növény maradványának bomlásterméke már kis mennyiségben is mérgező önmagára. Bizonyított a szalma, a gyökér-váladékok és gyomok toxikus hatása. Szántóföldön ennek kialakulását a talaj bolygatása miatt megnövekedett lebomlás gátolja - elméletileg.

Nagy mennyiségű szerves anyag alászántásakor a cellulózbontás tavasszal indul meg, amihez a mikroorganizmusok vizet használnak fel. A termőréteg kiszárad, ami kelési egyenetlenséghez vezet. A visszamaradó szerves anyag mennyisége és a termés között (+) a kapcsolat. A kezelések növelik a biomasszát, így a termést is. A szerves anyag és a termés közötti korreláció érthető (Nagy 1993b).

1.5. A tartamkísérletek szerepe a talajtermékenységi kutatásokban

A mezőgazdaságban az elmúlt évtizedekben a termésnövelés minden eszközzel való elérése volt az egyedüli cél. Az iparszerű mezőgazdaság a maximális termés elérését tűzte ki, a külső inputok, a növényvédőszeres növekedését vonta magával. A nagy mennyiségű műtrágya felhasználása, a munkagépek talajromboló hatása felerősítette a talajdegradációs folyamatokat. Az új alapelvek szerint az adott körülmények között gazdaságosan, hatékonyan realizálható termésoptimumot szükséges megjelölni (Pepó 1999). Újfajta szemléletre van

szükség. Egyre nagyobb az igény az olyan környezetkímélő gazdálkodási módszerek iránt, melyekkel biztosítani tudjuk a talaj és a víz minőségének fenntartását (Németh 2005; Van Cleemput et al. 1997). A fenntartható mezőgazdaság célja magas termésértékek fenntartása minimális környezetszennyezés mellett (Körschens 2002). A világ népességének 2050-ig várható 2,6 milliárdos növekedése miatt (Cohen 2003) az intenzifikálás és a fenntarthatóság is következetesen szükségszerű a jövőre nézve (Sherwooda and Uphoff 2000).

A tartamkísérletek különösen értékes információkkal szolgálnak a fenntarthatóság és a környezeti hatások terén (Powlson and Poultron 2003). Az európai tartamkísérleteket átfogó EUROSOMNET szerepe a kísérletekből, a gyakorlatban felhasználható hasznos információk felhasználásának elősegítése (Franko et al. 2002; Smith et al. 2002).

A XIX. század során előrelátó mezőgazdasági kutatók felismerték a szántóföldi kísérletek szükségességét a mezőgazdaság talajra gyakorolt rövid és hosszú távú hatásainak vizsgálatában. Eleinte a kezelések és az istállótrágyázás hatására beálló talajtermékenységbeli különbségeket, a tápanyag-hiánytüneteket vizsgálták. A világ legelső tartamkísérletét Lawes és Gilbert állította be Rothamstedben, 1843-ban. A legrégebbi kísérletek között van a Grignon-i (1875), a Halle-i (1878), az Askov-i (1894), a Bad Lauchstädt-i (1902), a moszkvai (1912) kísérlet. Az Egyesült Államokban 4 klasszikus tartamkísérlet ismert: a Morrow Plots (1876), a Sanborn Field (1888), a Magruder Plots (1892), valamint az Old Rotation (1896). Jelenleg 600-nál több tartamkísérlet tartanak számon. Az éghajlati és talajtípus viszonyok miatt nagy a változatosság, így az eredmények csak a helyi viszonyokra alkalmazhatók.

A legelső kísérletek közül sok - kisebb-nagyobb módosításokkal - még napjainkban is folytatódik, értékes adatokkal szolgálva a trágyázási módszerek hatásáról. Általános cél, hogy a különböző viszonyok között beállított, de azonos kezelésekből álló kísérletekből tudományos alaposítással levonható, egyértelmű következtetéseket nyerjünk (Körschens 2006; Körschens and Debreczeni 2003).

A tartamkísérletek hosszú ideig tartó szabadföldi kísérletek, alkalmasak a talajban lejátszó folyamatok tanulmányozására, a változások hosszabb időtartamot igénylő kimutathatósága miatt (Csathó et al. 2005; Debreczeni és Debreczeni B-né 1994; Körschens et al. 1998). A megbízható kimutatásokhoz sok évtizedes távon kell a kísérletet folytatni (Final Report Final Report of the International Workshop 1988). A termésre és a trágyázás hatékonyságára a talajon kívül számos egyéb, gyorsan változó tényező is hatással van (Sarkadi 1975). Ezért, „egyszeri kísérlet nem elegendő, évről évre kérdést kell intézni a talajhoz”, ami annyit jelent, hogy a kezelések folyamatos fenntartására van szükség (Cserhádi és Kosutány 1887).

A tartamkísérletek nélkülözhetetlenek a tudomány szempontjából, mivel a talajművelés hatására bekövetkező változásokkal kapcsolatos információ és ismeretanyag más módon nem szerezhető meg. Fontosak a talajtermékenységbeli változások nyomon követésében, az okok

feltárásában és megértésben (Körschens and Debreczeni 2003). Számos probléma csak így tisztázható. Ilyen az optimális tápanyagtartalom, az optimális szerves C és N szint meghatározása, a talaj fizikai, kémiai és biológiai jellemzőinek változása, a vetésforgó hatása a termésre, a légköri N kiülepedése, a talajművelés hatása a környezetre.

A legrégebbi kísérletek hátránya, hogy nem tettek lehetővé statisztikai kiértékelést, így hiányzott a randomizáció, és a megfelelő kezelésfajták kiválasztása, majd ezek fenntartása. A Broadbalk-i kísérletben például csak egy istállótrágya adagot (35t/ha) alkalmaztak, pedig szükséges lett volna az adagok összehasonlíthatósága. Általában 10-30 tonna szerves trágyát alkalmaztak hektáronként, műtrágyából sokkalta kisebb adagokat (~1t/ha) javasoltak a termékenység fenntartásához és jó termések eléréséhez.

A XX. század második felében számos modern, statisztikailag kiértékelhető, fokozatosan növekvő adagú trágya-kezeléseket tartalmazó tartamkísérletet állítottak be (Körschens 2006). A folyamatos trágyázás talajra és növényre kifejtett hatásának vizsgálatához, a megfelelő statisztikai kiértékelés céljából kisparcellás, több kezeléssel és ismétléssel szántóföldi, tartamjellelű kísérletek szükségesek. Hazánkban szintén az 1950-es években indították el a tudományos alapossággal megtervezett tartamkísérleteket. Még a szerves trágyázás kiemelkedő szerepét méltatták (Sarkadi 1967). A szerves és műtrágyázás összehasonlítása főbb kutatási célkitűzésként szerepelt az intenzív műtrágya-felhasználást megelőző évtizedekben (Grábner 1956; Györffy 1960; Krámer és Pekáry 1962; Latkoviczné 1963). Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérlet (1967) az ország egyes természetföldrajzi tájain és főbb talajtípusain egységes kísérleti hálózatot alkot. Segít a műtrágyázás hatékonyságának megállapításában (Debreczeni 1994).

A műtrágyázás az egyik legfontosabb növénytermesztési tényező. A szántóföldi kísérleteknek rendkívüli szerepük volt a növények fejlődését meghatározó természetes és agrotechnikai tényezők felismerésében. Bocz (1976) megállapította, hogy a termések növekedése a műtrágyák nagyobb mértékű felhasználásának volt köszönhető az 1960-as években, amiben számos agrotechnikai tényező fejlődése is szerepet játszott. Berzsenyi és Györffy (1995) a legfontosabb termésnövelő tényezőként a trágyázást (31%) és a genotípust (30%) rakta az első helyre, amit az optimális növényesség (20%), az ápolás (16%) és a talajművelés (2,7%) követett. A kukoricatermést kialakító termesztési tényezők a műtrágyázás (48%), öntözés (28%), talajművelés (18%), növényesség (6%) sorrendjében követik egymást (Jakab 2001; Nagy 1995).

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. A tartamkísérlet bemutatása

A *szerves és műtrágyázási* tartamkísérletet Láng Géza akadémikus állította be 1963-ban, Keszthelyen, löszös vályogon kialakult II. termőhelyi kategóriába tartozó Ramann-féle barna erdőtalajon (Eutric Cambisol). A művelt réteg az eredeti vizsgálatok alapján, humuszban szegény homokos vályog talaj, felvehető foszforral gyengén, káliummal közepesen ellátott (1. Táblázat).

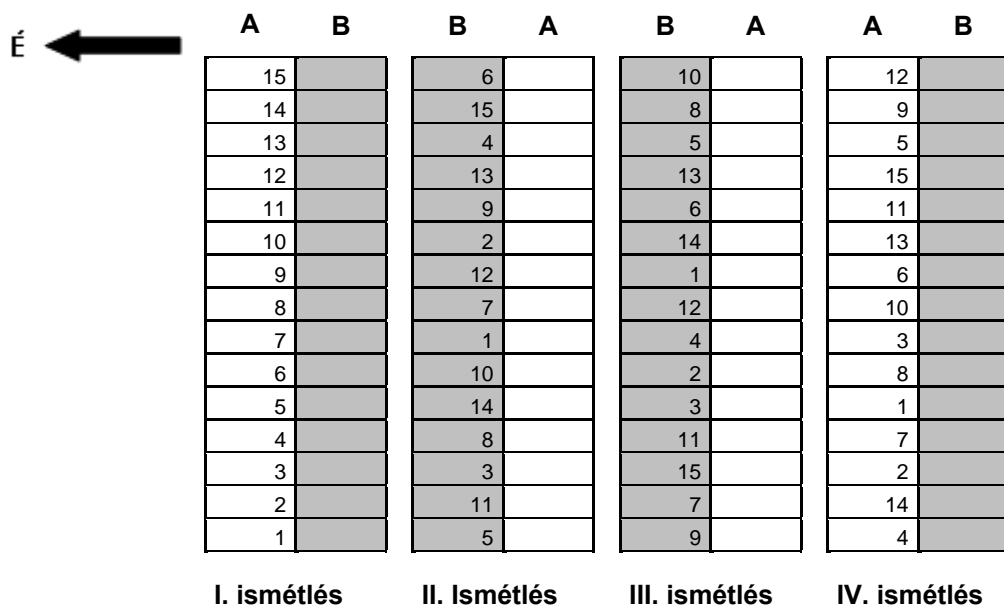
A kísérlet véletlen blokk elrendezésben, 4 ismétlésben, 15 kezeléssel, két vetésforgóval került beállításra 98 m²-es parcellákon. Egy parcella 7 x 14 m (0,0098 ha) alapterületű (2. ábra).

A vetésforgók első 7 kezelése azonos, a többi képezi speciális jellegüket. Az 'A' vetésforgóban a három tápanyagszintből álló istállótrágya és az ennek megfelelő N, P és K hatóanyag-tartalmú műtrágya adagok, valamint az ezek kombinációiból álló, míg a 'B' vetésforgóban a műtrágya- és az ezen felül alászántott kukoricaszár és/vagy búzaszalma szármadaradvány leszántásos-kezelések hatása hasonlítható össze (2. Táblázat). A vetésforgók növényi összetétele mindkét forgóban azonos, azonban a növényi sorrend eltérő. Az 'A' vetésforgó kedvezőbb, mivel az őszi búzának a kukorica jobb előveteménye, mint a kukoricának az őszi búza (3. Táblázat).

A vizsgálatokhoz az 'A' vetésforgóból a három istállótrágya adagot és az ekvivalens műtrágya-kezeléseket, a 'B' vetésforgóból a csak műtrágya, és az ezen felül leszántott őszi búza szalma és az őszi búza szalma + kukoricaszár kezeléseket választottuk ki (4. Táblázat).

1. Táblázat. A kísérlet talajának (0-20 cm) talajvizsgálati adatai (1961)

humusz (%)	1,5
összes N (%)	0,12
összes K ₂ O (mg/kg)	60,4
összes P ₂ O ₅ (mg/kg)	406,8
felvehető K ₂ O (mg/kg)	27,0
felvehető P ₂ O ₅ (mg/kg)	135,0
agyag (%)	22,0
kötöttségi szám (K _A)	37
pH _{H2O}	7,7
pH _{KCl}	7,3
hy	1,18
Y ₁	2,2
CaCO ₃ (mg%)	-



2. Ábra. A tartamkísérlet elrendezése

2. Táblázat. A tartamkísérlet kezelései az 'A' és a 'B' vetésforgóban

'A' vetésforgó		'B' vetésforgó	
1.	Kontroll	1.	Kontroll
2.	½# + ½ ekvivalens NPK	2.	½# + ½ ekvivalens NPK
3.	1# (35 t/ha/5év 1 részletben)	3.	1#/5 év (35 t/ha/5év 1 részletben)
4.	1 ekvivalens NPK	4.	1 ekvivalens NPK
5.	1# + N ₅₈₀ P ₄₀₀ K ₆₆₀	5.	1# + N ₅₈₀ P ₄₀₀ K ₆₆₀
6.	1# + N ₅₈₀ P ₄₀₀	6.	1# + N ₅₈₀ P ₄₀₀
7.	1 ekvivalens NPK + N ₆₄₀ P ₄₀₀ K ₆₆₀	7.	1 ekvivalens NPK + N ₆₄₀ P ₄₀₀ K ₆₆₀
8.	1# (35 t/ha/5év 2 részletben)	8.	1 ekvivalens NPK + N ₆₄₀ P ₄₀₀ K ₆₆₀ + k
9.	2 ekvivalens NP	9.	1 ekvivalens NPK + N ₆₄₀ P ₄₀₀ + k
10.	2# (70 t/ha/5év 2 részletben)	10.	1 ekvivalens NPK + N ₆₄₀ P ₄₀₀ K ₆₆₀ + b
11.	2 ekvivalens NPK	11.	1 ekvivalens NPK + N ₆₄₀ P ₄₀₀ + b
12.	3# (105 t/ha/5év 2 részletben)	12.	1 ekvivalens NPK + N ₆₄₀ P ₄₀₀ K ₆₆₀ + k + b
13.	3 ekvivalens NPK	13.	1 ekvivalens NPK + N ₆₄₀ P ₄₀₀ + k + b
14.	1# + 3 ekvivalens NPK	14.	4 ekvivalens NPK
15.	4 ekvivalens NPK	15.	4 ekvivalens NPK + k + b

Jelmagyarázat: # – istállótrágya, k – kukoricaszár, b – búzaszalma

3. Táblázat. A vizsgált időszakban termesztett növények az 'A' és a 'B' vetésforgóban

Időszak	Növényi sorrend
	'A' vetésforgó
1963-1985	cukorrépa – kukorica – kukorica – őszi búza – vörös here
1985-2003	cukorrépa – kukorica – kukorica – őszi búza – őszi búza
2003 -	burgonya – kukorica – kukorica – őszi búza – őszi búza
	'B' vetésforgó
1963 -	burgonya – őszi búza – őszi búza – kukorica – kukorica

4. Táblázat. A tartamkísérlet kiválasztott kezelései. Az istállótrágya- és az azonos N- hatóanyag-tartalmú műtrágya- ('A' vetésforgó), valamint az NPK-, + szárleszántásos kezelések ('B' vetésforgó)

Kiválasztott kezelések		Rövidítések	Kiadott műtrágya (kg/ha/év)			
			N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Összes
'A' vetésforgó						
1.	Kontroll	KontA	0	0	0	0
8.	1# (35 t/ha/5év 2 részletben)	1#	44	38	49	131
10.	2# (70 t/ha/5év 2 részletben)	2#	88	76	98	262
12.	3# (105 t/ha/5év 2 részletben)	3#	132	114	147	393
4.	1 ekvivalens NPK	1ekv	44	38	49	131
11.	2 ekvivalens NPK	2ekv	88	76	98	262
13.	3 ekvivalens NPK	3ekv	132	114	147	393
'B' vetésforgó						
1.	Kontroll	KontB	0	0	0	0
7.	1 ekvivalens NPK + N ₆₄₀ P ₄₀₀ K ₆₆₀	NPK	172	118	181	471
8.	1 ekvivalens NPK + N ₆₄₀ P ₄₀₀ K ₆₆₀ + k	NPK+k	172	118	181	471
12.	1 ekvivalens NPK + N ₆₄₀ P ₄₀₀ K ₆₆₀ + k + b	NPK+k+b	172	118	181	471

Jelmagyarázat: # – istállótrágya, k – kukoricaszár, b – búzaszalma

Öt éven belül egy alkalommal, vagy két részletben istállótrágyázunk kapásnövény előtt. Így 2000, 2003 és 2005 őszen került sor az istállótrágya kijuttatására az őszi szántást megelőzően. Az 'A' vetésforgó 2 évvel előbb kezdődik. A két vetésforgó istállótrágyázásának összehangolása mellett gazdaságossági megfontolások - mint szállítási és kiszórási költségcsökkentés - is a vetésforgók egymáshoz viszonyított időbeli elcsúsztatásához vezettek (5. Táblázat). Az ekvivalens NPK műtrágya-adagok az istállótrágyával azonos hatóanyag-mennyiséget tartalmaznak. A kiszórandó NPK mennyiségét az istállótrágya tápanyag-tartalma alapján határozták meg. A műtrágyát pétisó (27% N), szuperfoszfát (17% P₂O₅) és KCl (60% K₂O) formájában juttatták ki. A növényi melléktermék leszántásának hatását a 'B' vetésforgóban vizsgáltuk. Búzaszalma 2002-ben és 2003-ban - a mintázás előtti két évben -, míg kukoricaszár 2004-ben és 2005-ben került alászántásra.

5. Táblázat. A vizsgált időszakban termesztett növények az 'A' és a 'B' vetésforgóban

Vetésforgó/Év	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
'A' vetésforgó	őszi búza	kukorica	őszi búza	őszi búza	burgonya	kukorica	kukorica
'B' vetésforgó	kukorica	burgonya	őszi búza	őszi búza	kukorica	kukorica	burgonya

2.2. Meteorológiai adatok

A kísérlet hazánk délnyugati széléhez közel, a nyugat-magyarországi peremvidéken kerül el. Keszthely három klímaövezet határán található: az uralkodó jellegű mérsékelt kontinentális éghajlatot óceáni és mediterrán klimatikus hatások befolyásolják. A Balaton nagy vízfelszíne következtében jelentősen befolyásolja a partvidék mikroklimáját. Kiegyenlítő hatású a levegő hőmérsékletére, ami nem csak az évszakok, hanem a nappali és az éjszakai hőmérséklet-ingadozás terén is megmutatkozik. Az 50 éves átlagos csapadék 654 mm, az átlaghőmérséklet 10,4 °C (1950-2000). Amíg az ország más részein emelkedett, addig Keszthelyen kissé csökkent a hőmérséklet. A napsütéses órák száma 2000. Június a legnaposabb, amit augusztus, majd június követ. Szintén ez a három hónap a legmelegebb. A csapadékeloszlás egyeletlen, de kedvező, hogy nagyobb része május és június során, valamint ősszel, októberben esik. Augusztus és szeptember a legszárazabb két hónap. 100 éves időtáv-on éves szinten nem, viszont évszakok tekintetében a tavaszi csapadékmennyiség már jelentősen csökkent.

A vizsgált időszak (2000-2006) első fele száraz, meleg volt. A 2000-es év kifejezetten aszályos, egyben a legmelegebb évnak számított, míg a legforróbb augusztus 2003-ban volt. A legtöbb csapadék 2005-ben hullott. Az ezt követő legcsapadékosabb év 2004 és 2006 volt.

A terméselemzés szempontjából vizsgált időszak meteorológiai adatait a 6., és a 7. Táblázat tartalmazza. A 2004-2006 közötti csapadék és hőmérséklet adatokat a 8. Táblázatban, a 2003-2006-os időszak jelzőnövényeinek tenyészideje alatt lehullott csapadék-adatokat a 9. Táblázatban láthatjuk. A kukorica és burgonya növények tenyészidejét áprilistól-augusztusig, ill. áprilistól-szeptemberig határozzák meg. Az őszi búza tenyészideje októbertől júniusig tart. Előveteményhatását, ill. a 2003-as év meteorológiai adatait is figyelembe kell vennünk a három éves kutatómunka eredményeinek kiértékelésekor.

6. Táblázat. A vizsgált időszak csapadék (mm) adatai

Év/Hónap	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	Éves összeg
2000	11,4	16,8	44,0	14,3	37,8	13,9	88,7	18,4	49,1	35,3	42,9	20,0	392,6
2001	58,5	3,9	64,7	26,2	13,2	54,0	32,6	11,8	137,8	3,3	45,2	57,8	509,0
2002	18,5	60,0	32,6	116,5	33,9	44,2	59,1	47,4	27,9	62,1	19,8	41,5	563,5
2003	51,0	17,4	9,6	35,1	50,9	16,8	57,0	46,3	51,9	108,0	41,1	31,2	516,3
2004	26,8	64,4	50,2	89,4	29,1	87,8	29,4	48,4	24,9	87,4	45,6	35,5	618,9
2005	6,3	25,7	41,4	57,4	59,8	95,4	104,5	231,3	69,1	2,6	31,9	69,7	795,1
2006	40,1	28,4	26,7	82,1	99,8	84,6	20,8	140,0	11,1	14,3	21,3	11,3	580,5
Átlag (7 év)	30,4	30,9	38,5	60,1	46,4	56,7	56,0	77,7	53,1	44,7	35,4	38,1	568,0

7. Táblázat. A vizsgált időszak hőmérséklet (°C) adatai

Év/Hónap	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	Éves átlag
2000	-1,7	3,4	6,5	14,1	16,7	20,2	19,5	21,8	15,5	12,4	8,7	3,5	11,7
2001	0,9	3,3	7,7	9,1	17,8	17,8	21,7	21,8	13,9	13,7	4,0	-3,6	10,7
2002	0,1	4,7	7,6	10,5	18,4	20,8	22,1	21,0	15,0	10,7	8,3	0,2	11,6
2003	-2,4	-3,9	5,6	10,3	18,8	23,0	22,1	23,8	15,5	8,4	7,0	0,9	10,8
2004	-1,9	1,5	4,3	11,5	14,3	18,5	20,4	20,1	15,1	11,9	5,5	0,8	10,2
2005	-0,7	-2,0	3,9	10,9	16	18,5	20,5	18,5	16,2	11,2	4,2	0,7	9,8
2006	-2,5	-0,1	4,0	12,1	15,1	19,1	22,6	18,2	17,1	12,4	6,7	3,0	10,6
Átlag (7 év)	-1,2	1,0	5,7	11,2	16,7	19,7	21,3	20,7	15,5	11,5	6,3	0,8	10,8

8. Táblázat. A hőmérséklet és csapadék adatok 2004. január 1.- 2006. december 31. között

Év/Hónap	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	Éves összeg
Csapadék (mm)													
2004.	27	64	50	89	29	88	29	48	25	87	46	36	619
2005.	6	26	41	57	60	95	105	231	69	3	32	70	795
2006.	40	28	27	82	100	85	21	140	11	14	21	11	581
Átlag (3 év)	24	40	39	76	63	89	52	140	35	35	33	39	665
Hőmérséklet (C°)													
2004.	-1,9	1,5	4,3	11,5	14,3	18,5	20,4	20,1	15,1	11,9	5,5	0,8	10,2
2005.	-0,7	-2	3,9	10,9	16	18,5	20,5	18,5	16,2	11,2	4,2	0,7	9,8
2006.	-2,5	-0,1	4	12,1	15,1	19,1	22,6	18,2	17,1	12,4	6,7	3	10,6
Átlag (3 év)	-1,7	-0,2	4,1	11,5	15,1	18,7	21,2	18,9	16,1	11,8	5,5	1,5	10,2

9. Táblázat: A 2003-2006-os időszak jelzőnövényeinek tenyészideje alatt lehullott csapadék (mm)

	2003	2004	2005	2006
'A' vetésforgó				
Jelzőnövény	őszi búza	burgonya	kukorica	kukorica
Csapadék (mm)	169	284	618	438
'B' vetésforgó				
Jelzőnövény	őszi búza	kukorica	kukorica	burgonya
Csapadék (mm)	169	309	618	427
Évjárat	aszályos	kissé csapadékos	nagyon csapadékos	csapadékos

2.3. Mintavételezés

Az 'A' és a 'B' vetésforgó első három ismétlés szántott rétegének, és a tartamkísérlet szegélyező - az 1960-as évek eleje óta - gyepes terület talajának (3. Ábra.) megmintázását 2004, 2005 és 2006 októberében végeztük kézi mintavevővel a talaj 0-25 cm-es mélységéből. A mintavételezés azonos időszakban, október közepén történt burgonya betakarítását követően 1 hónappal, valamint kukorica tarlóról. A talajmintákat a HWC- és az MBC-szemponyjából mindhárom évben elemeztük, míg HWN és TOC analízist csak 2005-ben végeztünk. A könnyen bomló szerves frakciók analízisét friss, nejlon-tasakban hűvös helyen tárolt, így nedvesen maradt, a TOC meghatározását kiszárított, ledarált talajmintákból végeztük.

A kémhatás meghatározása az 'A' vetésforgóban a 2002-es, a 'B' vetésforgóban a 2000 és a 2004-es, az AL-P₂O₅ és AL-K₂O meghatározása az 'A' vetésforgóban a 2002 és 2004-es, a 'B' vetésforgóban a 2004-es mintavételezést követően a Veszprémi Egyetem GMK Földműveléstani Tanszék laboratóriumában történt.



3. Ábra. A tartamkísérletet szegélyező gyepterület

2.4. Vizsgálati módszerek

2.4.1. A forróvíz-oldható szén meghatározása

A talaj szerves anyag könnyen bomló frakciójának meghatározását Körschens és Schulz módszere (1999) szerint végeztük. A módszert kipróbáltuk, majd alkalmaztuk a tartamkísérlet kiválasztott kezeléseinek összehasonlító elemzésében.

A meghatározás két részből áll: 1) A talajhidrolizátum készítés 1 órás forró vizes kivonása (extrakciója) során a szerves anyag könnyen bomló része oldatba kerül. 2) A savas roncsolást követően titrálással a szerves anyagra fogyott savat lúggal mérjük vissza.

Hazánkban az eljárás nem túl ismert, így új módszerről beszélünk. A hazai szakirodalomban - saját publikációinkat leszámítva - nem találtunk hivatkozást a témában.

20 g talajt feltáró lombikban, visszafolyós hűtő alatt 100 ml desztillált vízben mérsékelt lángon forralunk. A forrásban lévő víz oldatba viszi a szerves anyag könnyen bomló részét. 60 perc letelte után leállítjuk a reakciót az oldat hideg vízbe helyezésével. A talajkivonat lehűlését követően az ülepedést elősegítő 5 csepp $MgSO_4$ oldat hozzáadása után lecentrifugáljuk (3500 rpm/10'), majd a felülúszót visszük tovább. A talajoldatból azonos térfogatnyi mennyiségeket veszünk ki a szerves szén meghatározásához: 10 ml oldathoz 10 ml króm-kénsavat adunk, és 20 percre 125 °C-ra rakjuk, majd kihűlés után 20 ml desztillált vízzel hígítjuk. 5 csepp fenilnitrilsav indikátor hozzáadását követően 0,2 M vas (II)-diammónium-szulfáttal (Mohr-só) végezzük a titrálást. A HWC meghatározása a következő egyenlettel történt:

$$W_c = (V_b - V_a) \cdot 12 \cdot F_R \cdot (V_E \cdot 1000 / V_A \cdot m_B) \cdot (100 / {}^W TM) \text{ [mg / kg]}$$

ahol:

V_a = a sósav mérőoldat fogyása; V_b = a sósav mérőoldat fogyása a vakoldatra; 12,011 = a C móltömege (g/mol); F_R = az ammónium-vas-szulfát mérőoldat redukációs faktora (0,05 mmol/l); V_E = az extrakciós oldat térfogata (ml); V_A = a talajoldat térfogata (ml); m_B = a talaj szárításos súlyvesztése (g); ${}^W TM$ = a nedves és a száraz talaj súlyaránya (%).

2.4.2. A forróvíz-oldható nitrogén meghatározása

A HWC mellett ugyanazon oldatból történik a forróvíz-oldható nitrogén (HWN) meghatározása is. A meghatározás Kjeldahl módszerét követi (Buzás et al. 1988) kisebb változtatások beiktatásával. A feltárást elszívófülke alatt végezzük a következők szerint. A feltáró-csővekben lévő 10 ml oldathoz redukált vasból spatulányi mennyiséget, majd 2 ml kénsavat, 4 ml szalicil-kénsavat adunk. Heves reakciót figyelhetünk meg, ami az utóbbi sav hatására fokozódik. A reakció lecsengése után spatulányi titánoxid alapú katalizátor hozzáadása megindítja a nitrogén felszabadulását a 380 °C-os, 60 percig tartó feltárás folyamán.

A leronsolt minták desztillálása. Tömény NaOH hozzáadását követően a képződő ammóniumot vízgőzzel 2%-os bórsavba áthajtjuk. 5 csepp Conway-indikátor hozzáadása után sósav-mérőoldattal (0,01 mol) titrálunk. A HWN meghatározása az alábbi egyenlettel történt:

$$W_N = (V_b - V_a) 14,007 F_S (V_E 1000 / V_A m_B) (100 / {}^W TM) \text{ [mg / kg]}$$

ahol:

V_a = a sósav mérőoldat fogyása; V_b = a sósav mérőoldat fogyása a vakoldatra; 14,007 = a nitrogén móltömege (g/mol); F_S = a sósav oldat koncentrációja (0,01 mol/l); V_E = az extrakciós oldat térfogata (ml); V_A = a talajoldat térfogata (ml); m_B = a talaj szárítási súlyvesztése (g); ^{w}TM = a nedves és a száraz talaj súlyaránya (%).

2.4.3. A mikrobiális biomassza szén meghatározása

A mikrobiális biomassza (MBC) meghatározást a kloroformos fumigációs-extrakciós módszerrel (Vance et al. 1987) végeztük. A meghatározás azon az elven alapul, hogy a kloroformos fumigálás/gőzölés hatására a mikroszervezetek lizálnak, sejthártyájuk felszakad, így szerves anyaguk a talajba kerül. Párhuzamosan, minden egyes talajmintából egy fumigált és egy nem fumigált meghatározást végzünk. A fumigált és nem fumigált talajminták K_2SO_4 oldattal kivont szerves anyagának különbsége adja a mikrobiális C-t, amihez szükséges még egy átszámítási faktor, amit 0,38-nak határoztak meg. A két párhuzamos különbségét ezzel osztjuk, így kapjuk meg az MBC értéket. Analitikai vizsgálataink során nem volt lehetőség a konverziós faktor (k_{EC}) meghatározására. Az eredeti, 0,38-as faktor mellett leggyakrabban használt 0,45-ös értékkel végeztük a számításokat (Wu et al. 1990). A módszer előnyei: gyors, olcsó, a kivont anyag tovább elemezhető (Hofman et al. 2000).

A fumigált minták esetében az extrahálást fumigálás előzi meg. 20g talajmintát 24 órára deszikkátorba helyezünk, vákuumot keltünk, aminek következtében a kloroform ($CHCl_3$) forrásba jön, a talajminták átítatódnak gőzével. A deszikkátort sötét helyre rakjuk. 24 óra elteltével leszívátjuk ($5 \times 2'$) a kloroformot, előkészítjük a mintákat a K_4SO_4 -os kivonásra.

A fumigálatlan minták esetében nincs kloroformos fumigálás, ez a szakasz kimarad. 20g talajmintát közvetlenül 80 ml 0,5 M K_4SO_4 oldattal extrahálunk rázólabdikban, átfordulás rázatógépen (60 rpm/ 45'), majd az extraktumot szűrőpapírral szűrjük. Mivel nem szabadul fel a sejtek szerves anyaga, a meghatározott szerves C a talaj mikroorganizmusokon kívüli (extracelluláris) szerves anyagát jelenti, jelölése: C_{ext} .

Erlenmeyer labdikban 8 ml szűrlethez 2 ml 66,7mM $K_2Cr_2O_7$ oldatot és 15 ml cc. kénsav/foszforsav 2:1 elegyet, lehűlés után 20 ml desztillált vizet adunk. A dikromát ($K_2Cr_2O_7$) eloxidálja a szerves anyagot. 5 csepp 1/40 M ferroin indikátor hozzáadását követően 40 mM vas (II)-diammónium-szulfáttal (Mohr-só) visszatitráljuk a savmaradékot. Az MBC meghatározása a következő egyenletekkel történt:

1 ml oldatban lévő 1 μg C kiszámítása: $C_{\mu g/ml} = ((V_H - V_S)/V_H) \cdot M \cdot P_D \cdot E \cdot 1000 / P_S$
ahol:

V_S = a mintára fogyott titráló oldat (ml) ; V_H = a vakoldatra fogyott titráló oldat (ml);
 M = a $K_2Cr_2O_7$ oldat normalitása (0,4); P_D = a $K_2Cr_2O_7$ oldat mennyisége (2 ml); P_S = a
minta mennyisége (8 ml); E = a szerves C szédioxiddá alakulás konverziós faktora (3).

1 kg talajban lévő 1 μ g C kiszámítása: $C_{\mu g/kg} = (P_K + S_W) / D_W$

ahol:

P_K = a kivonószer térfogata (ml); D_W = a talajminta száraz súlya (g); S_W = a talaj
víztartalma (ml).

2.4.4. A humusz meghatározása

A talaj szerves szén (TOC) meghatározását Tyurin módszere alapján végeztük (Győri és mtsai. 1994). 0,2 g talajhoz 10 ml 0,4 N dikromátot adunk, majd 5 percig forraljuk, mialatt a szerves anyag eloxidálódik. A káliumdikromát savas közegben erélyesen oxidál, a felszabaduló O_2 a szerves anyagban lévő C-et oxidálja. Lehűlés után az oldatot desztillált vízzel 100 ml-re hígítjuk. 20 csepp cc. H_3PO_4 , és 10 csepp kénsavas difenil-amin indikátor hozzáadását követően 0,2 N Mohr-sóval végezzük a titrálást. A lúggal az oxidálásban részt nem vett káliumdikromátot mérjük. A TOC kiszámítására az alábbi egyenletet használtuk:

$$C \% = (A \cdot f_1 - B / 2 \cdot f_2) \cdot 0,0012 \cdot 100 / b$$

ahol:

A = talajhoz adott 0,4 N kálium-dikromát (ml); B = fogyott 0,2 N Mohr-só (ml);

f_1 = dikromát oldat faktora; f_2 = Mohr-só faktora; b = talaj (g).

2.4.5. A felvehető foszfor és a kálium meghatározása

A talaj felvehető foszfor tartalmának meghatározását Magyarországon 3,75 pH-jú ammóniumlaktát-acetát extraktáns oldattal végzik. Előnye a reprodukálhatóság, gyors, nagy sorozatokban végezhető. A kivont foszfát koncentráció a növények által felvehető foszfornak felel meg. A meghatározást Egner et al. (1960) módszere szerint végezték a Veszprémi Egyetem GMK Földművelési Tanszék laboratóriumában. 4 g talajhoz 1:20 arányban 100 ml kivonószerrel öntünk, 2 óra hosszan rázógépen rázatjuk. Leszűrjük, 10 ml szűrlethez 20 ml kénsavas ammónium-molibdenátot, majd összerázás után 2 ml aszkorbinsavas ón-kloridot adunk. Desztillált víz hozzáadását követően ismét jól felrázzuk az oldatunkat. A reakció eredményeként kék színű foszfor-molibdenát komplex keletkezik, aminek fényáteresztő-képességét 30 perc eltelté és 4 órán belül mérhetjük le spektrofotométeren (660 nm). Az

ammónium-laktát esetsavas oldattal kapott szűrletből végezzük a felvehető K meghatározást is. A módszerrel, 1:20 talaj:kivonószer arány esetében a felvehető K 75-90%-át kapjuk meg. A transzmissziót lángfotométerrel mérjük (766 nm). A felvehető K a talajoldatban oldott állapotban, valamint a kolloidokon kicserélhető formában lévő K ionokat jelenti (Buzás et al. 1988; Patócs 1987).

2.4.6. A kémhatás meghatározása

A talaj kémhatását a Földművelési Tanszék laboratóriumában légszáraz talajból készített, 1:2,5 talaj:oldat arányú szuszpenzióban határozták meg semleges só oldatban (KCl). A kolloidok felületéhez kötött protonok az oldatba kerülnek (potenciális savasság). A talaj savanyúságának növekedésével az aktív savassághoz - tehát a talajoldat savanyúságához - képest egyre kisebb értéket kapunk (Buzás et al. 1988).

2.4.7. Terméselemzés

A terméseredmények vizsgálatok a tartamkísérlet 2000-2006 közötti időszakra vonatkozó termésértékeivel számoltunk. A 7 év (2000-2006) kumulált terméselemzése lehetővé teszi a kezelések hatására beállt talaj-termékenységbeli állapotok viszonylag pontos elkülönítését. A labilis szerves C-frakciók (HWC, MBC) meghatározása miatt szükségessé vált a 2004-2006-os időszak terméseredményeinek analízise is. A burgonya-termést gabonaegységre (G.E. t/ha) átszámítva, 0,3 faktorial felszorozva értékeltük ki (Németh 1995).

2.5. Statisztikai értékelő módszerek

A vizsgált paraméterek adatainak összehasonlítására varianciaanalízist (ANOVA), post hoc tesztként LSD és Duncan-tesztet végeztünk. A táblázatokban és az ábrákon az eltérő betűjelek szignifikáns eltérést jelentenek. A mezőgazdasági statisztikában többnyire 5%-os szignifikáns differencia ($SzD_{5\%}$) értékkel dolgoznak. Emellett, korrelációvizsgálatot, regresszóanalízist végeztünk. A statisztikai vizsgálatokat SPSS 9.0 for WINDOWS, valamint MS Excel program segítségével hajtottuk végre. Ismétlésenként 11, az első 3 ismétlésre vetítve 33 kezelést elemeztünk ($n = 33$), azonban, a kezelésfajták szétválasztásával a mintaszám az istálló-, a műtrágyázásban és a növényi melléktermék leszántásos kezelések vizsgálatoknál $n=12$ volt. A dolgozatomban jelzem, ha a vizsgált paraméter-szám eltér. A statisztikai kiértékelésekben nagy segítségemre volt Sváb *Biometriai módszerek a kutatásban* című könyve (1981).

3. EREDMÉNYEK ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

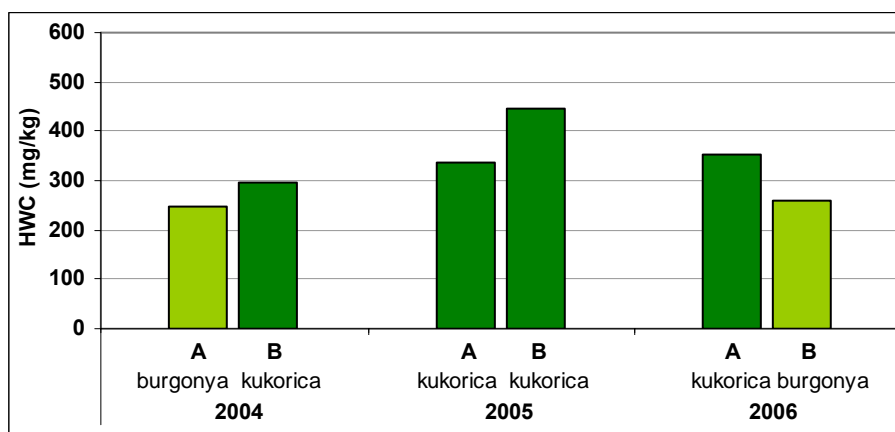
3.1. Labilis szerves szén frakciók

3.1.1. A forróvíz-oldható szén a kezelésekből

Az azonos mintavételi időszak ellenére, a vizsgált kezelésekből jelentős különbségeket állapítottunk meg. A koncentrációs értékeket elsősorban a talaj (Albert 2001; Körschens et al. 1998) és az éghajlati tényezők (Leinweber et al. 1995) határozzák meg, de a talajművelés (Zhang et al. 2006), a trágyázás (Albert 2001; Leinweber et al. 1995; Schulz et al. 2002; Schulz and Körschens 1998) és kultúrnövény szerepe sem elhanyagolható (Blair et al. 2006b; Chan and Heenan 1999; Landgraf et al. 2003).

A dolgozat témája - a forró-vizes kivonás alkalmazhatóságának vizsgálata - azonban legfőképpen a kezelés-hatások kimutatására, összehasonlítására korlátozódik.

A talaj szerves anyagának labilis része gyorsan változik. A labilis rész kis részét képező forróvíz-oldható frakció érzékenyen reflektálja a talajt ért hatásokat. A vizsgált időszakban burgonya és kukorica szerepelt a vetésciklusokban. A növények eltérő stressztűrő-képességűek, elővetemény-hatásuk, trágyareakciójuk, tápanyag-felvételi dinamikájuk, így fejlődésük és a labilis frakcióra gyakorolt hatásuk is más, valamint - az időjárás évről-évre változó jellege miatt - az évek során is változik. A két növény közötti különbség, egyfelől a burgonya korábbi betakarításával - így korábban megindult lebomlásával - és kisebb gyökérzetével magyarázható. A csapadékatatok és a mérési eredmények között szintén kapcsolatot figyelhetünk meg. A vizsgálati időszak során mért eltérő HWC koncentrációkat a 4. Ábra jól szemlélteti.



4. Ábra: A HWC-frakció a kezelésekből átlagában

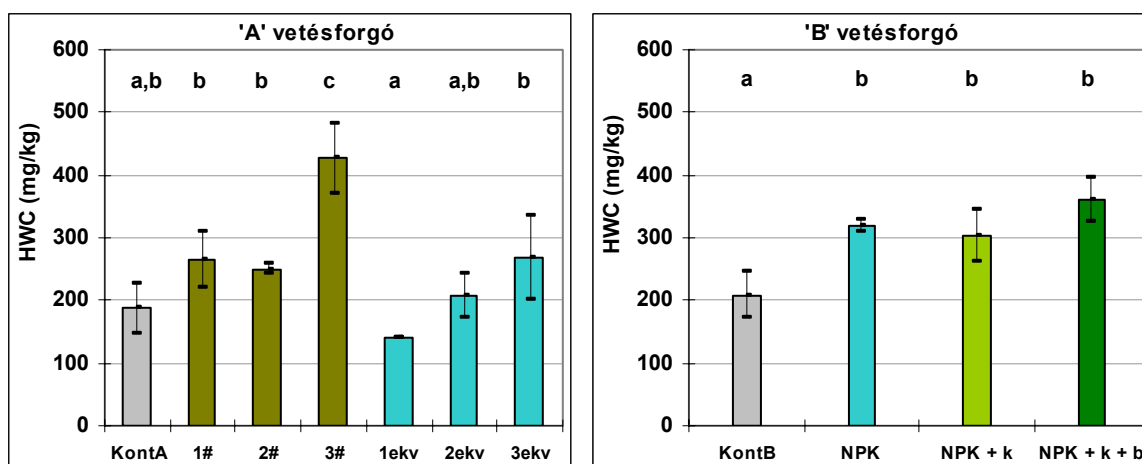
A 2005-ös év volt a legcsapadékosabb, akkor mértük a legmagasabb HWC-koncentrációt is. 2006 csapadékos, míg 2004 kissé csapadékos év volt (8., 9. Táblázat). Magyarországon az évhatást a csapadék határozza meg, amit a növény és az elővetemény hatása követ.

A vetésforgó évente változó növényi összetétele miatt az évhatás, elővetemény-hatás nem vizsgálható, mivel a kettőt nem lehet különválasztani 3 év és 2 növény kapcsolatában.

A 2004. évi talajminták HWC meghatározása alapján megállapítható, hogy a kezelések között matematikailag igazolható különbségek alakultak ki. Az 'A' vetésforgóban az istállótrágyázás (168%) a műtrágyázáshoz (110%) képest jelentősebb hatású volt. A 3# - leghatékonyabb kezelésként (228%) - a kontrolltól, valamint a többi kezeléstől szignifikánsan eltért. A többi kezelés nem különbözött jelentősen a kontrolltól ($SzD_{5\%}=74,61$). A kontrollhoz képest az 1#-, 3#-, és a 3ekv-kezelés $SzD_{10\%}=61,27$ mellett szignifikánsan nagyobb értéket adott.

A 'B' vetésforgóban a kezelések szignifikánsan magasabb értéket adtak a referenciakezelésnél ($SzD_{5\%}=62,88$). A szármaradvány-kezelések 6%-kal adtak magasabb értéket a csak NPK-kezeléséhez képest. A legkedvezőbb (172%) kezelés az NPK+k+b volt, $SzD_{10\%}=50,71$ mellett az NPK-kezelésnél igazoltan nagyobb HWC érték kialakulását eredményezte (5. Ábra, Melléklet: 1. Táblázat).

A regresszió-analízis a hatóanyagszintek és a HWC kapcsolatát a szerves és szervetlen kezelésekben az $y=0,0128x^2-0,0851x+201,25$ és az $y=0,014x^2-1,1443x+181,23$ egyenlettel írta le. A determinációs koefficiens, $R^2=0,75$, ill. 0,58. Az istállótrágyázás tehát 75, a műtrágyázás 58%-ban határozta meg a HWC-t. A maradék egyéb tényezőknek - a növénynek, az évhatásnak - tudható be (Melléklet: 1. a), b) Ábra).

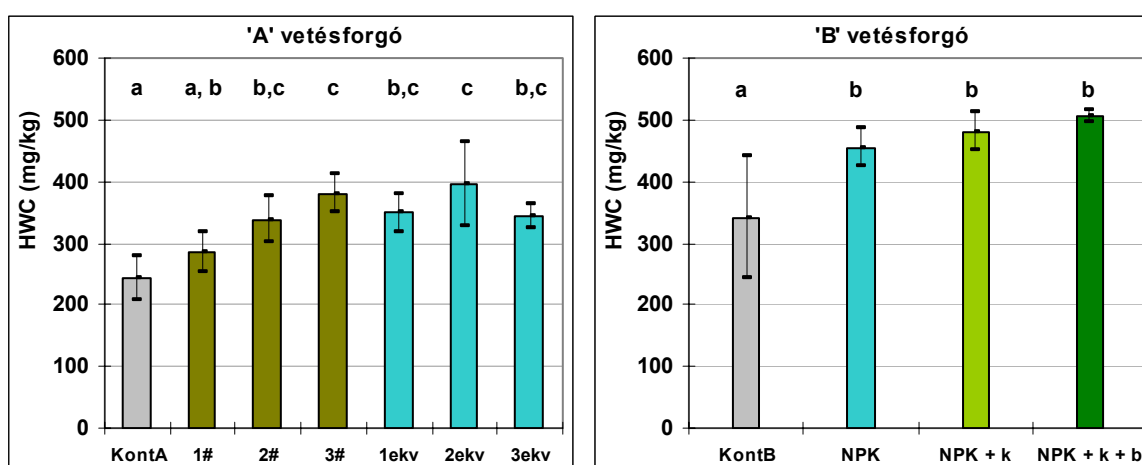


5. Ábra. A HWC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004)

A 2005. évben, az azonos időszakban végrehajtott mintavételezés ellenére eltérő HWC értékeket kaptunk, de a kezelések hatása ismét igazolt volt. A műtrágyázás (149%) az istállótrágyázáshoz (138%) képest nagyobb HWC értéket adott. A kontrollhoz képest - 1# kivételével - a kezelések szignifikánsan magasabb értékeket eredményeztek ($SzD_{5\%}=68,62$). A műtrágya-dózisok között nem, de az 1#- és a 3#-, ill. a kétfajta kezelés viszonyában is jelentős eltérések voltak megállapíthatók ($SzD_{5\%}=68,62$, $SzD_{10\%}=56,35$). A legkedvezőbb értéket ez évben a 2ekv-kezelés eredményezte (163%), amitől a 3# hatása nem sokkal maradt el (157%).

A 'B' vetésforgóban szintén igazolt különbségek alakultak ki. A kontrollnál minden kezelés igazoltan magasabb HWC értékeket adott ($SzD_{5\%}=102,45$). Az NPK+növényi melléktermék-kezelések a csak NPK-hoz képest 11%-kal nagyobb értéket adtak. A leghatékonyabb kezelés ezúttal is az NPK+k+b (148%) volt (6. Ábra, Melléklet: 2. Táblázat).

A regresszió-analízis szerint a hatóanyagszintek és a HWC kapcsolata az 'A' vetésforgó szerves és szervetlen kezeléseiben az $y=1,0567x+242$ és az $y=-0,0205x^2+3,4945x+240,94$ egyenlettel írható le. $R^2=0,77$, ill. $0,70$ (Melléklet: 2. a), b) Ábra).



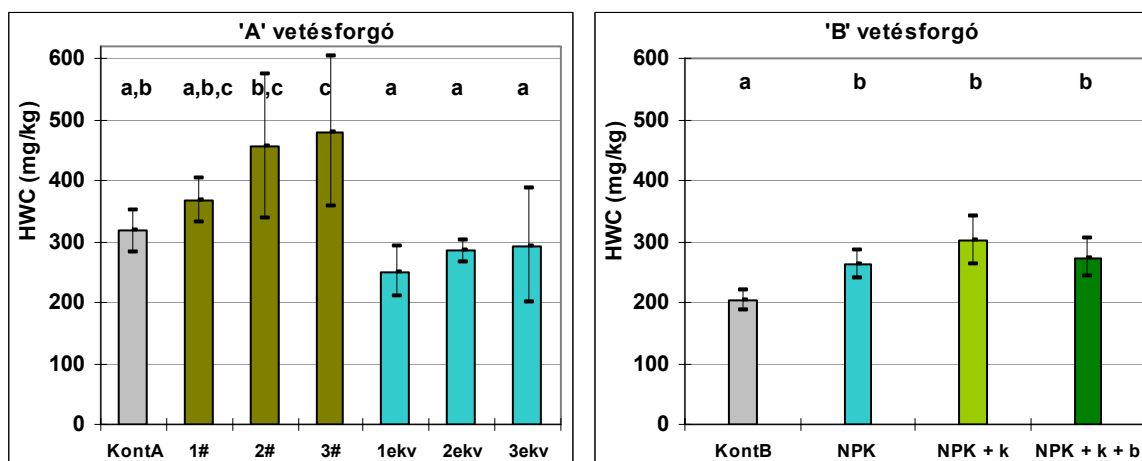
6. Ábra. A HWC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005)

2006-ban az istállótrágyázás a műtrágyázásnál nagyobb hatással bírt a HWC-frakcióra (137% és 87%). A kontrolltól szignifikánsan csak a legkedvezőbb értéket adó 3#-kezelés (151%) tért el ($SzD_{5\%}=135,89$). A 3#-kezelés a tőle nem sokkal kisebb 2#-kezeléssel együtt - $SzD_{10\%}=111,60$ mellett - az 1#-kezelés kivételével igazoltan nagyobb értéket adott a műtrágya-kezeléseknél és a kontrollnál. A műtrágya-kezelések egymástól kis mértékben tértek el.

A 'B' vetésforgóban, ebben az évben is igazolt különbségek alakultak ki. A kontrollhoz képest mindhárom kezelés szignifikáns hatással volt a HWC-koncentráció emelkedésére ($SzD_{5\%}=53,09$). A szármaradvány-kezelések átlagban 13%-kal adtak nagyobb értéket a csak

ásványi hatóanyagú kezelésnél. Ez évben az NPK+k bizonyult a leghatékonyabb (149%) kezelésnek (7. Ábra, Melléklet: 3. Táblázat).

A regresszió-analízis a hatóanyagszintek és a HWC kapcsolatára az 'A' vetésforgó szerves és szervetlen kezeléseiben az $y=-0,0034x^2+1,7547x+312,51$ és az $y=0,0099x^2-1,3978x+311,72$ egyenletet adta. $R^2=0,43$, ill. $0,15$ (Melléklet: 3. a), b) Ábra).



7. Ábra. A HWC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2006)

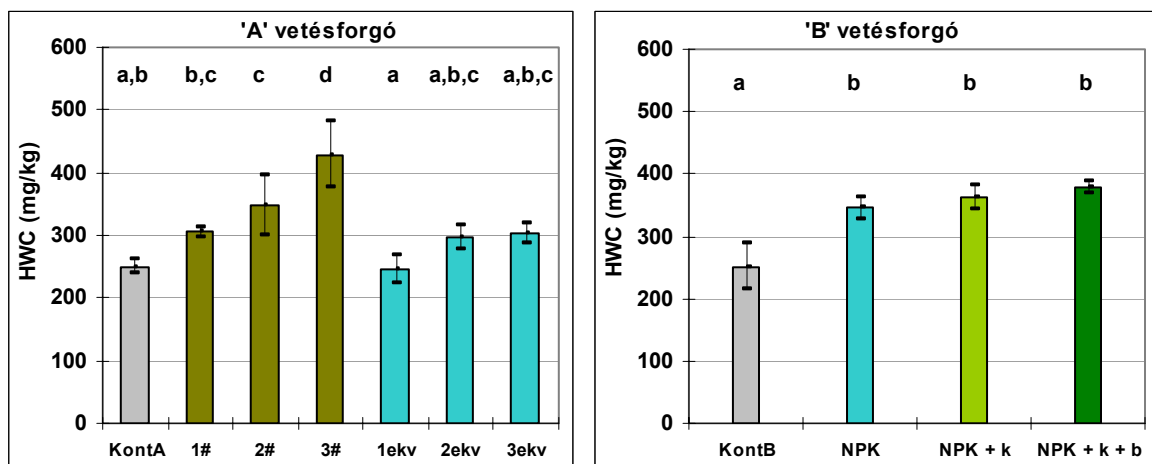
A tartamkísérlet HWC-frakcióra vonatkozó 3 év analitikai méréseinek és statisztikai kiértékelések eredményeit a 8. Ábra mutatja. Az 'A' vetésforgóban a kezelések 99-172%-kal módosították a HWC-t a referencia-parcellához képest. Az emelkedő hatóanyag-mennyiségek hatása a koncentráció-értékekben jól kifejeződik, a kapcsolat egyenes arányossággal írható le. A műtrágya- és az istállótrágya-kezelések a kontrollhoz képest 13 és 45%-kal adtak nagyobb értéket, ami 32%-os eltérés a kétféle kezeléstípus viszonyában. Az istállótrágyázás mindhárom hatóanyag szinten nagyobb HWC érték kialakulásához vezetett (24, 21, 49%). Egy korábbi cikkünkben hasonló arányt publikáltunk, az istállótrágyázás az ásványi formában kiadott hatóanyaghoz képest 20%-kal magasabb értékhez vezetett (Hoffman et al. 2005).

A kezelések között szignifikáns különbségek alakultak ki. A legkisebb értéket az 1ekv eredményezte (99%). A kontrollhoz képest a 2#- és a 3#-kezelés szignifikánsan nagyobb érték kialakulásához vezetett. A 2ekv és a 3ekv szintén nagyobb értéket adott, de a különbség nem volt jelentős. A 2#-kezeléshez képest a 3#-kezelés szignifikánsan megemelte a HWC-koncentrációt. A szerves- és a mű-trágyázás kapcsolatában a három istállótrágya-dózis és az 1ekv, valamint a három műtrágya-dózis és a 3#-kezelés között szignifikáns eltérést mutattunk ki ($SzD_{5\%}=52,69$).

A 'B' vetésforgóban a kontrollhoz viszonyítva mindhárom kezelés szignifikánsan eltért ($SzD_{5\%}=43,9$). A növényi melléktermékek aláforgatása enyhén (10%-kal) magasabb HWC-szintet jelentett a csak műtrágya-kezeléshez képest.

A legnagyobb növekedés a 3#- és az NPK+k+b-kezelés, tehát a legnagyobb szerves inputok hatására következett be (172 és 151%). A legkisebb eredményt az 1ekv szolgálta. A 44 -38 - 49 kg N - P₂O₅ - K₂O kg/ha hatóanyag nem volt elegendő a labilis frakció növeléséhez, ill. ahogyan az a TOC-vel való összevetéséből kiderült, a szerves anyag fenntartásához. Így a kis műtrágya-adag eredményessége a kontroll-kezeléshez hasonlítható (Melléklet: 4. Táblázat).

A regresszió-analízis a hatóanyagszintek és a HWC kapcsolatát az 'A' forgó szerves és szervetlen kezeléseiben az $y=0,0031x^2+0,9088x+251,92$ és az $y=0,0012x^2+0,3175x+244,63$ egyenlettel írja le. $R^2=0,82$, ill. $0,62$ (Melléklet: 4. a), b) Ábra).



8. Ábra. A HWC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004-2006)

Ahogy Kismányoky (1993b) is megállapította, műtrágyázással a talaj humusztartalma szinten tartható, szerves anyag leszántásával viszont növelhető. A talajba dolgozott szerves anyag jelentős könnyen bomló frakció-növekedést eredményezett. Az istállótrágya szalmája könnyen bomló anyag, aminek nagy része cellulóz. Lebomlása hozzájárul a HWC koncentrációhoz (Summerell and Burgess 1989). A búzaszalma és a kukoricaszár aláforgatása tartamhatásából kifolyólag szintén (+)-an hatott a HWC szintre (Cookson et al. 1998; Fioretto et al. 2005; Summerell and Burgess 1989).

Azonos kezeléseken, valamint a kezeléstípusok között is nagy a variabilitás. A kezeléshatás helyes megállapításához tehát hosszabb időszak mérésorozata szükséges. Ezt az időjárás évről-évre változó jellege, a vetésforgóban szereplő kultúrnövény, illetve a talaj

heterogenitása magyarázza. A szerves kezelések hatása minden évben stabilnak mutatkozott, az istállótrágya (168, 138 és 137%) és a szármaradvány-kezelések (159, 144, 142%) hasonló mértékben tükrözték a kezeléshatást. A műtrágyázás ennél sokkal változatosabb volt, nagyfokú fluktuáció jellemezte (110, 149, 87%) mivel a növényre, fiziológiájára, a gyökérváladék-, a biomassa-képzésére hat. A szerves input viszont a növényi biomasszán felül visszamaradó, lebomló szerves anyagot jelent. Érdekes, hogy a vizsgálatok első évében a szerves kezelés mindkét forgóban magas értéket adott (168 és 159%). Ez az előző évi szárazsággal és a talajban maradt, felhasználatlan tápanyagokkal, valamint a 2002 és 2003-es év során termesztett őszi búza elővetemény hatásával magyarázható. Mivel az őszi búza talaját nem vizsgáltuk, ennek indoklása további vizsgálatot igényel.

Figyelembe kell venni azt a tényt is, hogy a kontroll parcellák talajában - a TOC-hez képest - a labilis, forróvíz-oldható frakció mennyisége szintén jelentősen változott az évek során. A trágyázatlan parcella a természetes termékenységet tükrözi. Az évhatás, az elővetemény-hatás, az adott növény talajra gyakorolt hatását mérhetjük, mivel a kezelések nem fedik el a növénytermesztés közvetlen hatásait. Jelentős volt a HWC fluktuációja. Az 'A' forgóban 30%-kal, majd a következő évben további 30%-kal emelkedett a HWC szintje. A 'B' forgóban 64%-kal nőtt, majd annak 60%-ára csökkent. 2004-ben, burgonya és kukorica alatt a két vetésciklus kontroll kezelése hasonló értéket adtak (187 és 208 mg/kg). 2005-ben nagy volt az eltérés (243 és 342 mg/kg), ami azért érdekes, mert kukorica volt mindkét forgóban. A jelentős - 40%-os - különbség oka valószínűleg az elővetemény-hatás. 2006-ban ismét nagyon eltérő értékeket (318 és 203 mg/kg) mértünk. Ekkor az 'A' forgóban kukorica, a 'B'-ben burgonya szerepelt. A három év átlagában a vetésciklusok kontroll értékei 249 és 251 mg/kg, átlagban kerekén 250 mg/kg HWC-t értéket adtak (3. Ábra, Melléklet: 1-4. Táblázat).

A burgonya kisebb HWC szintet ad, mint a kukorica. A kezelések átlagában 255 és 340, míg a kontrollban 195 és 278 mg/kg-ot mértünk. A burgonyának a HWC szintre gyakorolt kedvezőtlen hatása kisebb talajtérfogatot beszótt gyökérzetével és azzal magyarázható, hogy a mintavételezés előtt 1-1,5 hónappal a gumótermés betakarításra került. A betakarítás talajmozgatással, a talaj átlegegőztetésével járt, a szerves maradvány lebomlása során a könnyen bomló frakció jelentősen lecsökkent. A kukorica esetében az első két évben a még learatatlan állomány alól, a harmadik évben nem sokkal aratást követően, kukoricatarlóról történt a parcellák megmintázása (Melléklet: 4. Táblázat).

A rövid távú megfigyelés, és a rendelkezésünkre álló kevés adat - azzal együtt, hogy burgonya csak kétszer szerepelt a 3 év alatt, de nem egyazon forgóban -, nem teszi lehetővé egzakt, messzemenő következtetések levonását.

3.1.2. A forróvíz-oldható szén, az összes szerves szén és a talajtermékenység

Körschens és Schulz (1999) közép-európai, nagyszámú vetésforgó és monokultúra tartamkísérletekből nyert adatok feldolgozásával, a HWC meghatározásával szerves anyag-tartalmuk alapján kategorizálta a talajokat (25. oldal). Az összefüggés alapja az, hogy HWC növekedésével a talaj összes szerves anyaga, ezzel együtt a termékenysége is növekszik.

A keszthelyi tartamkísérlet kiválasztott kezeléseiből, a három éves mérésorozat átlagértékei alapján a következőket állapíthatjuk meg:

A koncentráció értékek elhelyezhetők a 200-400 mg-os keretben. Alacsony értéket az 'A' vetésforgóban a kontroll és az 1ekv kezelés képvisel. A talaj szerves anyagának csökkenését jelzik, mivel HWC-tartalmuk alig haladja meg a 200 mg/kg értéket. Közepes értéket a 2ekv és a 'B' forgó kontroll kezelése képvisel. Az 1# és a 2#, a 3ekv, valamint az NPK, az NPK+k és NPK+k+b kezelés a magas, míg a 3# kezelés a nagyon magas szervesanyag-ellátottsági osztályba sorolható. 400 mg/kg feletti értékek esetében környezet-szennyezésre következtethetünk, míg a 200 mg/kg-os alsó határérték a talajtermékenység kimerülését jelzi. Belátható, hogy némely kezelés (KontB, 2ekv és 3ekv) besorolása nem egyértelmű. A szerves kezelések a magasabb, a műtrágya-kezelések az alacsonyabb szervesanyag-ellátottsági kategóriákba sorolhatók (9. Ábra).





Az 'A' és a 'B' vetésforgó kontroll-kezeléseinek 249 és 251 mg/kg HWC értékei kereken 250 mg-os átlagértékek adtak. A 250 mg az alacsony és a közepes ellátottság határát jelzi. Figyelembe kell vennünk, hogy Körschens és Schulz (1999) különböző talajtípusokon beállított közép-európai tartamkísérletből nyert adatsor értelmezésén alapuló kategorizálása mesterkéltnél, a kategóriák elkülönítésénél kerek számokat használtak, és a kategorizálás is csak körülbelüli besorolást tesz lehetővé.

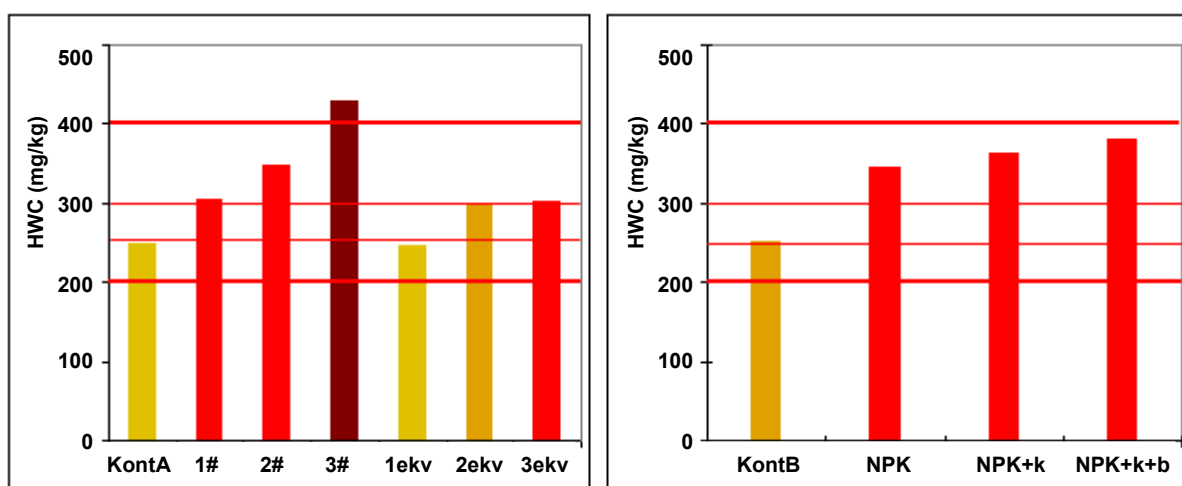
Három évről vannak adataink. A kezelés-hatások pontosabb meghatározásához hosszabb időszak szükséges. A kategóriák pontosabb elkülönítése ezt követeli meg. Kukorica és burgonya alól vett talajminták kiértékelésével rendelkezünk. Őszi búza ezt megelőzően szerepelt két éven keresztül mindkettő vetésforgóban. Kérdéses, hogy a búza milyen irányba tolná el az átlagértékeket, illetve - mint elővetemény - milyen hatással volt a következő évi, a burgonya és kukorica növény által nagyban meghatározott HWC értékekre. Látható, sőt igazolt, hogy a kezelések statisztikailag szignifikáns eltérések kialakulását idézték elő, illetve a kezelések elhelyezhetők a 200-400 mg/kg-os keretben.

A kontroll-kezelések kereken 250, a műtrágyázás 281, az istállótrágyázás 361 mg/kg HWC közép-értéket adott, ami 40, 32 és 21 mg-mal magasabb HWC koncentrációt jelentett a német kísérletek átlagánál. Azokhoz, tehát nagyon közeli értékeket kaptunk. Körschens és Schulz

(1999) a szármaradvány leszántás hatásának vizsgálatát nem vette górcső alá. Tartamkísérletünkben ez a kezelés a 379 mg/kg-os HWC átlagával a legmagasabb értéket képviselte.

A szerves anyag-ellátottság és a HWC (mg/kg) kapcsolata:

- | | | |
|-------------------|-----------------|---|
| ▪ nagyon alacsony | < 200 mg/kg | |
| ▪ alacsony | 200 – 250 mg/kg |  |
| ▪ közepes | 250 – 300 mg/kg |  |
| ▪ magas | 300 – 400 mg/kg |  |
| ▪ nagyon magas | > 400 mg/kg |  |



9. Ábra. A HWC és a talajok szerves anyaggal való ellátottsága közötti összefüggés

3.1.3. A forróvíz-oldható szén aránya az összes szerves szénhez

Vizsgálataim szerint - a három év átlagában - a HWC a TOC 3,38%-át képezte. Az évek sorrendjében: 2,76, 3,87, 3,28%-ot határoztunk meg. Az 'A' és 'B' vetésforgó kontroll-parcelláiban kapott értékek (2,89% és 2,97%) képezik a legkisebb - 3,0% alatti - arányt.

Az istállótrágya-adagok hatására arányosan növekedtek az arányszámok, mindhárom hatóanyag-szinten nagyobb értéket eredményeztek. A 3#-kezelésben a HWC a TOC 4,06%-a. A műtrágyázás esetében viszont a 2ekv adta a legnagyobb - 3,39%-os - értéket. Az NPK (a 'B' vetésforgóból) kezelés beilleszthető a sorba, nagyságrendileg a legnagyobb értéket képviselte a műtrágya-kezelésekben. Átlagban, az istállótrágyázás 3,6, a műtrágyázás 3,16, míg a szármaradvány-kezelés a kettő közötti, 3,45%-os értéket vett fel (Melléklet: 5. Táblázat).

A műtrágyázás a nagyobb növényi biomasszán keresztül növeli a talaj szerves anyagának mennyiségét (Blair et al. 2006b; Schulz and Körschens 1998). A szerves kezelésekkel

elősegítjük a humusz, azon belül is a labilis frakció növekedését. A szokványos istállótrágya-adagokkal is jelentős, de a gyepterület értékét el nem érő, könnyen lebomló szerves frakció-növekedést érhetünk el. Extrém nagy adagú - 200 t/ha - friss istállótrágya a labilis C-nek a gyepterületnél is nagyobb mértékű növekedéséhez vezetett. Talajszennyező hatása azonban környezetvédelmi problémát jelent (Blair et al. 2006b, Schjønning et al. 2004).

A gyepek esetében az arány 4,9%, itt a HWC-t 669 mg/kg-nak és a TOC-t 1,36%-nak határoztunk meg. A kezelésekhez képest a TOC 142%-kal, a HWC jelentősebben, 209%-kal több. A HWC - mint könnyen bomló szerves frakció - gyarapodása nagyobb mértékű, 269 mg/kg-mal meghaladta a szántóföldi talajokra vonatkozó felső szintet. A bolygatatlan talaj több szerves anyagot raktároz, a talajművelés felhagyásával elsődlegesen a labilis szerves frakció növekszik, a mikro- és a makroaggregátumokba zártan (Füleky és Filep 1999; Molina et al. 2001), a 20 µm alatti ásványszemcsék felületén (Hassink 1996; Körschens 2002) stabilizálódva. A nagyobb HWC-tartalom több TOC-ra, annak növekedésére utal (Bankó et al. 2007; Kubát et al. 2004). Műveletlen talajban az aggregátumok épek maradnak, a labilis frakció felhalmozódik (Jastrow 1996; Tan et al. 2004; Tiessen and Stewart 1983), így nem jelent környezetvédelmi rizikót a nagy mennyiségű, könnyen bomló szerves anyag.

A szántóföldi művelés során a humusz mennyisége jelentősen lecsökken, majd stabilizálódik, állandó szinten marad (Kismányoky 1993b; Körschens 1998; Nyíri 1993a). A védett szerves vegyületek lebont-hatósága az agyag és iszap kötött, a mikroaggregátumokon belüli és a szabad szemcsés szerves anyag sorrendben nő (Carter 2002; Liao et al. 2006).

A levonható következtetés az, hogy a HWC - mint labilis szerves C - aránya az összes szerves C-hez képest a kiadott inputokkal növekszik. Ezt alátámasztja a gyepterületből kapott jóval nagyobb arány is (4,9%), illetve az, hogy a HWC a TOC-nál nagyobb mértékű gyarapodáson ment át az elmúlt bő négy évtized során.

3.1.4. A labilis szerves szén

Schulz (1997, 2002, 2004) a talaj szerves anyag lebontható részét a HWC 15-el történő felszorozásával határozta meg. A HWC %-os értéke alapján így megadható a labilis szerves C aránya az összes szerves C-hez képest. A szorzószám empirikus érték.

A labilis rész a kontroll-kezelésekben a legkisebb - alig 40% feletti -, míg a szerves kezeléseknél a legnagyobb. Az istállótrágyázásban a három hatóanyag-szinten 49-ről 60%-ra növekszik. A növényi melléktermék kezeléseknél 51%, míg a műtrágyázásban - az NPK kezelést is beszámítva - 43 -52% között értékeket kaptunk.

A humuszt régebbi módszerek alkalmazásával 65-75%-nak határozták meg. Ha előzőleg savas roncsolással a könnyen bomló frakciókat eltávolították, talajtípustól és szerves anyagtól függően 37-41, 42-55%-nyi humusz-tartalmat analizáltak. A különböző módszerek hasonló értéket adtak (Nandasena 1990). Körschens és mtsai. (1998) szerint a trágyázatlan talajokban a talaj szerves anyagát a stabil szerves C-frakció (humusz) képviseli, mivel a növénytermesztés során a könnyen bomló szerves anyag szinte teljes mértékben ásványosodik.

A négy évtizedes növénytermesztés eredményeként a kontroll TOC tartalma csak kismértékben változott. A HWC alapján számolt labilis rész itt volt a legkisebb, 43%. A 3# kezelésben 60, míg a gyeptalajban az érték 74%-ra emelkedett (Melléklet: 6. Táblázat). A lebontható frakció közvetlenül utal a talaj termékenységére. Könnyen bomló anyagként tápanyagokkal látja el a növényeket, kiemelten fontos a növények tápanyagellátása szempontjából, energiaforrás a talaj mikroszervezetei számára, így a talaj termékenységét alapvetően meghatározza. Előrejelzi a talaj szerves anyagának (+) vagy (-) irányú módosulását (Körschens et al. 1998).

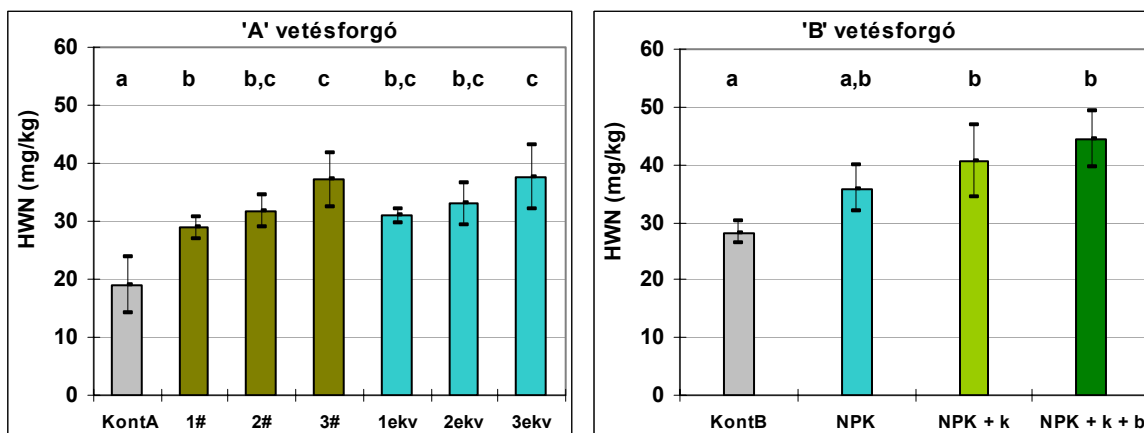
3.1.5. A forróvíz-oldható szén és nitrogén kapcsolata

A HWN és a HWC együttes meghatározására 2005-ben került sor, az analízis a júliusi és az októberi talajmintákból történt. Mindkét vetésforgóban kukorica volt a jelzőnövény. Helyszűke miatt, a két mérés átlagát értékeltem ki. A HWN részletes adatsora a Melléklet: 7., 8. és 9. Táblázatában látható. A HWN időbeli dinamizmust mutatott, az őszi értékek relatív százalékban, átlag 23%-kal voltak magasabbak. Számértékben kifejezve a két mérés 30,3 és 36,4 mg/kg-os középértéket jelentett.

Ugyanígy, HWC esetében is az őszi minták adtak nagyobb értékeket. A nyári meghatározás 264, míg az őszi 370 mg/kg-os középértéket adott. (Melléklet: 10., 2., 11. Táblázat). Az eltérés 48%-os volt, tehát a szerves C-t nagyobb mértékű növekedés jellemezte, mint a N-t. A könnyen bomló szerves kötésekben lévő N intenzív felvételére következtethetünk a vegetatív időszak második felében. A HWC és HWN ráta is időbeli eltérést mutatott. Júliusban 8,4, míg októberben 10,3 arányt (átl. 9,3) állapítottunk meg.

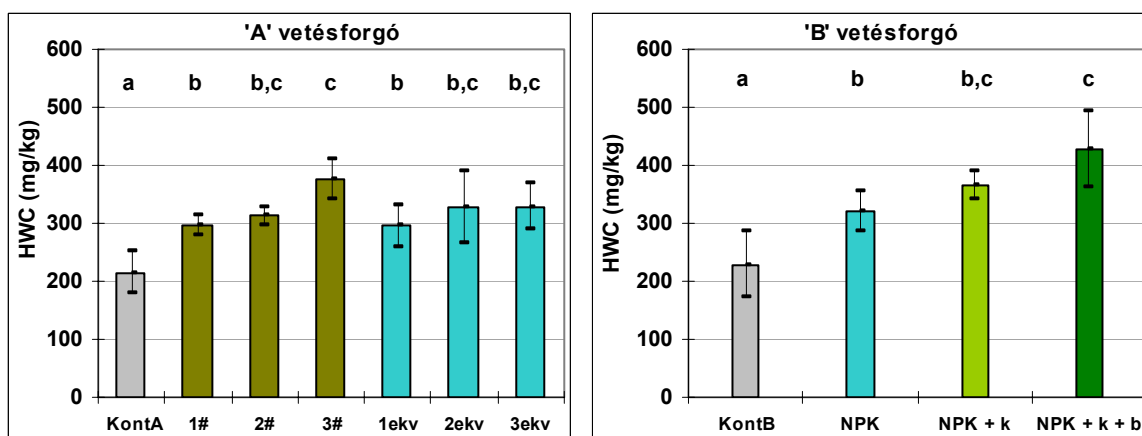
Az 'A' vetésforgóban a kontrolltól minden kezelés igazoltan magasabb HWN érték kialakulásához vezetett. A kis és a nagy adagú istállótrágya-kezelés - $SzD_{5\%}=6,67$ mellett - szignifikánsan eltért. A kis és a nagy műtrágya-adag közötti eltérés csak $SzD_{10\%}=5,48$ mellett igazolt. A műtrágyázás kis mértékben minden hatóanyag szinten kedvezőbbnek bizonyult a HWN koncentrációra. A műtrágyázással kijuttatott NPK hatóanyagok - közvetlenül, vagy a növényi biomasszában keresztül közvetve - kedvezően hatottak a parcellák N-ellátottságára. A leghatékonyabb kezelésnek a 3ekv bizonyult (153%). A 'B' vetésforgóban a kontrolltól a

növényi melléktermék kezelések - $SzD_{5\%}=8,54$ mellett - igazoltan nagyobb HWN koncentrációt adtak. Az NPK+k+b számított a leghatékonyabb kezelésnek (157%). Az NPK+k-, és az NPK+k+b-kezelés között kialakult 9% relatív eltérés nem volt jelentős (10. Ábra).



10. Ábra. A HWN az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005, nyár, ősz)

A HWC esetében, a kontrollhoz viszonyítva szintén minden kezelés igazoltan magasabb érték kialakulásához vezetett az 'A' vetésforgóban. A műtrágya hatóanyag-szintek között nem találtunk szignifikáns eltérést. A kis és a nagy istállótrágyaadag-kezelés, akárcsak a kétféle kezelés viszonyában az 1ekv és a 3# - $SzD_{5\%}=64,81$ mellett - szignifikánsan eltért. Az istállótrágyázás nagy hatóanyag-szinten kissé kedvezőbbnek bizonyult a műtrágyázásnál, a 3#-kezelés esetében mértük a legmagasabb HWC értéket (175%). A 'B' vetésforgóban a kezelések - $SzD_{5\%}=91,05$ mellett - szignifikánsan nagyobb értéket adtak a kontrollnál. A növényi melléktermék kezelések között nem, de az NPK- és - a legkedvezőbb hatású - NPK+k+b-kezelés (187%) viszonyában szintén igazolt az eltérés. A kétféle szárkezelés között kialakult 17%-os relatív eltérés nem volt jelentős (11. Ábra).



11. Ábra. A HWC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005, nyár, ősz)

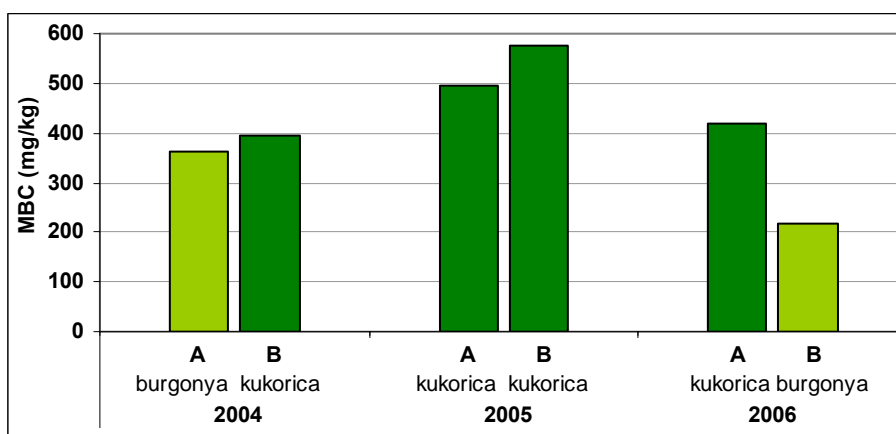
A HWC és a HWN mind az 'A', mind a 'B' vetésforgóban szignifikáns, szoros ($r=0,82$, ill. $r=0,78$) korrelációt adott. A kapcsolat bizonyítja, hogy HWN és HWC ugyanannak a könnyen lebomló szerves frakciónak a részét képezi. A korreláció eltérései azzal magyarázhatók, hogy a különböző kezelésekben a szerves C és a N aránya nem állandó, az értékek módosulnak.

A regresszió-vizsgálat alapján HWC és HWN kapcsolata a szerves és szervesetlen kezelésekben az $y=0,0003x^2+0,3102x-31,274$ és az $y=0,0004x^2+0,3208x-31,311$ egyenlettel írható fel. A determinációs koefficiens (R^2) értéke 0,86 és 0,78 (Melléklet: 5. Ábra).

3.1.6. A mikrobiális biomassza szén a kezelésekben

Az MBC értékek esetében szinten nagyok a fluktuációk. Az ingadozások okai ugyanazok, mint a HWC esetében, egyrészt az éghajlati tényezőkben, másfelől az adott kultúrnövény és előveteménye hatásában keresendő. Az MBC értékek szintén a kukorica esetében voltak magasabbak. Az okok megegyezők: a burgonya korábbi betakarításával és kisebb gyökérzetével magyarázhatók (12. Ábra).

Az évhatás szintén jelentős volt az MBC értékekre. A legesapadékosabb évben, 2005-ben mértük a legmagasabb MBC koncentrációt is (8., 9. Táblázat).



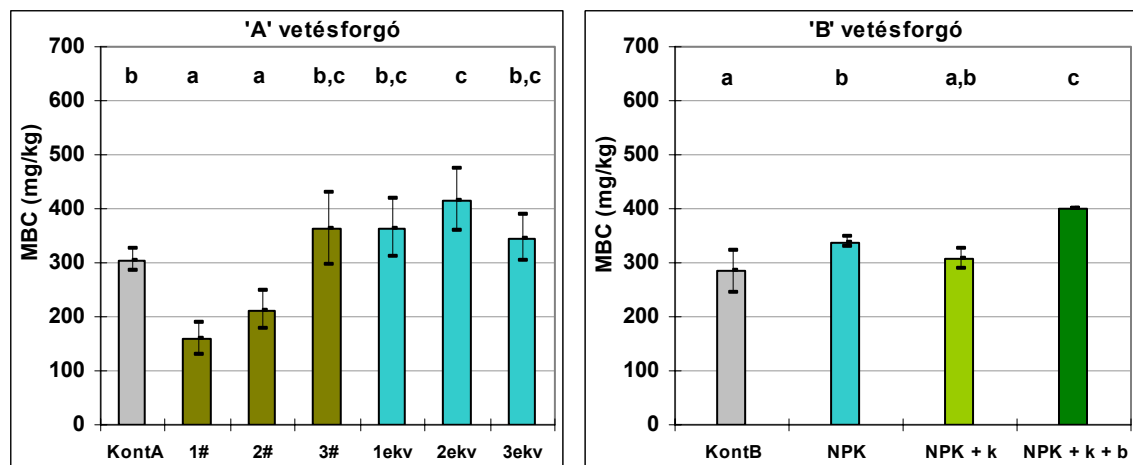
12. Ábra: Az MBC-frakció a kezelések átlagában

2004 évben az 'A' vetésforgóban szignifikáns különbségeket találtunk a kezelések között. A legkisebb MBC értéket az 1#- és a 2#-kezelések (54 és 59%) eredményezték, a KontA kezelésnél szignifikánsan kisebb értékeket adtak. A KontA-nál igazoltan nagyobb MBC koncentrációt csak a legkedvezőbb hatásúnak bizonyuló 2ekv-kezelés (140%) adott. A műtrágya-kezelések között nem volt szignifikáns eltérés. A 3# matematikailag igazoltan

nagyobb értéket adott az 1#- és a 2#-kezelésnél ($SzD_{5\%}=81,29$). A műtrágyázás (123%) az istállótrágyázásnál (78%) jelentősebb hatást gyakorolt az MBC értékekre és egyedül a 3# dózis érte el a műtrágyázás eredményességét.

A 'B' vetésforgóban a KontB-hez képest az NPK-kezelés szignifikánsan, 19%-kal nagyobb értéket jelentett. Az NPK+növényi melléktermék kezelés 4%-kal adott magasabb értéket a műtrágyázáshoz képest, de NPK+k+b esetében az eltérés 18%, ami igazoltan nagyobb értéket adott az NPK- és az NPK+k-kezelésnél is ($SzD_{5\%}=40,87$) (13. Ábra, Melléklet: 12. Táblázat).

A regresszió-analízis a hatóanyagszintek és a MBC kapcsolatát az $y=0,0386x^2-4,5813x+300,17$ és az $y=0,0167x^2+2,6007x+299,28$ egyenlettel írta le a szerves és szervesetlen kezelésekben. $R^2=0,82$, ill. $0,47$ (Melléklet: 5. a), b) Ábra).

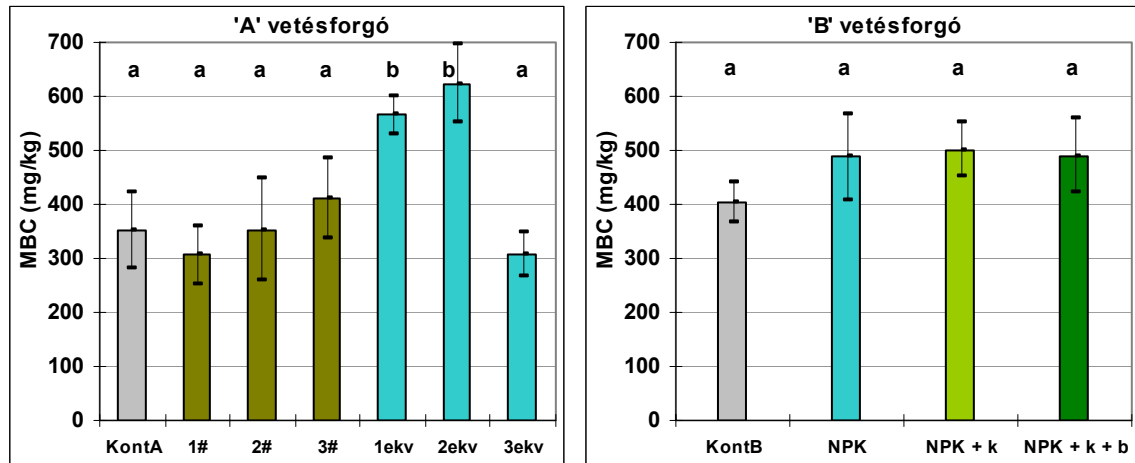


13. Ábra: Az MBC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004)

2005-ben az 'A' vetésforgóban a KontA kezelésnél kisebb MBC koncentrációt ismét az 1#- és 2#-, valamint a 3ekv-kezelésben mértük. A nagy műtrágya-adag kijuttatása az egyik legalacsonyabb MBC koncentrációt eredményezte (87%). Az istállótrágya-adagok és a KontA között nincsen igazolt eltérés - $SzD_{5\%}=115,3$ mellett, azonban $SzD_{10\%}=94,6$ mellett a nagy istállótrágya adag (3#) igazoltan nagyobb értéket adott. A legnagyobb MBC értéket az 1ekv- (160%) és a 2ekv-kezelésben (176%) határoztuk meg, szignifikánsan magasabb MBC koncentrációt eredményeztek a többi kezelésnél. A műtrágyázás (141%) az istállótrágyázásnál (101%) kedvezőbb hatású volt az MBC-ra (14. Ábra).

A 'B' vetésforgóban - ez évben - a kezelések között szignifikáns különbséget nem állapítottunk meg ($SzD_{5\%}=134,9$). A kontrollhoz képest az NPK-kezelés 9%, az NPK-hoz viszonyítva a két növényi maradvány-kezelés együtt 0,4%-kal (!) magasabb MBC-szintet eredményezett. A szerves kezelések között szinte semmi különbség nem volt (Melléklet: 13. Táblázat).

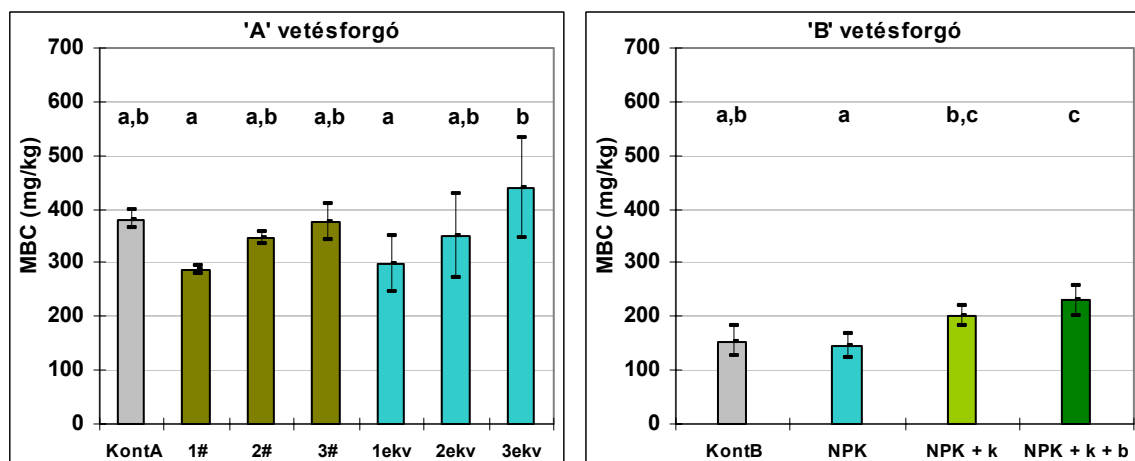
A regresszió-analízis a hatóanyagszintek és a MBC kapcsolatát a szerves és szervetlen kezelésekben az $y=0,0137x^2-1,2972x+348,94$ és az $y=0,0684x^2+8,8397x+341,87$ egyenletet adta meg. $R^2=0,26$, ill. $0,86$ (Melléklet: 6. a), b) Ábra).



14. Ábra: Az MBC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005)

2006-ban az 'A' vetésforgóban az istállótrágyázás és a műtrágyázás mindhárom hatóanyag-szinten hasonló eredményt mutatott, de az ásványi hatóanyagú kezelések minden esetben kissé nagyobb értékeket adtak (89 és 95%). A legkisebb MBC értéket az 1#- és 1ekv-kezelésben határoztuk meg (79 és 77%), de a 2# és a 2ekv is kisebb értéket adott a kontrollnál. A legkedvezőbbnek a 3ekv-kezelés (114%) bizonyult ($SzD_{5\%}=95,2$).

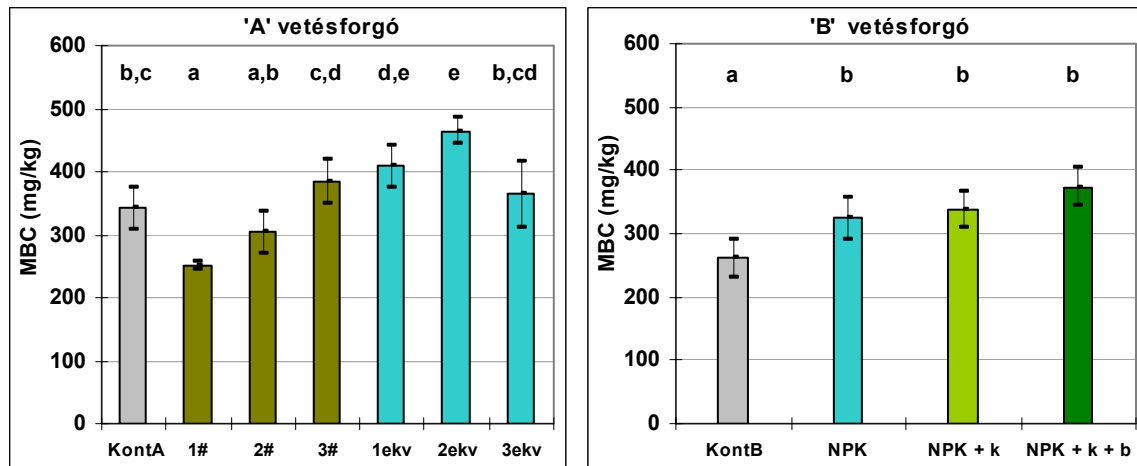
A 'B' vetésforgóban a három év során szerepelt először burgonya. A KontB-hez képest az NPK-kezelés kisebb értéket adott. A növényi melléktermékek leszántása a csak műtrágya-kezelésnél szignifikánsan, 39%-kal adott magasabb értéket, ami az NPK+k+b esetében számottevőbb, 58% ($SzD_{5\%}=46,7$) (Melléklet: 14. Táblázat).



15. Ábra: Az MBC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2006)

A regresszió-analízis a szerves és szervetlen kezelésekben a hatóanyagszintek és az MBC kapcsolatot az $y=0,0157x^2-1,942x+367,82$ és az $y=0,022x^2-2,3649x+373,45$ egyenlettel írja le. $R^2=0,58$, ill. $0,44$ (15. Ábra, Melléklet: 7. a), b) Ábra).

A tartamkísérlet MBC-frakcióra vonatkozó 3 éves mérések és statisztikai kiértékelések eredményeit a 16. Ábra tartalmazza. A kezelések között - a varianciaanalízis által statisztikailag igazoltan - szignifikáns különbségek alakultak ki.



16. Ábra. Az MBC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004-2006)

Az 'A' vetésforgóban a kezelések 81-148%-os eltérést jelentettek a kontrollhoz képest, a növekvő dózisok hatása az MBC koncentráció-értékekben jól kifejeződik. A legalacsonyabb értéket az istállótrágyázás - ezen belül az 1#- és a 2#-kezelés - adta (73 és 89%), azonban csak az 1# jelentett igazoltan kisebb értékszámot ($SzD_{5\%}=72,2$). A három mérés átlagaként - akár csak az évek során - csak a 3#-kezelés hatása haladta meg a kontroll értékét (112%). A trágyázatlan talajokban mért nagyobb érték valószínűleg a tápanyag-stressz hatásának tudható be (Melléklet: 15. Táblázat). A tápanyag-stressz (Rajkainé 1999), valamint a vízhiányos talaj (Pugnaire et al. 1993; Weaver 1926) sokszorosán elágazó, kiterjedt, nagyobb felvevő felületű, vékonyabb, így könnyebben lebomló gyökérszét kialakulását eredményezi. A tápanyag- és a vízstressz összekapcsolt. Gyenge tápanyagellátás mellett nagyobb a fajlagos vízfogyasztás is (Havlin 2005b; Ragasits 1998). A gyökérszét növekedése, a felvételi mechanizmusok genetikailag meghatározottak, fajták között is jelentősen eltér az adaptív stratégia, a gyökérszét morfológiai és élettani plaszticitása. A kis (Juszczuk 2004) és a nagy molekulásúlyú exudátumok (Volpin 1994) mennyisége is megnövekedik, tápanyagforrást jelentve a mikroorganizmusoknak (Liebersbach 2004; Séguin et al. 2004).

A műtrágyakezelések az istállótrágyázásnál 31%-kal, a kontrollhoz viszonyítva 20%-kal nagyobb MBC koncentrációt jelentettek. A 2ekv eredményezte a legmagasabb MBC-tartalmat (136%). Igazoltan csak a 2ekv- és az 1ekv-kezelés tért el a kontrolltól.

A 'B' vetésforgóban a kezelések igazoltan magasabb értékek kialakulásához vezettek. A növényi melléktermék leszántás a kontrollnál és az NPK-kezelésnél 25, ill. 12%-kal adtak nagyobb értéket, azonban a műtrágya és a szerves kezelések között nem volt szignifikáns különbség ($SzD_{5\%}=72,9$).

A regresszió-analízis a hatóanyagszintek és a MBC kapcsolatát a szerves és szervesetlen kezelésekben az $y=0,0222x^2-2,5197x+335,51$ és az $y=0,0216x^2+3,1272x+334,14$ egyenlettel írta le. A determinációs koefficiens $R^2=0,74$, ill. $0,62$ (Melléklet: 8. a), b) Ábra).

A Westsik-féle vetésforgó tartamkísérletben a baktérium, a gombák, a cellulózbontó baktériumok mennyisége az NPK+szerves (istállótrágya, szalma) kezelésekben a kiadás évében és az azt követő években magasabb értékeket adott a műtrágyázott kontrollhoz viszonyítva. A szerves input sokkal kedvezőbb volt a talajéletre (Kátai et al. 1999; Müller 1991).

A HWC-től eltérően - ahol is a szerves kezelések vezettek nagyobb forróvíz-oldható labilis C mennyiséghez - az MBC esetében a műtrágyázás eredményezett magasabb K_2SO_4 -oldható labilis C szintet. Ennek oka az, hogy a műtrágyázás könnyen hasznosuló hatóanyaga nagyobb biomasszát; gyökérzetet (Kismányoky 1993b; Stefanovits 1999b) és ezen keresztül jelentősebb mértékű gyökérváladék képzést, így a mikrobiális populáció növekedését eredményezte (Krafczyk et al. 1984; Oades 1978; Séguin et al. 2004). Másfelől, az egyes kezelésfajtákban különböző talaj:oldószer arány használatát ajánlják az MBC meghatározásakor (Needelman et al. 2001; Szili-Kovács és Tóth 2006). A HWC és az MBC mérés között tapasztalt anomália ezzel is magyarázható. További vizsgálatokat igényel.

A nagy adagú műtrágya-kezelésekben (3ekv, NPK), a kisebb adagokhoz képest alacsonyabb MBC-t állapítottunk meg. A nagy N-dózis hatására fokozódik a szervesanyag lebomlása, kisebb molakulasúlyú humuszvegyületek keletkeznek (Debreczeniné és Györi 1997; Ghani 2003; Michéli et al. 1995; Nardi et al. 2004), ill. gátódik a mikrobiális populáció növekedése (Biederbeck et al. 1984, 1996; Černý et al. 2003; Fisk and Fahey 2001; Jacinthe et al. 2002).

A legmagasabb MBC-koncentrációt a kísérletet övező gyepterület talajában mértük. A 644 mg/kg-os érték 48%-kal haladta meg a kezelések átlagát. A leghatékonyabb kezeléshez képest, azonban (2ekv, 624 mg/kg) csak 3,3%-kal volt nagyobb. A természetközeli füves terület MBC értéke akár kétszerese, négyszerese is lehet a megművelt területének (Csitári et al. 2003; Hargreaves et al. 2003; Turgay and Haraguchi 2000).

Az MBC és a HWC között - az összes kezelés függvényében - nem találtunk korrelációt ($r=0,034$, $n=11$). Azt, hogy látszólag nincs kapcsolat, a nagy adagú műtrágya-kezelések és a kontrollnak a labilis szerves C frakcióra gyakorolt ellentétes hatásával magyarázható.

A HWC esetében a kontroll adta a legkisebb, míg az istállótrágyázás a legnagyobb HWC szintet. Az MBC esetében a kontroll magasabb értéket képviselt, és a műtrágyázás az istállótrágyázásnál magasabb MBC szintet eredményez. A nagy adagú műtrágya-kezelés esetében a három évtől kétszer a közepes hatóanyag-szinthez képest kisebb értéket határoztunk meg, így átlagban alacsonyabb MBC értéket kaptunk.

Az istállótrágyázás esetében gyenge ($r=0,34$, $n=12$), a kontroll kihagyásával szignifikáns, közepes erősségű korrelációt határoztunk meg ($r=0,70$, $n=9$), mivel a kontroll ellentétes irányú trendje nem érvényesül. A műtrágya-kezelések esetében nagyon gyenge korrelációt mutattunk ki ($r=0,13$, $n=12$), ami a kontroll kihagyásával negatív előjelűvé vált át ($r=-0,23$, $n=9$).

A műtrágyán felül leszántott növényi maradványok plusz tápanyagot és szerves anyag maradványt jelentettek. A lebomló szerves anyag megnövelte a HWC-szintet, a mikroszervezetek számára életteret nyújtott, valamint tápanyagot biztosított a növekedésükhöz. Így, a szignifikáns, szoros korreláció érhető ($r=0,80$, $n=12$).

3.1.7. A mikrobiális biomassa szén aránya az összes szerves szénhez

Vizsgálataink szerint az MBC a TOC 4,3%-át képezte. Az értékek 2,7 és 5,3% között változtak. Az egyes éveket külön elemezve a kezeléshatások a nagy szórások miatt nem voltak értékelhetők, az eredmények tendenciózusak voltak.

Ellentétben a HWC-TOC kapcsolatával, nem a kontroll (4,0%) volt a legkisebb érték. Az istállótrágyázás a kiadott szerves inputtal arányosan növelte az arányszámot (2,7-3,0-3,7%), de egyik sem érte el a kontroll értékét. A műtrágyázott parcellákban - akár csak az MBC-tartalom esetében - nagyobb értékeket határoztunk meg. Az 1ekv- és a 2ekv-kezelések kiugróan magas értékekhez vezettek (4,8, ill. 5,3%). Az összes kezelésen belül is a 2ekv adta a legnagyobb értéket. A HWC/TOC ráta esetében szintén a 2ekv eredményezte a legmagasabb %-os értéket, azonban csak a műtrágya-kezelésekben.

Nagyobb műtrágya-adagok (3ekv, NPK) hatására az MBC csökkenését figyeltük meg. Ehhez hasonlóan az MBC/TOC ráta is csökkent. A nagyobb hatóanyag-mennyiséget jelentő NPK kezelés beilleszthető a sorba, nagyságrendileg a legkisebb (3,3%) értéket jelentve a műtrágya-kezelésekben. Az NPK és az NPK+szármaradvány kezelésekben közel egyforma

értékeket kaptunk (3,25 és 3,39%). Átlagban, az istállótrágyázás 3,1, a műtrágyázás 4,6, míg a szármaradvány-kezelés a kettő közötti, 3,3%-os értéket képviselt (Melléklet: 16. Táblázat).

A kísérletünkben kapott értékek - az ásványi kezelések tekintetében - némileg eltérnek a szakirodalomban leírtaktól (32. oldal).

A gyepterület esetében az arány 4,7%; 644 mg/kg-os MBC és 1,36%-os TOC értéket állapítottunk meg. A TOC 142%-kal, viszont az MBC 187%-kal volt több a kezelésekhez viszonyítva. Az MBC - mint könnyen bomló szerves anyag frakció - gyarapodása nagyobb mértékű, a legnagyobb MBC-t jelentő 2ekv kezelést, és a kezelések átlagát 180, ill. 298 mg-mal haladta meg. Ahogy a HWC eredmények kiértékelésénél is kiemeltem, a bolygatatlan talaj több szerves anyagot raktároz, a talajművelés felhagyásával elsődlegesen a könnyen lebontható szerves frakció növekszik (Tan et al. 2004; Zhang et al. 2006). A gombák és a baktériumok mennyisége jelentősen különbözik a természetes és az agro-ökoszisztémákban (Füleky 1999; Hargreaves et al. 2003). A talaj gyakori bolygatása csökkenti a mikrobiális biomasszát, főleg a gombák mennyiségét. Ennek oka a hifák szétzúzásával, élőhelyük elpusztításával, a labilis frakció lebomlásával magyarázható (McGhie et al. 2000; Tan et al. 2004).

A mikrobiális biomassza hatékony, korai indikátora a talajbeli változásoknak, mivel a talajművelés okozta környezeti stresszre az összes szerves anyagtól eltérően gyorsan reagál, előre jelzi a talaj fizikai és kémiai tulajdonságainak változásait, utal a talaj állapotának javulására, vagy annak rosszabbá válására (Doran and Parkin 1994; Sparling 1997). A talaj összes szerves anyagánál kisebb frakció, bolygatás hatására a humusznál gyorsabban, nagyobb arányban csökken, így arányuk kisebb lesz (Anderson 2003; Pinzari et al. 1999).

A tápanyag-ellátottság jelentősen meghatározza az MBC/TOC rátát. Az index kifejezi a szerves anyag lebonthatóságát. Az alacsony érték szegényes, a magasabb jó tápanyag-ellátottságra és kedvező szerves anyag körforgására utal. A kontroll parcellákban Moscatelli et al. (2005) kutatásai szerint 2% alá csökkent, de a N-műtrágyázás hatásaként is leírták a ráta akár 50-60%-ot is kitevő csökkenését (Anderson 2003). A szerves kezelések - az istállótrágya és a szalma alászántása - az MBC növekedését eredményezték, az MBC/TOC ráta mintegy 20%-kal emelkedett (Shoulong et al. 2006). A nagy mikrobiális biomassza jó hatású a talaj termékenységére és fizikai állapotára (Kara and Bolat 2007). Az alacsonyabb értékek a talaj leromlását, és a TOC csökkenésének hosszú távú trendjét jelzik (Hargreaves et al. 2003).

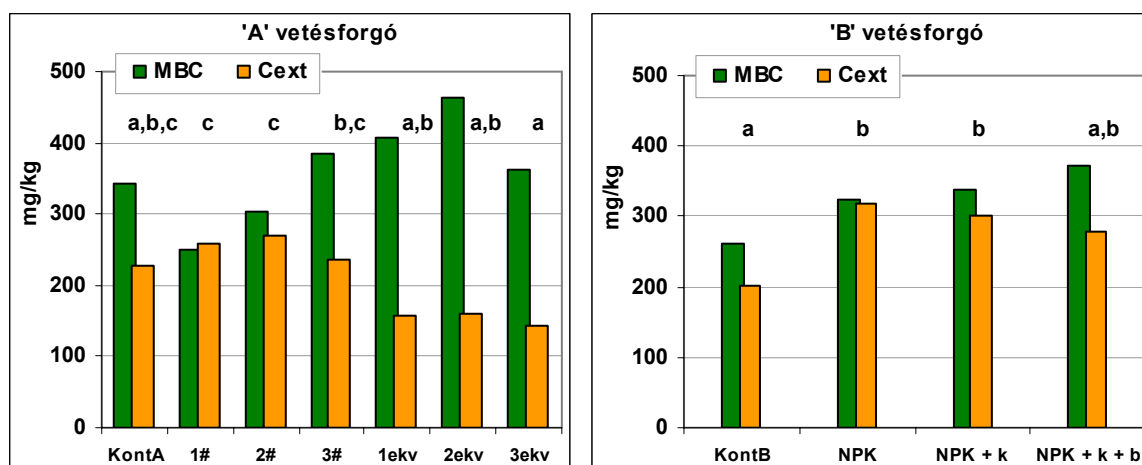
Az értékszám nem etalon, eltér a művelési rendszerek, mintavételi idő és az analitikai módszereknek megfelelően, így 0,27 és 7,0 (Hargreaves et al. 2003), vagy 0,3 és 9,9% (Lal et al. 2000) közötti is lehet, nagymértékben változhat az egyes talajtípusokban.

3.1.8. Az extracelluláris szén

A kloroformos fumigáción át nem esett, csak K_2SO_4 -oldattal kivont szerves anyag a talaj szerves anyagát adja, amiben a mikroszervezetek sejten belüli (intracelluláris) szerves anyaga nincsen benne. A K_2SO_4 által extrahált anyagot sejteken kívüli (extracelluláris) szerves anyagnak nevezzük. Jelölése: C_{ext} . A mérési eredményeket a 17. Ábra tartalmazza.

Az 'A' vetésforgóban az MBC és a C_{ext} értékeit összehasonlítva ellentétes trendet figyelhetünk meg: az MBC növekedését a C_{ext} csökkenése követi, viszont az MBC csökkenésekor a C_{ext} vesz fel nagyobb értéket. A C_{ext} és az MBC összefüggésének vizsgálatakor szignifikáns, közepes erősségű, negatív korrelációt állapítottunk meg ($r=-0,66$, $n=21$). Az istállótrágyázás és a műtrágyázás esetében eltérő erősségű összefüggést kaptunk ($r=0,34$, $n=12$, $r=0,57$, $n=12$). Csak az utóbbi esetében volt szignifikáns a kapcsolat.

A 'B' vetésforgóban csak az NPK-kezeléshez viszonyíthatjuk a növényi melléktermék leszántások C_{ext} -frakcióra gyakorolt hatását. Szignifikáns, közepes erősségű kapcsolatot állapítottunk meg ($r=0,52$, $n=9$, $P=0,1$). Az MBC növekedését a C_{ext} csökkenése követi. Ez újfent bizonyítja az extracelluláris szénnek a mikrobiális szervezetek táplálásában betöltött szerepét (Melléklet: 17. Táblázat).



17. Ábra: Az MBC és a C_{ext} kapcsolata. A Duncan teszt a C_{ext} -re vonatkozik

A regresszió-analízis alapján az extracelluláris szén és az istállótrágyázás, valamint a műtrágyázás kapcsolata az $y=0,0082x^2+1,1583x+227,35$ és $y=0,0073x^2-1,5345x+223,9$ egyenlettel adható meg. A determinációs koefficiens értéke ($R^2=0,18$ és $0,34$).

A C_{ext} kapcsolatba hozható a HWC-frakcióval is, ugyanis az adatok korrelációja szignifikáns, pozitív, közepes erősségű kapcsolatot fedett fel ($r=0,57$, $n=11$, $P=0,05$). A

K₂SO₄-oldattal kivont szerves anyag a forró vízzel extraháltnál labilisabb, kisebb frakció, annak 73 %-a. A HWC meghatározásakor a C_{ext} is oldatba kerül. A C_{ext} - a forró vízzel kivonható szerves anyag mellett - azt a könnyen lebontható szerves frakciót jelenti, melyet a talaj mikroorganizmusai növekedésük során felhasználnak (Hofman and Dušek 2003). A szignifikáns negatív korreláció igazolja, hogy a C_{ext} a talaj mikroorganizmusai által hasznosítható szubsztrátot képezi. A szakirodalom szerint ez főleg szénhidrátokból, azon belül is hexózokból áll (Badalucco et al. 1990; Lehninger 1975).

A talaj K₂SO₄-oldattal kivonható szerves C tartalma átlagban 80%-a a mikrobiális biomassza C-nek. A szerves- és a műtrágya-kezelésekben a megoszlás nagyban eltér. Az istállótrágya-kezeléseknél 77, a szármaradvány-kezeléseknél 82%-os értéket, a műtrágya-kezeléseknél arányában ennél jóval kisebb, 37%-os értéket kaptunk.

Az 'A' vetésforgóban a műtrágya-kezelések 31%-kal nagyobb mikrobiális biomassza értéket adtak az istállótrágyázásnál. Az ásványi hatóanyag jobban érvényesül, közvetlen és nagyobb hatással van a N-t hasznosító szervezetekre, a növény biomasszájára, a gyökérzetre, és annak kiválasztó működésére. Az erőteljesebb növény nagyobb mikrobiális biomasszát képes fenntartani, ami felemésztí a talaj könnyen bontható C-forrását. A C_{ext} - mint könnyen hasznosítható energiaforrás - erőteljes csökkenését ezzel magyarázhatjuk a műtrágya-kezelésekben.

A 'B' vetésforgó NPK-kezelésénél eltérő eredményt kaptunk, az MBC és a C_{ext} közel egyenlő. A szakirodalomban eltérő eredményeket olvashatunk a nagy adagú N-kezelések szerves anyagra gyakorolt hatásáról. A mikrobiális populáció csökkenését (Wallenstein et al. 2006, Černý et al. 2003, Biederbeck et al. 1984), valamint növekedését (Liang and MacKenzie 1995; Lupwayi et al. 2005) és a szerves anyag csökkenését (Ghani 2003; Kovács és Füleky 1991; Nardi et al. 2004) is megfigyelték a különböző növényi összetételű vetésforgókban és talajokban.

Az összefüggések alaposabb megértése további vizsgálatokat igényel.

A TOC és a C_{ext} kapcsolatának elemzését az indokolja, hogy a C_{ext}-frakció a mikrobiális biomassza által felhasználható szerves frakció, a talaj szerves C 2,72%-át alkotja. Az extracelluláris C-et a biológiai lebontás során megmaradt, illetőleg a biodegradáción még át nem esett szerves C-ként értelmezhetjük.

A TOC és a C_{ext} korreláció vizsgálata szignifikáns, szoros kapcsolat meglétét fedte fel ($r=0,73$, $n=11$, $P=0,05$). Kapcsolatuk az $y=7E-07x^2+0,0004x+0,7955$ egyenlettel írható fel. $R^2=0,54$. Így, a TOC az C_{ext} -t 54%-ban határozza meg. A többi rész - a frakció labilis jellege

miatt - egyéb tényezők, mint pl. a mikrobiális közösség, a talajklíma által meghatározott. Ezeket nem vizsgáltuk.

Az MBC 341, a C_{ext} 232, a HWC 325 mg/kg koncentráció értéket ad a kezelések átlagában. A HWC nem sokkal kisebb (5%) az MBC értékeknél. A HWC 1 órás forralás, az MBC 45 perces extrakció eredménye. Igaz, a mikrobiális biomassza meghatározása csak közelítő értéket ad (26. oldal).

3.2. Összes szerves szén

3.2.1. Az összes szerves szén a kezelésekben

A négy évtizedes növénytermesztés és kezelések eredményeként - a kísérlet beállításakor meghatározott 0,87%-os értékről - minden kezelésben a szerves C növekedése volt megfigyelhető. A kiválasztott kezelések átlagában 0,96%-os összes szerves C (TOC) koncentrációt kaptunk. Az emelkedő műtrágya és a szerves inputok, valamint a parcellák talajainak TOC tartalma között egyenes arányosságot állapítottunk meg.

Az 'A' vetésforgóban a legkisebb TOC koncentrációt a trágyázatlan kontroll és az 1ekv-kezelés jelentette. A műtrágya-kezelések között szignifikáns eltérések voltak megfigyelhetők. Az 1ekv- és a 2ekv-kezelés egymástól nem, de a 3ekv-hez képest igazoltan kisebb értéket adott ($SzD_{5\%}=0,076$). Az 1ekv negatív, a 2ekv semleges, jelentéktelen hatásúnak bizonyult, csak a 3ekv eredményezett jelentősebb (9%) gyarapodást.

A három szintből álló istállótrágyázás - 35, 70, 105 t/ha/5év - a dózisoknak megfelelően, arányosan emelte a TOC értékeket. A kontrollhoz és az 1ekv-kezeléshez viszonyítva szignifikánsan magasabb értéket adtak. Az 1#- és a 3#-kezelés között statisztikailag igazolt volt az eltérés. Az istállótrágyázás minden hatóanyag-szinten - átlagban 12%-kal - szignifikánsan kedvezőbb volt az azonos hatóanyag-tartalmú műtrágya-kezeléseknél. Csak az 3ekv-kezelés érte el az istállótrágyázás - az 1#-kezelés - hatását.

A regresszió-analízis a hatóanyag-szintek és a TOC kapcsolatát az istállótrágya és műtrágya-kezelésekben az $y=-3E-06x^2+0,0018x+0,8629$ és az $y=1E-05x^2-0,0007x+0,8634$ egyenlettel írta le. $R^2=0,78$, ill. 0,61 (Melléklet: 9. a), b) Ábra).

A 'B' vetésforgóban a műtrágyán felül talajba dolgozott búzaszalma és kukoricaszár, csakúgy, mint a csak NPK-kezelés, a humusz gyarapodásához vezetett. Mindhárom kezelés igazoltan magasabb TOC értéket adott a kontrollnál. A növényi melléktermék kezelések a csak műtrágya-kezelésnél 10%-kal magasabb TOC érték kialakulásához vezettek. A

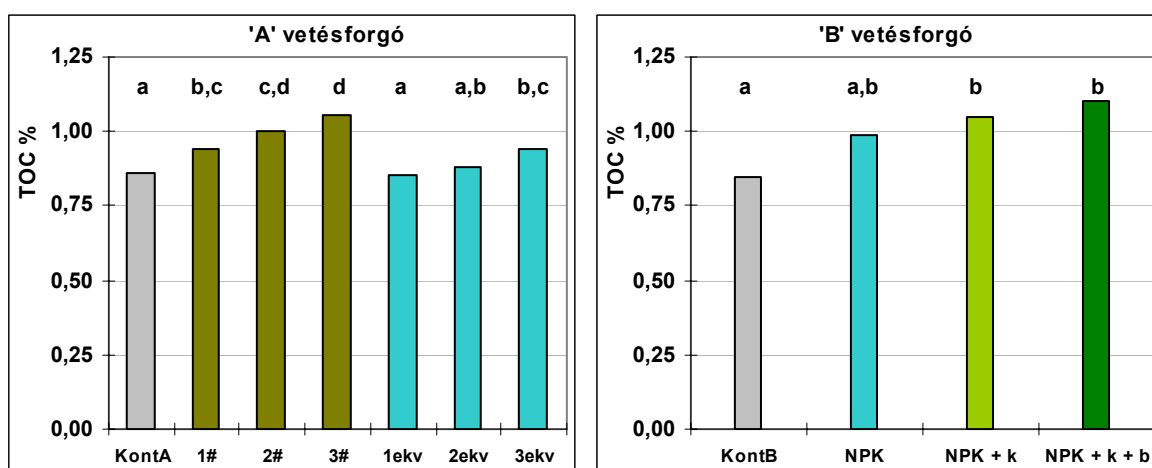
variancia-analízis szerint az NPK-kezelés $SzD_{5\%}=0,148$ mellett nem, csak $SzD_{10\%}=0,119$ mellett különbözött szignifikánsan a trágyázatlan, ill. az NPK+k és az NPK+k+b kezelésektől. A szerves kezelések között nem volt szignifikáns eltérés (18. Ábra).

Mindhárom - istállótrágya, műtrágya, növényi melléktermék - kezelés-fajtában a legnagyobb dózis eredményezte a legkedvezőbb hatást. Ennek megfelelően az 'A' vetésforgóban, az istállótrágyázásban a 3#-, a műtrágyázásban ennek ekvivalens hatóanyag-tartalmú megfelelője, a 3ekv-kezelés jelentette a maximális relatív (122 és 109%) eltérést. A 'B' vetésforgóban a maximális hatást (130%) a műtrágyán felül alászántott búza + kukorica maradvány-kezelés képezte.

Az istállótrágyázás, a műtrágyázás és a növényi maradvány leszántás 116, 103 és 127%-os TOC gyarapodást jelentett. A szerves kezelések hatása kedvezőbb, jelentős szerves anyag-növekedést eredményeztek, míg a műtrágya-kezelések - a nagy dózisok kivételével - csak a humusz fenntartásában bizonyultak alkalmazhatónak (Melléklet: 18. Táblázat).

A tartamkísérletet övező gyepterület talajából vett talajminták analízise szerint a tartamkísérlet beállítása (1961) óta nem művelt talajban a szerves C jelentős mértékben növekedett. 1,36%-os abszolút értéket képviselt, ami 0,49% (156%) TOC növekedésnek felelt meg. A művelés felhagyásával a TOC közel másfél-szeresére gyarapodott.

Az eltérés a legmagasabb TOC szintet adó NPK+k+b-kezeléshez (1,10%) képest 0,26% abszolút értéket jelentett (129%).



18. Ábra. A TOC% értékek az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005)

A füves terület szerves C koncentráció jelentős eltéréseinek oka az, hogy a talajművelés felhagyásával megszűnt a talajszerkezet rombolása, a talaj átlegegzése (Nyíri 1993a; Quiroga et al. 2005; Tilman 1998), a szántott réteg csapadéknak való kitettsége (Balesdent et

al. 2000; Denef et al. 2001). A talaj szerves anyagának gyarapodására a megnövekedett szerves input kedvező volt. A mineralizáció és humifikáció egyensúlyi állapota a szerves anyag gyarapodásának irányába tolódott el (Balesdent et al. 2000; Denef et al. 2001; Győri 1984; Patócs 1987; Stefanovits 1999b).

Talajaink N-ellátottságának megállapítását a humusz alapján végezzük, mivel a talaj nitrogén 95%-a szerves kötésekben található. A N-ellátottság megítélése a kötöttségi szám (K_A) alapján történik. A keszthelyi tartamkísérlet talajában $K_A=37$. A kezelésekben közepes (1,26-1,60 H%) és megfelelő (1,61-2,00 H%) humusz-ellátottságot határoztunk meg. A kontroll, az 1ekv és a 2ekv műtrágya-kezelésben közepes, az összes többi kezelésben megfelelő ellátottságot állapítottunk meg (Melléklet: 18. Táblázat).

A 42 éves vetésforgó tartamkísérletből nyert információk alapján matematikailag bizonyíthatónak tekinthetjük a kedvező tápanyag-ellátásnak a humusz-háztartásban, illetve a humusz-egyensúlyban kifejtett szerepét.

Legkedvezőbb a nagy adagú istállótrágya (2# és 3#), illetve az NPK + szármaradványkezelés. Ezek állnak legközelebb a természet közeli állapotot mutató - a szerves C-t tekintve folyamatosan gyarapodó - gyeptalajban mért szinthez.

Körschens (2002) a TOC és az agyag kapcsolatát tanulmányozta. Az agyag-tartalomhoz meghatározott TOC-koncentráció rendelhető, ugyanis az agyagszemcsékhez kötött szerves anyag fizikailag védett a lebontástól. A szerves vegyületek egy része így stabilizálódik. A Közép-európai tartamkísérletek adataiból elvégzett TOC és agyag-tartalom összehasonlítás alapján, a keszthelyi talaj 22%-os agyagtartalma legfeljebb 2% TOC érték elérését tenné lehetővé. A kezelések átlagában kapott közel 1%-os (0,84-1,10%) TOC érték duplájára növelhető.

Megfelelő növénytermesztési stratégia és minimális talajművelés alkalmazásával a szerves anyag növelhető (Haynes and Beare 1997; Stefanovits et al. 1999b; Szűcs and Szűcs-né 2005). Megfelelő termesztéstechnológia alkalmazásával, elegendő tápanyag kijuttatásával a humusz-fogyasztó növények és a növény nélküli időszakot jellemző szerves anyag lebomlás hatása nem érezhető a vetésforgóban. A növény tápanyagfelvétele ebből a külső inputból megy végbe, nem veszi igénybe a humusz tápelemeit (Nagy 1993b).

Ahogy az adatokból látszik, a gyepterület talaja sem érte el még ezt a minőségi szintet. Távol vagyunk ennek a szintnek az elérésétől. Mivel a gyeptalajban csak 2005-ben volt humusz-meghatározás, egyedül extrapolációval állapíthatjuk meg a 2%-os érték elérésének időpontját. A szervesanyag gyarapodása telítődési függvényt követ. Lineáris extrapolációval

100 évet kapunk. A 0,87%-os kezdeti TOC értékhez képest a 1,13%-os abszolút, 230%-os relatív gyarapodás időpontja azonban felfelé módosul, a 2%-os érték elérése későbbre tehető.

A vetésforgó kedvező a talaj szerves anyag növekedésére (Füleky és Filep 1999; Tóth 2002). A parlagos művelési rendszerben a regenerálódást a természetre bízta; a gyomosodás, majd a bojtos gyökérzetű pázsitfűvek megjelenésével próbálták helyreállítani a talaj termékenységét, a természet egyensúlyát, ami közel 40 évet vett igénybe (Kismányoky 1993a).

A Bad Lauchstädt-i kísérletben szintén azt állapították meg, hogy egyik kezelés humusz-tartalma sem érte el a füves terület kedvezőbb értékeit. A talajművelés fokozta a szerves anyag ásványosodását. Csak az évente kiadott 50-200 t/ha (extrém nagy) istállótrágya adagok hatására érték el a gyepterületre jellemző humusz-szintet (Blair et al. 2006b).

A Rothamsted-i tartamkísérlet szerint a humusz egyensúlyi állapotának, természetes szintjének kialakulása közel 100 évet igényelt. A humusz eleinte erőteljesebben növekedett, majd a gyarapodás egyre csökkent. A humusz-tartalom növekedése telítődési függvénnyel írható le. 25 év alatt - az intenzív humusz-képződés eredményeként - 0,14%-os növekedést mutattak ki, majd 75 évnek kellett eltelnie újabb 0,14%-os növekedéshez (Johnston 1991). A kísérlet beállításakor a humusz alacsony (1%-os) értékű volt (Stewart et al. 2005), amit a 35 t/ha/év istállótrágya adag 80 év alatt 2,5-szeresére, 2%-os értékre növelt, majd szinten tartott (Jenkinson 1977).

Az Ultana-i tartamkísérletben 40 év alatt a talaj szerves C tartalma 75%-kal növekedett a kétévente kiadott 9,5t/ha istállótrágya eredményeként. A jelentősebb C felhalmozódásra a hűvösebb, 5,5°C éves átlaghőmérsékletű éghajlat, és a talaj magasabb, 36%-os agyagtartalma ad magya-rázatot (Gerzabek et al. 1997; Kirchmann and Gerzabek 1999).

Bad Lauchstädt és Rothamsted esetében az éves átlag hőmérséklet magasabb (8,7°C és 9,6°C), az agyag-tartalom jóval alacsonyabb (21% és 15%). Mindkét paraméter alacsonyabb szerves-anyag-szint kialakulásának kedvez. A szerves C-tartalom a Bad Lauchstädt-i helyszínen magasabb, 2% (csernozjom talaj), a másik két helyszínen 1% körüli. Az Ultana-i éves csapadékmennyiség 527 mm, a német és az angol helyszínen kevesebb, 484 és 440 mm (EuroSOMNET Long-term experiments Database).

Összefoglalásul megállapítható, hogy:

A kezelések a TOC-tartalom szignifikáns emelkedését eredményeztek. A tartamkísérlet már művelés alatt álló földterületen lett beállítva, ezért fordulhatott elő, hogy a kontroll értékei csak nagyon kis mértékben csökkentek, és hogy a kezelések a parcellák talajainak szerves

anyag növekedését eredményezték. A kezelések között az eltelt négy évtized kezelés-hatásának eredményeként statisztikailag igazoltan szignifikáns eltérések alakultak ki.

A legnagyobb növekedés az NPK+k+b-, az NPK+-k és a 3# - tehát a szerves kezelések - eredményeként jött létre. A kontrollhoz viszonyítva a műtrágyázás 103% (99-109), az istállótrágyázás 116% (109-122%), a szármaradvány-alászántás 127%-kal (124-130%) magasabb TOC kialakulását eredményezte. A szántó parlagoltatása, ahogy azt a 42 éves folyamat is bizonyítja, kiugróan magas TOC szint eléréséhez, 156%-os TOC növekedéshez vezetett.

3.2.2. Az összes szerves szén változása az eredeti értékhez képest

A tartamkísérlet időtartamának kétfelé választásával - az 1983-as és a 2005-ös mérések alapján - elvégeztük az első és a második két évtizedes időszak kiértékelését. Az elemzés során a kísérlet beállításakor meghatározott 0,87%-os TOC értékhez viszonyítottuk a kialakult eltéréseket. A két mérés összehasonlítása - a TOC dinamikája miatt - nem teszi lehetővé messzemenő következtetések levonását, ugyanis a TOC évente kisebb-nagyobb ingadozást mutat. Az ingadozás jól magyarázható a labilis frakció könnyebb lebonthatóságával, növekedésével, ami az évhatás (hőmérséklet, csapadék) és a biotikus tényezők hatása alatt áll. A szerves kezelésekben a labilis frakció jelentősebb mennyiség, míg a műtrágyázás a humusz kis molekulású szerves komponenseit növeli, így mindkét kezelésfajtában megfigyelhető kisebb-nagyobb fluktuáció.

1963 - 1983 között - a kontroll kezelés kivételével - a szerves C koncentráció növekedését tapasztaltuk a szerves és szervesetlen inputok hatására (átl. 107,6%). Az istállótrágyázás 107,6%, a műtrágyázás 101,8%, a szárleszántás 122,3%-os relatív TOC növekedést okozott. A kezelések között - a kiadott hatóanyag mennyiségnek megfelelően -, arányaiban alakultak ki a TOC különbségek. Az időszakot nagymértékű szerves C gyarapodás jellemezte.

A legkisebb műtrágya-kezelés (1ekv) nem volt elegendő a TOC szinten tartására. A közepes adag (2ekv) hatása ennél kedvezőbb, míg a nagy adag (3ekv) esetében jelentős, a 3#-kezelés hatásához volt mérhető a növekedés. Az NPK-kezelés hasonlóan magas értékhez vezetett. A kukorica szármaradvány alászántása nem volt humusznövelő a csak NPK-kezeléshez képest, viszont a kukorica és búza maradvány leszántása a nagy istállótrágya (3#) adag hatásának csaknem kétszeresét (122,6%) jelentette, kiemelkedő hatásúnak bizonyult. A változások relatív százalékban való feltüntetése szemléltetőbb, egyértelműbb képet ad (19. Ábra).

A kontroll parcellában a kezelés hiányával, a termés, és a növény föld feletti részének - ezzel együtt a tápanyagok - éves elvonásával magyarázhatjuk az összes szerves C kismértékű csökkenését. A tápanyagelvonás leginkább a szántott réteget jelenti, de a gyökerek akár 2 m-es mélységig is lehatolnak. A tápanyag-ellátás szüneteltetése tehát a talaj tápanyagellátóképességének, ezen keresztül a növény tápanyag-ellátottságának csökkenéséhez vezet, ami kisebb gyökérzetben és föld feletti biomasszában realizálódik, kevesebb szerves anyagot hagy vissza a talajban. A trágyázatlan kezelések humuszcsökkentő hatását mind hazai (Hoffmann et al. 2005, 2006; Kovács és Füleky 1991; Lazányi 1994), mind külföldi (Brown 1993; Nardi et al. 2004; Odell et al. 1982) tartamkísérletek igazolták.

A P és a K ellátás szüneteltetésével csak kissé csökkent a P- és a K-koncentráció (Kovács és Füleky 1991), a szerves vagy a mű-trágyázás mellőzése már jelentősen csökkentette a N és TOC értékeket. Az istállótrágyázás felhagyása még évtizedekig jó, de csökkenő termékenységet, termést nyújtott. A N-ellátás nagyobb mértékben csökkent (Schmidt et al. 2000).

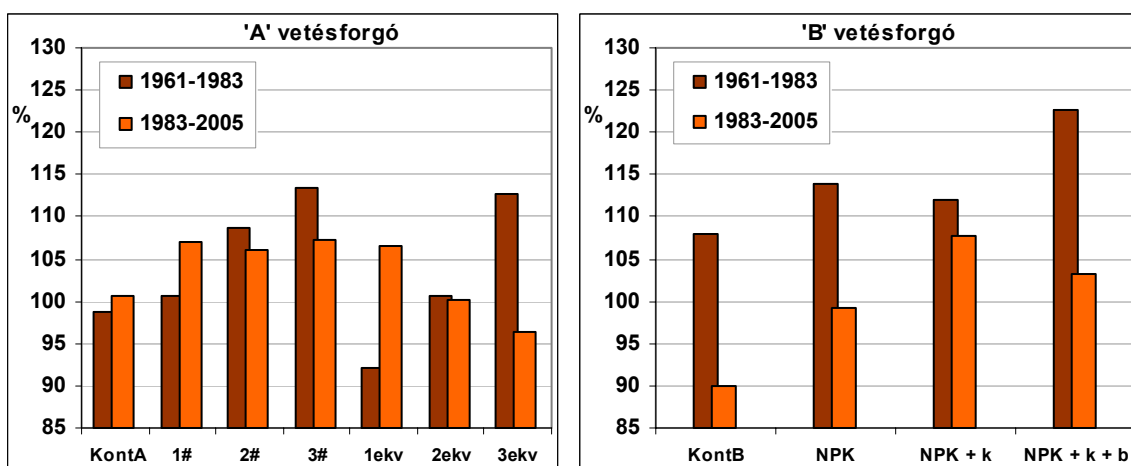
1983 - 2005 között a TOC gyarapodás intenzitása az előző időszakhoz viszonyítva visszaesett (átl. 102,2%). Az istállótrágyázás 106,6%, a műtrágyázás 101,0%, a szárleszántás 105,5%-os relatív TOC növekedést eredményezett.

Az 1983-as méréshez képest a nagy műtrágya-adag (3ekv) kezelésben csökkent a szerves C akkumulációja. A csökkenés ugyancsak megfigyelhető az NPK-kezelésben is. Mivel mindkét nagy adagú N-kezelésben (132 és 171kg N/ha/év) előállt a jelenség, nem beszélhetünk a talaj heterogenitása okozta, illetve a mintavételezés és analízis során történt hiba okán előállt eltérésről. A trend tehát csak 40 év elteltével nyilvánult meg. A rövid távú (két évtizedes) eredmények extrapolálásával eltérő jövőképet vázoltunk volna fel.

Az 'A' vetésforgóban a kontroll a korábbi érték közelében maradt, kissé emelkedett. A keszthelyi talajművelési és NPK-trágyázási tartamkísérlet kontroll-kezelésében szintén a TOC csekély mértékű növekedését mutatták ki, amely a légköri N-kiülepedés talajéletre gyakorolt kedvező hatásával magyarázható (Hoffmann és Kismányoky 2001).

A referencia parcella tehát valós referenciaként használható (eszköz) a kezeléshatások viszonyításához. A 'B' vetésforgó kontroll parcellájában viszont a TOC először jelentősen növekedett, majd a következő 22 évben jelentősen csökkent. Ez a tábla előéletével és a talaj heterogenitásával magyarázható - amiről sajnos nincs sok információnk.

Az NPK+k- és az NPK+k+b-kezelés az istállótrágyázás hatásfokához mérhető. Nagyobb TOC-t képviselt továbbra is (1,05 és 1,10%). Az NPK+k+b-kezelésben a TOC gyarapodás felére esett.



19. Ábra. Relatív TOC (%) változás az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

A talaj szerves anyag növekedésének intenzitása csökkent. Ennek több oka lehet:

- 1) A humusz gyarapodása a kezdeti időszakban volt a legintenzívebb.
- 2) A korábbi intenzív - a vörös here miatti - szerves anyag-felhalmozási szakasz véget ért.
- 3) A talaj szerves C raktározó kapacitása korlátozott (agyag, aggregátumok)
- 4) A talajművelés a talaj szerves anyag csökkenéséhez, annak lebomlásához vezetett.
- 5) A nagyobb szerves anyag bevitel, ill. a nagyobb N-adagok a lebontást segítették elő.

A Rothamstedt-i tartamkísérletben a humusz egyensúlyi állapotának kialakulása 100 évet igényelt. A humusz növekedése a kezdeti időszakban volt a legintenzívebb. A szerves C gyarapodása telítődési függvénnyel írható le. Az első 25 évben 0,14%-os TOC emelkedés jellemezte, majd újabb 0,14%-os növekményhez 75 évnek kellett eltelnie (Johnston 1991).

Vörös here helyett - 1985-től - a talajra igényes, mélyművelést, mélyszántást igénylő, az aprómorzás talajállapotot eléréséhez jelentős bolygatással, talajelőkészítéssel járó cukorrépa szerepelt 15 éven keresztül (1999-ig), amit aztán burgonya (2003) váltott fel. A kapásnövények jellegzetes humuszfogyasztó növények, mivel mélyművelésük során a táphumusz csökken. A humuszgyarapító növények (herefélék) (Kemenesy 1972), a pillangósok termesztése kedvező a talaj szerves anyag gyarapodására (Odell et al. 1982). Pillangósok alatt a mikrobiális biomassza több mint más növénynél. Eltérő a rhizoszféra, a gyökérváladék, de sokkal jelentősebb, hogy a baktériumok N-t fixálnak. A nagyobb mikrobiális tömeg egyben több labilis szerves C-t is jelent, ami a TOC növekedésére utal (Brown 1994; Chan and Heenan 1999; Körschens et al. 1998; Odell et al. 1982).

A talajok szerves C raktározó képessége korlátozott. A 20 µm alatti ásvány-szemcsék %-os C-telítettsége befolyásolja a további C megőrzését. A talajok védelmi képessége limitált: a

telített szemcsék növekedésével arányosan csökken a szerves C megkötése (Hassink 1996). Emellett a mikro- és a makroaggregátumok szerves anyagot raktározó szerepe is kiemelkedő (Carter 2002; Christensen 1986).

Ismert a talajművelésnek, ill. a túlzott művelésnek a talaj szerves anyag mennyiségére gyakorolt (-) hatása (Kismányoky 1993a; Nyíri 1993a). A talajhasználat humusztartalomra gyakorolt kedvezőtlen hatása a művelési módtól függően enyhén csökkenhet, vagy növekedhet (Stefanovits et al. 1999b; Szűcs és Szűcs-né 2005). A talajművelés a védett szerves frakciót is módosítja. A makroaggregátumok és a szemcsés szerves C tartalom harmadára, az ásványszemcsékhez kapcsolódó C csak harmadával csökken (Carter 2002). A TOC felhalmozódása látszólagosan is csökkenhet; a talajművelés mélyítésével a szerves anyag nagyobb talajtérfogásban keverik el (Nieder et al. 1993; Richter et al. 1989).

A nagyobb N adagok a szerves anyag kismértékű lebomlását, kis molekula méretű, könnyen bomló humuszvegyületek kialakulását eredményezik. A szerves anyag ásványosodása fokozódik, humifikációja csökken, így az egyensúlyi helyzet a lebontás irányába tolódik el (Debreczeniné és Győri 1994; Ghani et al. 2003). Az OMTK 8 kísérleti helye alapján Németh (1996) több esetben kimutatta, hogy a 121 vagy 206 kg N-műtrágya adag kissé csökkentette a humusztartalmat. A TOC a legnagyobb N hatóanyag-szinten csökkent leginkább (Kovács és Füleky 1991). Régen bizonyított, hogy a növényi maradványok képezte nagy szerves inputok elősegítik a talaj szerves anyagának lebontását (Bingeman et al. 1953; Hallam and Bartholomew 1953). A labilis szerves input (Jenkinson 1971), valamint a felvehető N-koncentráció növekedése (Palm and Sanchez 1991; Tian et al. 1995) is - a mikrobiális populáció stimulálásán keresztül (Neill and Gignoux 2006) - a talaj szerves anyagának akár szignifikáns mértékű csökkenését okozza.

Összességében, 42 év alatt (1963-2005) a kezelések - a kiadott hatóanyag mennyiségeknek megfelelően - arányosan, szignifikánsan növelték a TOC-t.

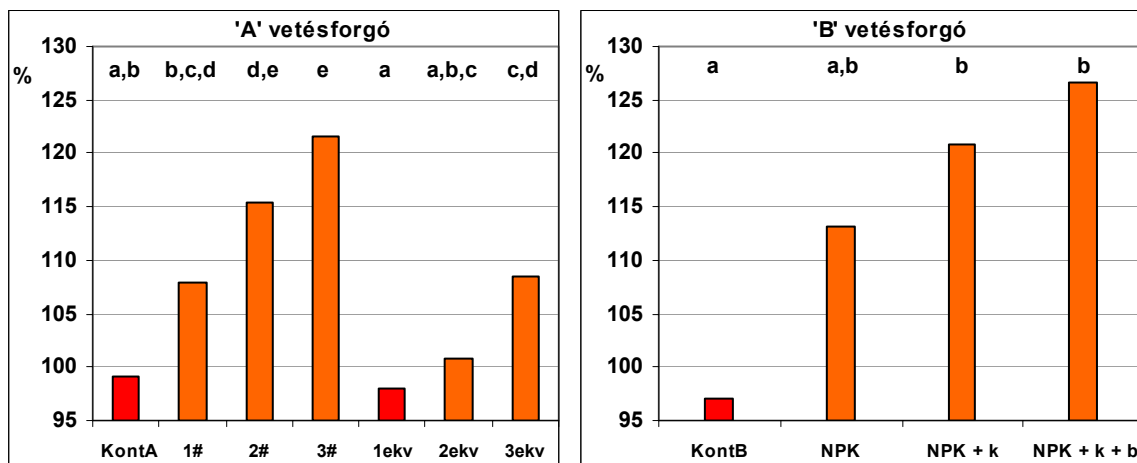
Az első időszakban jelentősebb (107,6%), ehhez képest a rákövetkező újabb két évtizedben ennél kisebb mértékű (102,2%) humusz-gyarapodást határoztunk meg. A négy évtizedes kezelések eredményeként beállt TOC változásról a 20. Ábra tájékoztat.

Megállapítható, hogy a humusz mennyiségi változásának, időbeli dinamikájának nyomon követése hosszabb időszakot igényel. Az összehasonlítás időszakonként, illetve kezelés-típusonként is szükséges, hogy reális képet kapjunk a szerves C változásáról.

A 44 évet kiértékelve nem vehető észre a reciprokl kapcsolat a nagyobb N-műtrágya adagok és a TOC értékek között. Ez csak a két időszak összehasonlításával állapítható meg.

A kontroll és a kisadagú műtrágya-kezelésben - a kezdeti értékhez képest - a TOC enyhén csökkent. Az istállótrágyázás, műtrágyázás, és a szármaradvány-leszántás 114,9, 102,4 és 123,6 (átlagban 109,9) %-os TOC gyarapodást eredményezett.

A kiértékeléskor figyelembe kell venni a talaj heterogenitását, valamint egy komplex jelenséget: a vetésforgók különböző növényi sorrendje, az évhatások, elővetemények eltérő hatását a talaj szerkezetére, vízgazdálkodására, a talajéletre, ami mind-mind befolyásolja a talaj tulajdonságainak alakulását, a kezelések érvényre jutását (Melléklet: 19. Táblázat).



20. Ábra. Relatív TOC (%) változás az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (1961-2005)

3.2.3. Az egy évre eső változás, humuszmérleg

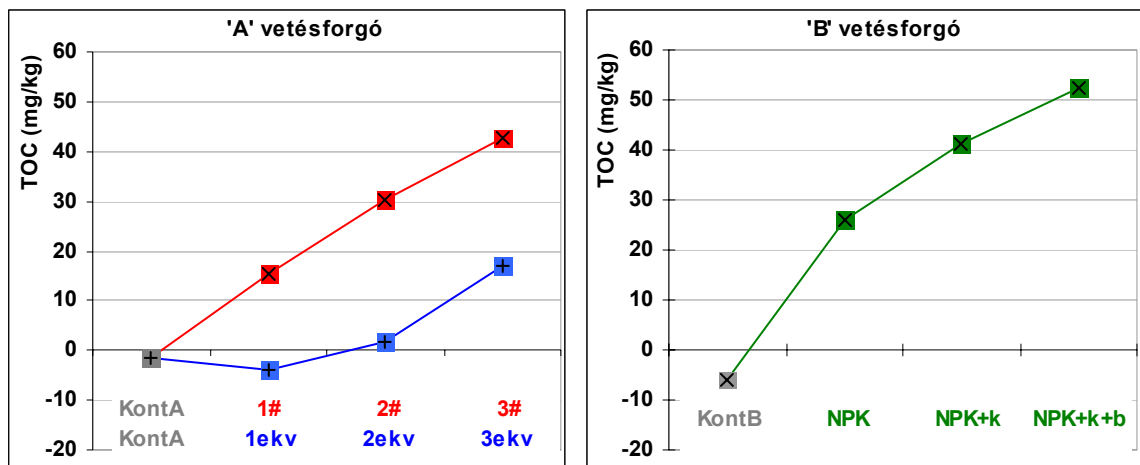
A talaj humuszegyensúlya a humifikációval és a mineralizációval jellemezhető. Egyensúlyi állapot esetében a keletkező és lebomló szerves vegyületek mennyisége azonos (Győri 1984; Patócs 1987; Stefanovits 1999b), így a TOC nem változik, ill. közel áll a 0 mg/kg/év értékhez. Pozitív irányú változást a humifikáció, negatív irányút a mineralizáció jelent. Természetesen, pontos meghatározás a humusz kis koncentrációja és a jelentős térbeli heterogenitás miatt nem lehetséges. Tartamkísérletünkben csökkenést a kontroll (1,67 mg C/év) és az 1ekv- (44-38-49kg N-P₂O₅-K₂O/ha/év) kezelésben (4,14 mg C/év) mutattunk ki.

A szántóföldi művelés során a szerves anyag stabil része sokáig változatlan marad (Körschens et al. 1998). Megfelelő növénytermesztési stratégiával viszont, a szerves anyag gyarapodását érhetjük el a labilis frakció növelésén keresztül (Haynes és Beare 1997). A szerves kezelések növelik a szerves anyag tartalmat (Hoffmann és Berecz 2007; Lönhardné és

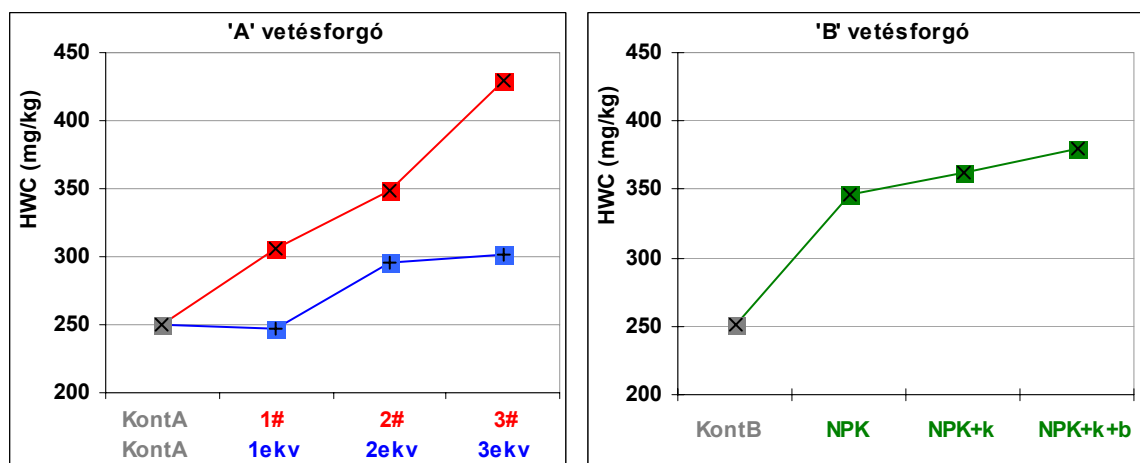
Németh 1992), míg a műtrágyázás csak annak fenntartásához elegendő (Hoffmann és Kismányoky 2001; Németh 1996).

Pozitív irányban a 2ekv-kezelés (88-76-98kg N-P₂O₅-K₂O/ha/év) helyezkedik el legközelebb a 0 értékhez (1,72 mg/év). A műtrágya adag alig elegendő a humusz növeléséhez, más-képp megfogalmazva: csak a fenntartásához elegendő. A HWC szintén a kontroll és az 1ekv-kezelésben a legkisebb - 200 mg/kg körüli. Az érték a humusz talajtermékenységben betöltött szerepének kimerülését jelenti (Körschens and Schulz 1999). A HWC mennyiségének növekedése viszont a humusz gyarodására utal a különböző kezeléseken (21. és 22. Ábra).

A HWC és a TOC kapcsolatát a műtrágya-kezelésekben közepes, az istállótrágya-kezelésekben szignifikáns, szoros korreláció jellemezte ($r=0,49$, ill $0,92$, $n=12$, $P=0,05$), bizonyítva, hogy a HWC a TOC része, annak könnyen bomló frakciója.



21. Ábra. abszolút TOC változás (mg/kg/év) az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (1961-2005)



22. Ábra. A HWC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004-2006)

Az istállótrágya és a gabonák szalmája könnyen bomló szerves anyag (Kismányoky 1993b). A lebomlás előre haladtával a növényi anyag jelentős részét kitevő cellulóz is bomlásnak indul (Cookson et al. 1998; Henriksen and Breland 1999). A HWC ezalatt folyamatosan, de csökkenő mértékben képződik (Summerell and Burgess 1989). A nagyobb HWC koncentráció nagyobb mennyiségű növényi maradványra utal (Körschens et al. 1998). A talajba került szerves anyag lebomlásával, átalakulásával - a humifikáción át - a humusz mennyiségi növekedéséhez járul hozzá (Füleky és Filep 1999; Németh 1996).

A kontrollhoz hasonlóan az 1ekv-kezelésben szintén alacsony értéket kaptunk. A trágyázatlan parcella a talaj szerves anyagának stabil részét képviseli, csak nagyon kis mértékben változik az évtizedek alatt. A kisdagú műtrágya N, P, K és a talaj mobilizálható - a humusz ásványosodása folyamán felszabaduló - hatóanyagait hasznosítja a kultúrnövény. A terméssel folyamatosan eltávolítjuk, fokozatosan csökkentjük a talaj felvehető tápanyag-készletét. Az egyre kisebb biomassza és terméseredmények csökkenő szerves anyag utánpótlást jelentenek. Az input nem elegendő a TOC növeléséhez.

A 2ekv-kezelés fordulópont: 1,72 mg/év szerves C gyarapodást mértünk. Ugyanez a 3ekv esetében 16,8 mg/év, ami jelentős ($SzD_{5\%}=16,75$, $SzD_{10\%}=13,75$), mintegy 10-szer nagyobb értéknek számít. A műtrágya adagok növelése a humusz gyarapodását segíti.

Az 1# adag hatása a 3ekv-sel egyenértékűnek vehető. Az adagok szervesanyag mennyiségükkel arányosan növelték a szerves C mennyiségét (16,25, 31,85, 44,56 mg/év). Az istállótrágyázás mindhárom hatóanyag-szinten hatékonyabb volt (Melléklet: 20. Táblázat).

A 'B' vetésforgóban az NPK-n (27,34 mg/év) felül leszántott kukoricaszár és búzaszalma további TOC gyarapodással járt (42,97 és 55,02 mg/év). Az alászántott növényi maradvány könnyen bomló szerves frakciója jelentősen ($SzD_{5\%}=34,35$, $SzD_{10\%}=27,70$) megemelte a labilis szerves frakciót, ezen belül a HWC-t is, ami a humusz növekedésére utal.

A HWC és a TOC kapcsolatát szignifikáns, szoros korreláció jellemezte ($r = 0,88$, $n=12$, $P=0,05$), újfent bizonyítva, hogy a HWC a TOC könnyen bomló frakciója.

A műtrágya-, istállótrágya- és szármaradvány kezelése a TOC-t évente 5,1, 30,9 és 49,0 mg értékkel növelték. A szárkezelés NPK kiegészítéssel tehát közel 10-szeres hatásfokú (1000%) volt a műtrágyázáshoz viszonyítva, és 160%-kal volt jobb az istállótrágyázásnál.

Az NPK, mint legnagyobb hatóanyagú műtrágya-kezelésen felül még a szerves maradványt is beforgattuk. A kétféle kezelés kombinálásának eredményezte a kedvező hatást.

A TOC éves átlagos növekedése és a HWC adatsora között egy nagyságrendnyi az eltérés. Az adatsoruk nagyon szoros, szignifikáns korrelációt eredményeztek ($r=0,935$, $n=11$). A kezelések átlagában a TOC növekedés és a HWC 20,5 (6-55) és 325 (249-429) mg/kg-ot adott.

A humusz gyarapodása a talajba kerülő szerves anyag egy részének humifikációjával megy végbe. A maradvány nagyobb része - a könnyen lebomló szerves frakció - ásványosodik, elemeire bomlik, a kisebbik rész alakul humusszá (Füleký és Filep 1999; Németh 1996).

A vizsgálatba vont kezelések **humuszmérlegének** egyensúlyi állapotának (1,5 H%) fenntartásához hektáronként 44-38-49kg N-P₂O₅-K₂O/kg/ha ásványi hatóanyagnál (1ekv) nagyobb mennyiség szükséges, mivel ez a dózis 20 és 42 év után is negatív humuszmérleg kialakulásával járt. A humusz kis mértékben (0,03%-kal) csökkent a kísérlet beállításakor mért - 1,5%-os - szinthez képest (SzD_{5%}=0,13, SzD_{10%}=0,10). Az 1#-kezelésben, a szerves hatóanyagforma pozitív (1,62%) mérleget, 1,12% abszolút növekedést mutatott. A 2ekv - N-P₂O₅-K₂O - 88-76-9 kg/ha/év - hatására 1,51% humusz-szint alakult ki, a folyamatos szántóföldi növénytermesztés mellett alig mozdult el a kiindulási értéktől, míg a 2#-kezelés jelentős, 1,23% abszolút növekedést eredményezett.

Meghatároztuk a 100 mg TOC növekedéséhez szükséges hatóanyag mennyiségeket is. Istállótrágyaként, szerves formában kiadott 6,69 kg N/ha hatóanyag eredményezett 100 mg/év C gyarapodást. Ez 5,32 t/ha istállótrágyának felel meg. A műtrágyára vonatkozóan nem tudunk értéket megadni, mivel a kis műtrágya-adag negatív értéket ad.

Elvégezhető azonban a szerves és szervesetlen kezelések összehasonlítása. A 2ekv- és a 2#-kezelés különbsége: 1848% (tehát 18-szoros) az istállótrágya javára, ennyiszor hatékonyabban növeli a humuszt. A 3ekv- és a 3#-kezelés összehasonlításában a különbség jelentősen csökken: 253% (vagyis 2,5-szörös). Az NPK és az NPK+k között 157% a különbség a szerves maradvány leszántás javára. Az NPK és az NPK+k+b esetében már 201% az eltérés, tehát kétszer több humusz képződött, mint csak műtrágyázás eredményeként.

3.2.4. Optimális humusz-tartalom

Fontos a talaj optimális humusz (szerves anyag) mennyiségének fenntartása. Az optimális humusz-tartalom talajtípustól függő tulajdonság. Tartamkísérletek alapján megállapították, hogy az optimális szerves C-mennyisége trágyázással növelhető, 0,2-0,7% (humusz: 0,34-1,21%) között változik. Az érték a német talajokra érvényes. Az optimális szint 10 t/ha/év

istállótrágya alászántásával fenntartható, magas, stabil terméseredményekhez vezet, már nem termésnövelő hatású. Legegyszerűbben a termés-adatokból állapítható meg (Körschens 2004).

Kísérletünket e szempontból ellentmondás jellemzi. A műtrágyázás minden hatóanyag-szinten jelentősebb hatást gyakorolt a talaj termékenységre, a terméseredményekre. A talaj termékenységet legjobban a termésértékek tükrözik.

A 3ekv szinten telítődést tapasztaltunk, a termés már nem növekedett szignifikánsan, mint az 1ekv- és a 2ekv-kezelés között. A 3#-kezelés még nem jelenti a termésgörbe telítődését (Melléklet: 21. Táblázat). Az ellentmondás azzal magyarázható, hogy a kísérlet még csak 40 éves múlt, míg a humusz-egyensúly kialakulásához csaknem 100 évre van szükség. A humusz a trágya-kezelések hatására folyamatosan növekszik (Jenkinson 1992; Johnston 1991; Tilman 1998). Hoffmann et al. (2006) szerint, a 3#-kezelés képes leginkább a humusz növelésére. A 3# (21t/ha/év) kétszerese a 10 t/ha-os adagnak, a HWC meghatározása nagy mennyiségű, 400 mg/kg-on felüli könnyen bomló szervesanyag jelenlétére, annak növekedésére utalt.

A két vetésforgó összevetésekor észrevehettük, hogy az NPK+k- és a 3#-kezelés közel azonos humuszsintet képviselnek (1,81 és 1,82%), míg az NPK+k+b-kezelés ennél jelentősebb hatást gyakorolt a humuszra (1,90%) (Melléklet: 18. Táblázat). A HWC vizsgálatok kiértékelésekor megállapítottuk, hogy a növényi melléktermékek alászántása nem érte el a 400 mg/kg határértéket, bár mindkét szárkezelés magas értéket képviselt (Melléklet: 4. Táblázat).

Fontos megjegyeznünk, hogy a TOC mérésével nem nyerünk információt a trágyázásnak a könnyen bomló frakciót érintő növekedéséről, a bomló maradványokból felszabaduló NO_3^- -N és egyéb szerves vegyületek esetleges talajszennyező hatásáról. Azonban, a HWC mérése segítséget nyújthat, megoldást kínálhat a talajterhelés elkerülése érdekében a trágyaadagok helyes megállapításában. Ez a kérdéskör még vizsgálandó.

3.3. Terméseredmények

3.3.1. Kumulatív terméselemzés

A vetésforgó átalakítása miatt nem vetésforgóként, hanem a 2000-2006-os időszak alapján végeztem a termésanalízist. A több évtized során a kezeléshatások elkülönültek, így a kumulatív analízis elvégezhető. A kezeléshatások egy martonvásári 30 éves tartamkísérletben 14 év (Sarkadi 1994), az 1 és 2 N-dózis esetében 6 év után már külön váltak (Berzsenyi et al. 2007).

A termékek kumulatív kiértékelése lehetővé teszi a kezelések hatásának, így a talaj termékenységének viszonylag pontos, kvalitatív meghatározását. A 7 év terméselemzése szerint a

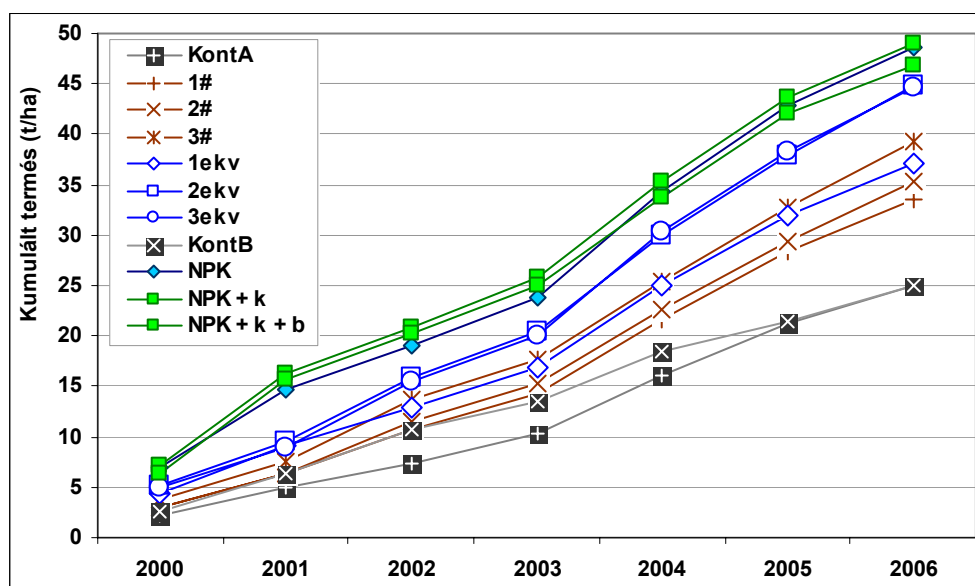
legalacsonyabb értéket a kontroll-kezelések jelentették. A terméseredmények minden esetben szignifikánsan felülmúlták a kontroll értékeit. A műtrágyázás mindhárom hatóanyag szinten kedvezőbb hatású volt, mint az istállótrágyázás (15, 39 és 22%-kal). Az istállótrágya adagok arányosan növelték a termésértékeket, az 1# és a 3#, valamint a 2# és a 3# között - $SzD_{5\%}=2,97$ és $SzD_{10\%}=2,45$ mellett - szignifikáns különbséget határoztunk meg.

Az 1ekv és a 2ekv kezelés kapcsolatában a termés jelentősen növekedett, de a 3ekv dózis már nem növelte azt tovább, így a 2ekv-kezelés esetében terméstartózkodás következett be.

Az NPK-kezeléshez viszonyítva az NPK+k- kissé terméstartó (1,5%), az NPK+ k+b-kezelés terméstartó (1,9%) hatásának bizonyult. A különbségek nem jelentősek $SzD_{5\%}=3,97$ és $SzD_{10\%}=3,21$ mellett sem (23. Ábra).

A terméselemzés és kiértékelés szempontjából 'A' és 'B' vetéscsergőt külön kell választanunk. A labilis frakciók terméssel való kapcsolatának vizsgálata szükségessé teszi az elemzés vetéscsergő-szinten történő elvégzését. A HWC és MBC érzékeny mutatói a talajt ért behatásoknak, mennyiségük folyamatosan változik. 2004-ben kukorica és burgonya, 2005-ben kukorica, 2006-ban burgonya és kukorica volt az 'A' és 'B' vetéscsergőben a jelzőnövény. A növényeknek eltérő a trágyareakciója, az előveteményhatása, a reagálása a csapadék és a hőmérséklet értékekre, így fejlődésük és a labilis frakcióra gyakorolt hatásuk is más.

A trágyakezelések elfedik a többi tényező hatását (Nagy 1993a). A kontroll parcellák a természetes termékenységet jelzik. Az elővetemény-, az évjárat-hatás vizsgálhatóvá válik.



23. Ábra. A kumulált terméskülönbségek az 'A' és a 'B' vetéscsergő kiválasztott kezeléseiben (2000-2006)

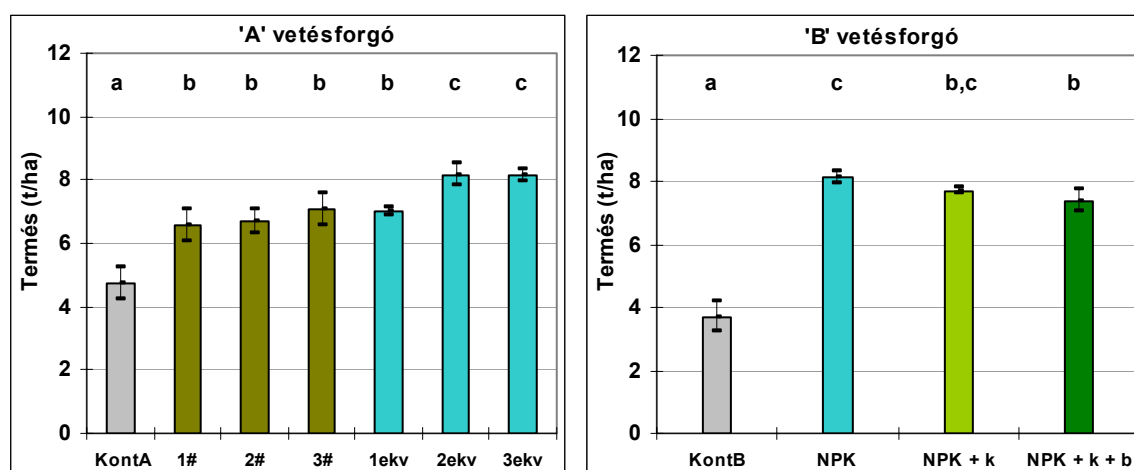
3.3.2. A vizsgált időszak terméselemzése

Terméseredményeink szerint a három év átlagában az összes kezelés szignifikáns eltérést eredményezett a kontrollhoz képest. A 2ekv- és 3ekv- az 1ekv-kezeléshez képest szignifikánsan nagyobb értéket adott ($SzD_{5\%}=0,69$). Az istállótrágyázás 143, a műtrágyázás 164%-os hatású volt. Amíg a szerves-trágyázás hatása lineáris volt az adagok növelésével, a 2ekv műtrágya-dózisnál telítődést tapasztaltunk. A 3ekv már nem volt termésnövelő hatású.

A regresszió-analízis a hatóanyagszintek és a 3 éves termésátlagok kapcsolatára az $y=0,0002x^2+0,0408x+4,8221$ és az $y=0,0003x^2+0,065x+4,7178$ egyenletet adta meg a szerves és szervesetlen kezelésekben. $R^2=0,79$, ill. $0,96$ (Melléklet: 10. a), b) Ábra).

A szármadaradvány leszántások többnyire semleges hatásúak voltak a terméseredményekre. Hosszabb távon az évjárattól és a termesztett növénytől függően múltak alul a csak NPK-kezelt parcellák értékeit. A három év átlagában a termés jelentősen csökkent az NPK+k+b-kezelés hatására ($SzD_{5\%}=0,59$). A 3ekv-kezelés határértéket jelentett, ugyanis a tápanyag-bevitel növelése már nem vezetett termés-többletnek. Az NPK-kezelés sem adott nagyobb termést, jóllehet 41 kg-mal több N-t kapott (24. Ábra, Melléklet: 21. Táblázat).

Az 'A' és a 'B' vetésforgó kontroll-kezelései lehetővé teszik a természetes talajtermékenység nyomon követését. A KontA és a KontB átlaga a 7 évben 5,30 és 6,05 t/ha, a vizsgált 3 évben 6,90 és 6,74 t/ha. Az 'A' vetésforgó kedvezőbb növényi sorrendű, elvileg jobb termést ad. A kumulált terméseredmények és a 3 év terméseredményei szignifikáns, nagyon szoros korrelációt adtak ($r=0,925$, $n=11$). A különbség a vetésforgó eltérő növényi sorrendje, a kultúrnövények eltérő tápanyag-reakciója és elővetemény-hatása, az évjárathatás folytán kapott termésmennyiségek összefüggésének eredőjeként értelmezhető.

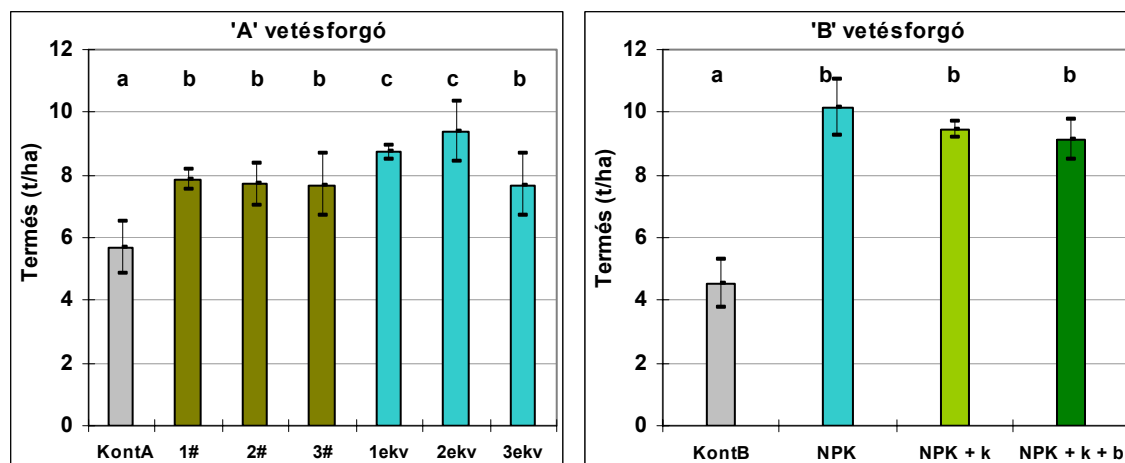


24. Ábra. A terméseredmények az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004-2006)

2004-ben az 'A' forgóban burgonya volt a jelzőnövény. A csapadékos, mérsékelt meleg éghajlat növénye. Hazánkban a csapadék nem elegendő termesztéséhez, ezért egyes években rossz termést érünk el. Az előző év, 2003 száraz volt, de a burgonya tavaszi vetésű, ezért a téli, feltöltődési időszakot követően az elővetemény vízfelhasználása és tenyészidejének hosszúsága lényegtelen. A felhasználható víz mennyiségét ezen felül a tavaszi és nyári csapadék határozza meg. A termés 29,2 t/ha, gabonaegységben 8,7 t/ha volt. Ez a II. szántóföldi termőhelyen elérhető - 20-30 t/ha - termés felső határa, rendkívül jónak számít. A tenyészidőszak csapadék mennyisége 284mm volt, ami jóval alatta maradt a 450 mm-es szükségletnek (Antal 2000; Kovács és Füleky 1991; Radics 1994).

A kezelések között szignifikáns különbségek alakultak ki. A kontrollhoz képest minden kezelés jelentősen eltért. A szerves kezelések között nem, de a 2ekv- és a 3ekv- (SzD_{5%}=1,34), az 1ekv- és a 2ekv-, a 3ekv-kezelés (SzD_{10%}=1,10) között, valamint az istállótrágyázás és az 1ekv-, 2ekv-kezelés között is szignifikáns termés-különbségek alakultak ki. Az istállótrágyázás 136, a műtrágyázás 151%-kal adott magasabb termést a kontrollhoz képest. A legkedvezőbb kezelésnek a 2ekv mutatkozott, a 9,3 tonnás termés 165%-kal haladta meg a kontroll termésértéket (25. Ábra).

A regresszió-analízis a hatóanyagszintek és a termés kapcsolatát az $y=0,0003x^2+0,0509x+5,8089$ és az $y=0,0006x^2+0,0958x+5,6892$ egyenlettel írta le a szerves és szervesetlen kezelésekben. $R^2=0,62$, ill. $0,81$ (Melléklet: 11. a), b) Ábra).



25. Ábra. A terméseredmények az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004)

A 'B' vetésforgóban a szintén tavaszi vetésű kukorica szerepelt. A termés kiváló 8,6 t/ha volt. A II. szántóföldi termőhelyen várható termés 4-9 t/ha. A kontrollhoz képest a kezelések

szignifikánsan nagyobb termésértékeket adtak ($SzD_{5\%}=1,27$, $SzD_{10\%}=1,03$). A legjobb termést az NPK-kezelésben mértük, a 10,16 t/ha 226%-kal, az NPK + szármaradvány-kezelések 206%-kal adtak magasabb termést a kontrollhoz viszonyítva.

Bár a 2003-as év vége csapadékszegény volt, a talaj nedvességének megőrzésére kedvezően hatott a január-március közötti átlagosnál alacsonyabb hőmérséklet ($-2,4$ $^{\circ}\text{C}$). A kukorica egyenletes csapadékeloszlást igényel, azonban az átlagos év kedvezőbb számára. A legtöbb vizet virágzáskor, címerhányáskor, és szemtelítődéskor párologtatja el. A június második felében jelentkező, és a július havi aszály tetemes termésvesztéssel jár. Az éréshez a kukoricának meleg, száraz időre van szüksége, szeptember-október végéig érik. Az év eleje csapadékban gazdag volt. A május, július, augusztus száraz, a június csapadékos volt. A július kifejezetten száraz volt, fele csapadék sem hullott. Az előző havi sok csapadék azonban kompenzáló tényezőként hatott (Antal 2000; Kovács és Füleky 1991; Radics 1994).

Összességében, mindkét forgóban a várható értékek felső határának közelében voltak a termések. Rendkívül jó terméseket értünk el. Az előző év (2003) aszályos volt, a csapadék - a 100 éves átlagtól 137 mm-rel elmaradva - 516 mm volt, amihez forró nyár társult. A 100 éves átlaghoz képest június, július és augusztus 3,8, 1,0 és 3,4 $^{\circ}\text{C}$ -szal volt melegebb. Mindez a trágyázással kijutatott tápanyagtartalom megőrzéséhez vezetett (Melléklet: 22. Táblázat).

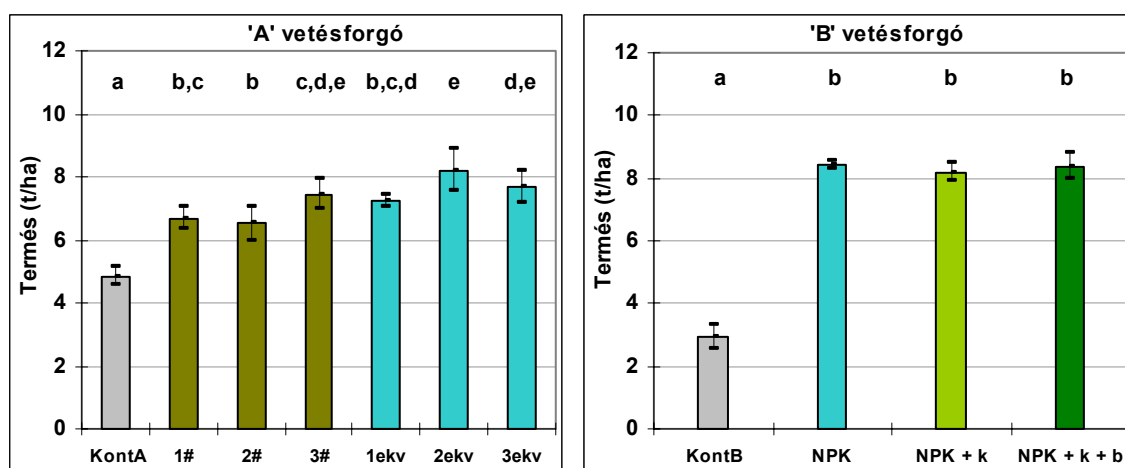
2005-ben az 'A' vetésforgóban kukorica volt a jelzőnövény. Előveteménye burgonya volt. A kukorica az előveteményre nem különösebben igényes, csak a talaj állapotára. A vegetatív időszak csapadékmennyisége (620 mm), csakúgy, mint az egész évé kiemelkedően magas volt (795 mm). Az év eleje átlagos, május jó, június és július az átlagosnál csapadékosabb, szeptember átlagos csapadéku volt. A termés 7,3 t/ha, 1,3 t-val volt kevesebb, mint az előző évben. Figyelembe kell venni azonban, hogy a kukorica az egyik legnagyobb termés-ingadozást mutató növényünk.

A kontroll és a kezelések viszonyában, valamint a kezelések között ismét szignifikáns különbségeket állapítottunk meg. A 2#- és a 3#-kezelés között $SzD_{5\%}=0,79$, míg az 1#-, a 2#- és a 3#-kezelés között $SzD_{10\%}=0,64$ mellett volt kimutatható szignifikáns eltérés. A műtrágyakezelésekben csak az 1ekv és a 2ekv között mutattunk ki szignifikáns eltérést ($SzD_{5\%}=0,79$). A kis és a közepes istállótrágya-adagnál (1#, 2#) a közepes és nagy műtrágya-dózis (2ekv, 3ekv) szignifikánsan nagyobb termést adott ($SzD_{5\%}$). Az istállótrágyázás 142%, a műtrágyázás 159%-kal adott magasabb termést a kontrollhoz képest. A legkedvezőbb kezelésnek a 2ekv mutatkozott, a 8,19 t/ha 169% relatív terméstöbbletet jelentett.

A regresszió-analízis a hatóanyagszintek és a termés kapcsolatát az $y = -0,0001x^2 + 0,0328x + 5,0076$ és az $y = -0,0004x^2 + 0,0707x + 4,8497$ egyenlettel írta le a szerves és szervesetlen kezelésekben. $R^2 = 0,78$, ill. $0,92$ (Melléklet: 12. a), b) Ábra).

A 'B' vetésforgóban az elővetemény is kukorica volt, önmaga után másodszorra következett. Legfeljebb 3-5-ször kerülhet önmaga után. A termés $6,9$ t/ha volt, $1,7$ tonnás csökkenést jelentett. Az előveteményhatás a kontroll-kezelésben jól megfigyelhető. A termésátlag $2,9$ t/ha volt az egy évvel korábbi $4,5$ tonnával szemben. A csökkenés $1,6$ tonnát tett ki.

A kontroll és a kezelések kapcsolatában statisztikailag igazolt a szignifikáns eltérés ($SzD_{5\%} = 0,61$, $SzD_{10\%} = 0,49$) Az NPK- és az NPK + szármaradvány-kezelések 288 és 284% -kal adtak magasabb termést a kontrollhoz viszonyítva. Az NPK-kezeléshez képest semleges volt a hatásuk (26. Ábra, Melléklet: 23. Táblázat).



26. Ábra. A terméseredmények az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005)

2006-ban az 'A' vetésforgóban kukorica volt a jelzőnövény. Az április és szeptember között lehullott csapadék $2/3$ -a volt az előző évinek (437 mm). Április, május, június során az átlagosnál több, így májusban pl. kétszeres mennyiség esett. A július aszályos, az augusztus csapadékos, majd a szeptember ismét aszályos, a szentelítődésre kedvezőtlen volt. Augusztusban azonban az átlagos csapadék duplája hullott, kedvező hatása némileg kárpótolta a rákövetkező aszályos időszakot. Az egyenletes csapadékeloszlás ez évben nem teljesült. Sem a sok, sem a kevés csapadékmennyiség nem kedvező (Pepó 2000). Az elővetemény is kukorica volt, ami ugyancsak negatívan hatott a termésre: $5,6$ t/ha közepes termés-szintet, egyben $1,3$ tonnás csökkenést jelentett. Az előveteményhatás a kontroll parcellák esetében is jól megmutatkozott: $1,2$ tonnás csökkenéssel $3,6$ t/ha termést kaptunk.

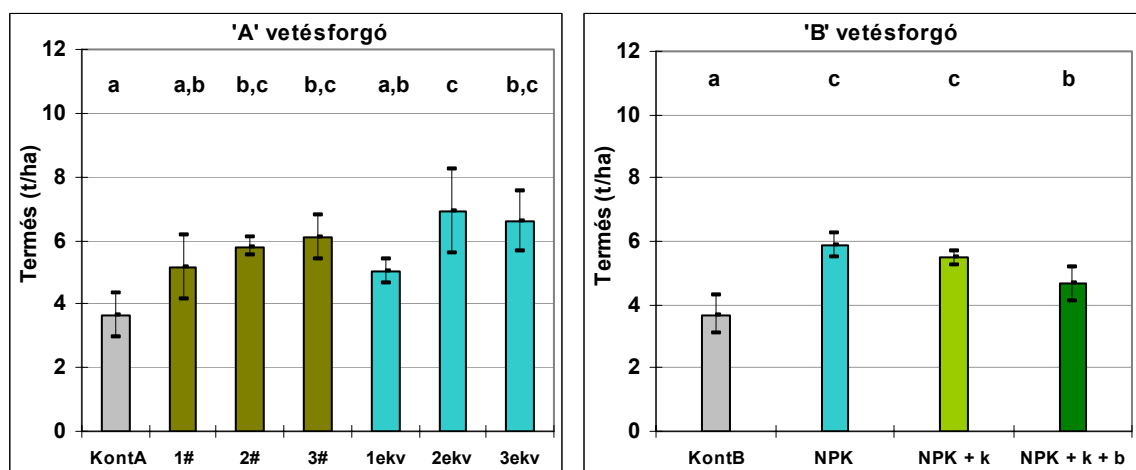
Az istállótrágya-kezelések nem vezettek igazolt különbségekhez. Az 1ekv- és a 3ekv-, ill. az 1#- és a 3ekv-kezelés között - $SzD_{5\%} = 1,46$ mellett - igazolt az eltérés. Az istállótrágyázás

156%, a műtrágyázás 170%-kal adott nagyobb termést a kontrollnál. A legkedvezőbb ismét a 2ekv műtrágya-kezelés volt. A 6,91 t/ha termés 191%-os termésnövelő hatásúnak bizonyult.

A regresszió-analízis a hatóanyagszintek és a termés kapcsolatára az $y=0,0002x^2+0,0389x+3,6497$ és az $y=0,0002x^2+0,0535x+3,4924$ egyenletet adta meg a szerves és szervesetlen kezelésekben. $R^2=0,72$, ill. $0,71$ (Melléklet: 13. a), b) Ábra).

A 'B' vetésforgóban burgonya szerepelt. Előveteménye kukorica volt, ami rossz előveteménye. A vegetatív időszak csapadéka (437 mm) elegendőnek tűnik, viszont a kukorica negatív hatású. Így a termés az előző évinél lényegesen kevesebb, 4,92 t/ha volt a kezelések átlagában, gabonaegységben kifejezve.

A KontB - NPK - NPK+k+b kapcsolatában - $SzD_{5\%}=0,85$ mellett - szignifikáns eltéréseket kaptunk. Az NPK+k+b-hoz képest az NPK+k- és az NPK-kezelés szignifikánsan magasabb termésértéket adott. Az NPK és az NPK + szármaradvány-kezelések 159 és 138%-kal adtak magasabb termést a kontrollhoz viszonyítva (27. Ábra, Melléklet: 24. Táblázat).



27. Ábra. A terméseredmények az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2006)

3.3.3. A termés és a kezelésfajták kapcsolata

A humusz önmagában nem vezet magas terméseredményre. A stabil, humifikált szerves anyag mineralizációjával a N-ellátásban fontos, de így válik felvehetővé a többi tápelem is (Füleky és Filep 1999; Györi 1984; Nagy 1993b; Németh 1996; Patócs 1987; Tate 1987). Így a tápelem-ellátásban, valamint adszorpciós tulajdonságai révén a tápanyagok és a víz-visszatartásban (Füleky és Filep 1999; Körschens 2002; Stevenson 1982) is fontos szerep hárul rá.

A talaj szerves anyagának lebontható frakciója közvetlenül a talajtermékenységre utal (Kapkiyai et al. 1999; Körschens et al. 1998), mikrobiális és növényi maradvány eredetű

(Chodak et al. 2003; Körschens et al. 1998; Leinweber et al. 1995; Oades 1984; Schulz et al. 2002). A növény fejlettségi állapotával is kapcsolatot mutat, ugyanis mennyiségét a gyökerek kiválasztó működése nagyban meghatározza (Hütsch et al. 2002; Krafczyk et al. 1984; Molina et al. 2001).

A talajba került szerves anyag 2/3-a ásványosodik, a fennmaradó rész alakul humusszá. A növényi melléktermékek (gyökér, tarló, szár) - elsődlegesen a könnyen bontható komponensek, majd a nehezebben bontható vegyületek - biodegradációjával a tápelemek felszabadulnak, ásványi formában felvehetővé válnak. A N-felszabadulását azonban a C/N arány is befolyásolja (Kismányoky 1993b), ezért a N-immobilizáció következtében termés csökkenés léphet fel (Németh 1995; Nyborg et al. 1995). E tényezőket is figyelembe kell venni.

Külön kell választanunk a szerves- és műtrágya-kezelések hatását a terméseredményekre, illetve a HWC-ra kifejtett hatásuk vizsgálatában. A műtrágyázás az istállótrágyázásnál 21%-kal több termést eredményezett (164% és 143%), viszont a HWC esetében a szerves-kezeléseknél mértünk 32%-kal magasabb értékeket (113% és 145%). Az NPK-kezeléshez képest a szármaradvány kezelések 10%-kal magasabb HWC értékek kialakulásához vezettek, viszont a szárkezelések a terméseredményekre (-) hatással voltak (-4%).

A TOC és a termés vizsgálatában ugyanezt állapíthatjuk meg: a szerves-kezelések 13%-kal kedvezőbb szerves C-értékek kialakulásához vezettek, mint a műtrágyázás (116 és 103%). A szármaradványok alászántása ezúttal is enyhén, 10%-kal nagyobb TOC értéket adott. Az ellentmondás feloldható, mivel a műtrágya hatóanyagai jobban érvényesülnek könnyebb felvehetőségük miatt - felvehető formába kerülnek a talajoldatban -, míg az istállótrágya tápanyagainak lassú feltáródás jellemzi, valamint a talaj szerves anyagának növelésére kedvező.

Az istállótrágya termésnövelő hatása az első évben 40-60% közötti, majd egyre csökkenő hatású. A műtrágyához képest N-tartalmának hasznosulása kisebb, annak 60-80%-a. A kultúrnövények a tenyészidőszak során N-tartalmának 50%-át, a műtrágya N 60-80%-át hasznosítják. Az istállótrágyázás 3 éves hatásával számolnak. Az első évben 60%, ami a második, harmadik évre 30 és 10-12%-ra csökken. Kísérletünkben 5 év alatt 1 vagy 2 adagban juttatjuk ki az istállótrágyát, így az évek többségében utóhatásával számolunk. A kiadott szervesanyag (+) hatású a talaj szerves anyagára. Az első évben közel fele lebomlik. A szalma könnyen bomló anyag, mivel nagy része cellulóz. A szerves anyag nagy része ásványosodik, a növényeket ásványi elemekkel ellátva, kisebb része a humuszt gyarapítja (Stefanovits 1999b).

A humusz (+) hatású a víz és a tápelemek adszorpciójára, az agronómiai - tehát az apró morzsás - szerkezetre, a hó és vízgazdálkodásra, a tápanyagellátásra. Összefoglalóan, a talaj termékenységére hat a stabil és a labilis szerves anyag frakció is. Fizikai hatása hosszú távú.

A K nagy része az első évben kimosódik a szerves anyagból. A P szabadul fel legnehezebben, 30-50%-ban. A N hasznosulása az első évben 50%. 20-nál nagyobb C/N arányú szerves anyag lebontásakor a reduzens mikroszervezetek sok N-t vesznek el a növények elől, ami a termésképzést negatívan érinti. A jelenség pentozán hatás néven ismert. (Kismányoky 1993a).

A növényi melléktermékek alászántása az esetek nagy többségében semleges hatású volt a csak ásványi formában kiadott kezeléshez képest. A vizsgált három év átlagában, ill. burgonya esetében (2004) csak a kukorica és a búza növényi maradvány együttes leszántása eredményezett szignifikáns terméscsökkenést.

A szármaradvány-leszántás terméscsökkentő hatásáról megoszlanak a vélemények, pozitív vagy negatív hatása több okra vezethető vissza.

A műtrágyán felül leszántott szalmából felszabaduló 5-6kg N/ha nem elegendő a termés növeléséhez (Stumpe et al. 2000). Búzaszalma ismételt leszántásakor a talaj mikrobaközössége kondicionálódott. Ősszel a N-immobilizáció, tavasszal a N ásványosodása is erőteljesebb volt. A felszabadult N (7 kg N/ha), mégis jelentéktelen mennyiségű volt a termés növeléséhez (Cookson et al. 1988). Jelentősebb (8,9 t/ha) szalma-mennyiség alászántás hatására a talaj N-tartalmának növekedését figyelték meg. A szerves anyag ásványosodásával felszabaduló N volt a felelős a terméscsökkentésért (Tate 1987).

A szalma lebontásakor képződő fitotoxikus vegyületek gátolták a kukorica (Cochran et al. 1977), és a búza (Turley et al. 2003) korai fejlődését. A bomlástermékek mérgezők, kis mennyiségben is. Bizonyított a szalma, a gyökérvadalkok és gyomok toxikus hatása. Szántóföldön a hatás kialakulását a pH, a felhígulás, a lebomlás meggyorsulása gátolja.

Egy másik mechanizmus a lebontás vízigényével hozható összefüggésbe. Mivel mindkét vizsgált növényünk tavaszi vetésű, nem függenek az előző évből visszamaradt talajnedvességtől. A termést viszont nagyban meghatározza a vetés előtt, és a csírázás során lehullott csapadék mennyiség. Nagy mennyiségű szerves anyag alászántásakor a cellulóz-bomlás tavasszal indul meg, a mikroorganizmusok vizet használnak fel ehhez, a termőréteg kiszáradást okozva, ami kelési egyenetlenséghez vezet. (Nagy 1993b). A nagy mennyiségű szerves maradvány kísérletünkben a kukoricaszár + búzaszalma-kezelésnek felel meg.

A szármaradvány bedolgozás minősége szintén fontos tényező. A sekély, rossz minőségű elmunkálás kedvezőtlen a kelésre, a fiatal növény fejlődésére (Turley et al. 2003).

A növény visszamaradó szerves anyag mennyisége, és a termés közötti korreláció (+). A kezelések növelik a biomasszát így a termést is. A HWC is növényi és mikrobiális eredetű. A nagyobb biomassza - a nagyobb adagú kezelésen át - jobban növeli azt, így a szerves anyag - termés közti korreláció érthető (Nagy 1993b).

A keszthelyi tartamkísérletben a valódi okok megtalálása további kutatásokat igényel.

Kontroll

A kukorica várható termése 4 és 9 t/ha közötti. 2005-ben és 2006-ban az 'A' vetésforgóban 5,0 és 3,7 t/ha, a 'B' vetésforgóban 2004-ben és 2005-ben 4,9 és 2,8 t/ha termést kaptunk. A kiemelkedő értékek - mint a 4,9 t/ha - aszályos évet követően, a talaj tápanyag-tartalmának hasznosulásával magyarázhatók. Aszályos évet követően 1/3-dal csökkenthetjük a kiadandó tápanyag-mennyiséget. Az 5,0 t/ha termést burgonya után, az átlagosnál jóval csapadékosabb évben kaptuk. A burgonya várható termése 20 és 30 t/ha közé esik. Az 'A' vetésforgóban, 2004-ben 19,3, a 'B' vetésforgóban, 2006-ban 12,3 t/ha-os gumótermést kaptunk. A kedvező évjáratban mért 19,3 tonna megközelítette a várható érték alsó határát. A 12,3 tonna nagyon alacsony érték, kukorica, mint rossz elővetemény után mértük. Az eltérések az eltérő hozamú fajtákkal is magyarázhatók. Látható, hogy a trágyázatlan kontroll talajának természetes termékenysége még 40 év után is kielégítő termést ad kedvező évjárat esetében.

Istállótrágyázás

A burgonya termések esetében (2004) az istállótrágya-dózisok hatása nem volt következetes; a termés nem növekedett a hatóanyaggal. Igaz, az előző évi aszály miatt a talaj tápanyagtartalma is nagyobb volt. A kukorica-termések (2005, 2006) és a hatóanyag-szintek között már lineáris volt a kapcsolat.

Műtrágyázás

A burgonyára (2004) a 2ekv hatóanyag-szint terméscsökkentő hatású volt, a 3ekv már jelentősen terméscsökkentő hatásúnak bizonyult. A kukorica termése (2005, 2006) és a kiadott dózisok között is ugyanez volt megfigyelhető, de jelentős csökkenés nélkül. Kedvező évjáratban a kontroll és a legnagyobb termést adó kezelés között kisebb volt a különbség. Ennek magyarázata az, hogy jobb évben a talaj tápanyagtökéje jól érvényesül.

Szármaradvány kezelés

Egyik évben alacsonyabb, másik évben semleges hatású volt a termésre, a referencia, csak NPK-kezeléshez képest. Kukorica esetében (2004, 2005) az NPK+k és az NPK+k+b szármaradvány kezelés semleges hatású volt, míg burgonya esetében (2006) az NPK+k+b kezelés - $SzD_{10\%}=0,85$ mellett - szignifikánsan kisebb termést adott.

A növények tehát eltérően reagálnak a különböző kezelésekre. Ezért, szükséges a növényenkénti termés-analízist is elvégezni, hogy kiszűrjük az évhatást, és elővetemény-hatást.

3.4. A kémhatás

3.4.1. A kémhatás a kezelésekben

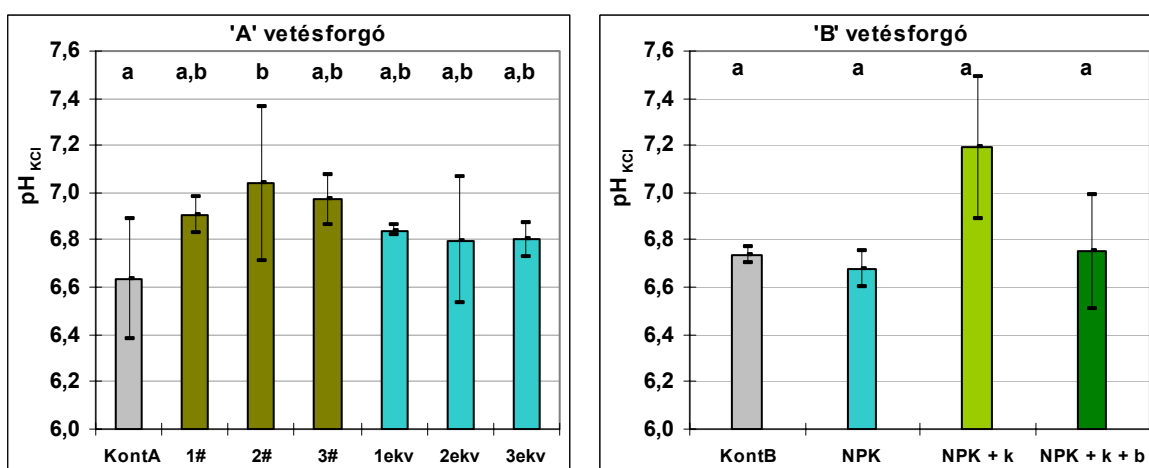
A kezelések között szignifikáns különbségek alakultak ki. Az 'A' vetésforgóban a legalacsonyabb és a legmagasabb KCl-os pH értéket a kontroll és a 2#-kezelésben határoztuk meg, eltérésük szignifikánsan volt ($SzD_{5\%}=0,339$). $SzD_{10\%}=0,278$ mellett a 3#-kezelés is igazoltan eltért a kontrolltól. A szerves anyag kedvező hatását igazolja, hogy az inputok növelésével emelkedett a kémhatás. Míg a kontroll-kezelés kissé savas, addig az istállótrágyázás semleges pH-n tartotta a parcellák talajainak kémhatását. A műtrágya-kezelések nem tértek el jelentősen a kontrolltól, mindhárom hatóanyag-szinten 6,8 pH_{KCl} körüli értéket mértünk. A hatóanyag háromszorosára növelésével sem figyelhettünk meg kémhatás-csökkenést. A kémhatás és a műtrágya-N dózisok kapcsolata nem következetes. A kémhatást nagy, 1,02 (6,38-7,40) pH egységnyi eltérés jellemezte. Széles pH tartományt képviseltek a szórások, ami az istállótrágyázáson belül a 2# kezelés esetében volt a legnagyobb: 0,63 pH_{KCl} érték (6,77-7,40 pH_{KCl}), de a 2ekv-kezelésben is jelentős, 0,51 (6,59-7,10 pH_{KCl}).

A regresszió-analízis a hatóanyag-szintek és a pH kapcsolatát az istállótrágya és műtrágya-kezelésekben az $y=-4E-05x^2+0,0084x+6,6317$ és az $y=-3E-05x^2+0,0045x+6,6498$ egyenlettel írta le. $R^2=0,42$, ill. 0,17 (Melléklet: 14. a), b) Ábra).

A 'B' vetésforgóban a kukoricaszár aláforgatása a nagy adagú istállótrágyázás hatásához hasonlóan - $SzD_{10\%}=0,41$ mellett - szignifikánsan hatott a pH értékre, míg $SzD_{5\%}=0,544$ mellett nincsen jelentős eltérés a kezelések között. Az NPK+k+b-kezelés szintén - bár csak kis mértékben - magasabb értéket adott, mint a csak NPK-kezelés (Melléklet: 25. Táblázat). A nagy szórások, és a különbségek a kétféle növényi melléktermék kezelés talajának heterogenitásával, valamint azzal is magyarázható, hogy a kétféle növényi maradvány együttes hatása a szerves anyag lebomlása során kifejezettebb savanyító hatást fejt ki. (28. Ábra).

A szakirodalommal egyező adatokat kaptunk a kémhatás változását illetően. A kontroll és a műtrágya savanyító (Barak 2000; Barak et al. 1997; Garz et al. 2000; Loch 1999a), valamint a szervesanyag aláforgatásának pozitív hatásáról (Bolan et al. 1991; Kovács et al. 1988; Pocknee and Sumner 1997; Stefanovits et al. 1999a; Xu et al. 2005) nagyszámú irodalmi forrás áll rendelkezésre. A savas esők hatására több pH egységgel csökkenhet a talajok kémhatása, ami a trágyázatlan kezelésekben jól nyomon követhető (Barak, et al. 1997; Goulding and Poulton 2003; Goulding et al. 1998), ahol a savanyodás oka emellett a kationok kimosódása és felvétele, valamint a környezet szennyezése (Debreczeni and Kismányoky 2005). Az OMTK szerint foltokban karbonátos talajon - mint Keszthelyen is - a pH változás nem volt

következetes a nagy szórások miatt. A talaj heterogenitása következtében a nagyobb műtrágya dózisok látszólagosan nem csökkentették a kémhatást, hanem annak növekedéséhez vezettek. A lepusztult felszínen a karbonátosabb altalaj felszínre került, itt a műtrágyázás nem okozott pH csökkenést. A mélyebb térszínekben jelentős volt a kimosódás - a pH csökkent. Így az ismétlések átlagában nem tudtak egyértelmű kezeléshatást megállapítani (Blaskó és Zsigrai 2003). A műtrágya-kezelésekben a pH csökkenés elmaradása a növekvő NPK-adagok nyomán megnövekedett biomassza, és annak kation-tartalmának pufferoló hatásával is magyarázható (Noble et al. 1996; Pocknee és Sumner 1997; Tang and Yu 1999; Xu et al. 2005).



28. Ábra: A pH_{KCl} az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

3.4.2. A kémhatás változása az eredeti értékhez képest

1961-ben 7,3 pH_{KCl} értéket határoztak meg, ami 40 év alatt 6,86 pH-értékre csökkent (0,44 pH értékkel), a savanyodás nem nagymértékű. Megállapítható, hogy az eltelt 40 év szántóföldi növénytermesztésének eredményeként - a talajművelés, növénytermesztés és agrotechnika eredőjeként - a feltalaj savanyodása volt tapasztalható minden egyes kezelésben. Az eredeti értékhez képest a csökkenés a műtrágyázás esetében volt a legnagyobb (93,7 - 91,4%), de nem volt arányos az évente kiadott, növekvő hatóanyagtartalmú műtrágya-adagokkal. A szerves kezeléseknél is csökkent a pH. A kiadott szerves anyag mennyisége és a kémhatás csökkenése között fordított kapcsolatot állapítottunk meg. A nagy adagú szerves anyag-alászántás hatása (+) volt.

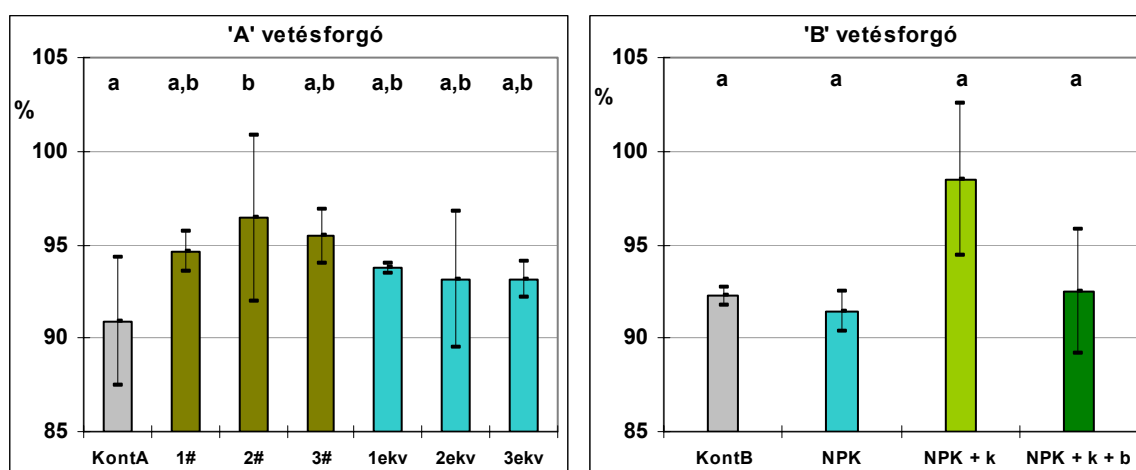
SzD_{5%}=3,9 mellett a kontroll és a 2# kezelés között szignifikáns eltérést mutattunk ki. Statisztikailag igazoltan, legjobban a kontroll és a 2ekv-, legkevésbé a 2#- és a 3#-kezelés csökkentette a kémhatást. Az NPK+k+b-kezelés SzD_{10%}=5,76 mellett szignifikánsan

magasabb pH értékhez vezetett a többi kezeléshez képest. Legkedvezőbb kezelésként a pH-t az eredeti érték közelében tartotta (29. Ábra, Melléklet: 26. Táblázat).

Összefoglalásként megállapítható, hogy a 40 éves kezelések eredményeként nem csökkent jelentősen a kémhatás. A szerves kezelések egyértelműen kedvező hatásúnak bizonyultak, a kémhatást a semleges tartományban (6,88-7,19 pH_{KCl}) tartották.

A műtrágyázás a pH jelentősebb csökkenését eredményezte, a három hatóanyag szint közül azonban csak a 2ekv eredményeként csökkent a pH_{KCl} 6,8 érték alá. A legnagyobb dózisu kezelés (NPK, 172 kg N) sem eredményezett drasztikus kémhatás csökkenést (6,68 pH_{KCl}), azonban a kémhatás a kiválasztott kezelések viszonyában a legkisebb értéknek mutatkozott.

A kontroll szintén alacsony értéket jelentett (6,64 és 6,74 pH_{KCl}).



29. Ábra: A pH_{KCl} változása az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

3.5. A felvehető foszfor és kálium

3.5.1. A felvehető foszfor a kezeléseken

Az 'A' és a 'B' vetésforgóban az AL-P₂O₅ meghatározása különböző években történt. Így a vetésforgókban kissé eltérő foszfor szintet analizáltunk. A különbség az évhatás és a természetes növény tápanyag-felvétele következtében állt elő.

A foszfor ellátottság kategorizálása a CaCO₃-tartalom alapján történik. Igen gyenge, gyenge, közepes és megfelelő ellátottsági határértékek közé sorolhattuk a koncentráció értékeket (< 75, 76-120, 121-170, 171-220 mg/kg).

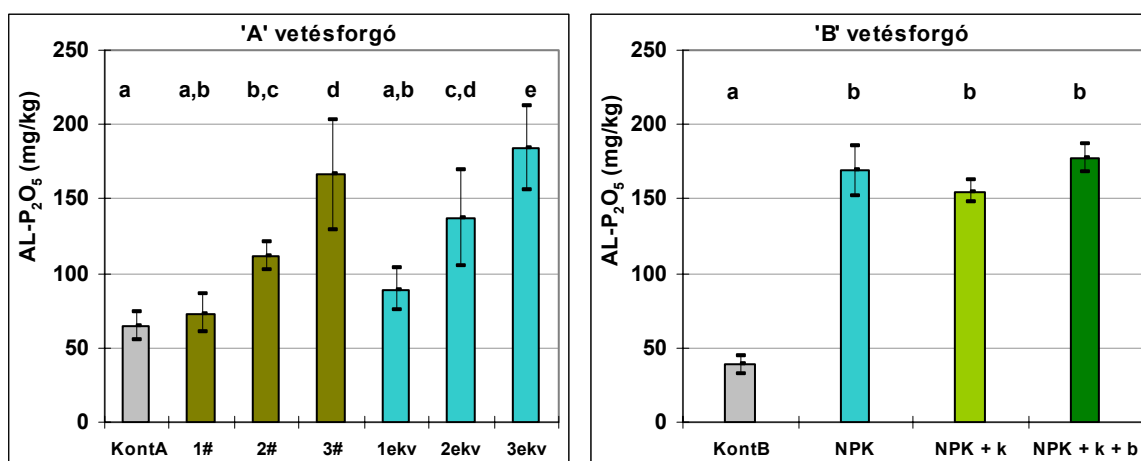
A parcellák talajainak foszfor-ellátottsága a kiadagolt hatóanyag-mennyiségeknek megfelelően alakult. Igen gyenge ellátottságot mértünk a KontA és az 1#-, és gyenge ellátottságot az 1ekv- és a 2#-kezelésben. Közepes ellátottság jellemezte a 2ekv- és a 3#-kezelést kapott

parcellákat. A 3ekv-kezelés már a megfelelő ellátottsági kategóriába tartozott. 2004-ben a 3ekv-kezelés 235 mg/kg AL-P₂O₅ koncentrációt eredményezett, ami jó ellátottságnak (> 220 mg/kg) felelt meg. Így a legkedvezőbb kezelésnek számított.

A műtrágyázás mindhárom hatóanyag-szinten magasabb értékek kialakulásához vezetett az azonos hatóanyag-tartalmú istállótrágya-adagokhoz képest. Mindkét mintavételezési évben ugyanazokat az arányokat kaptuk, de 2004-ben a 2000-ben mért értékekhez képest a kezelések átlagában 46%-kal magasabb volt a talaj P-tartalma. Az azonos hatóanyag-tartalmú szerves és szervesetlen kezelések kapcsolatában csak a 3# és a 3ekv között volt jelentős eltérés. A kontrollhoz képest a 2#- és 2ekv-kezelések már szignifikánsan eltérnek (SzD_{5%}=39,2).

A regresszió-analízis a hatóanyag-szintek és az AL-P₂O₅ szint kapcsolatát az istállótrágya és műtrágya-kezelésekben az $y=0,006x^2-0,0093x+64,008$ és az $y=0,0029x^2+0,5373x+63,475$ egyenlettel írja le. R²=0,86, ill. 0,85 (Melléklet: 15. a), b) Ábra).

A 'B' vetésforgóban az NPK- és az NPK+k-kezelést közepes, az NPK+k+b-kezelést megfelelő P-ellátottság jellemezte. A KontB-kezelés nagyon alacsony - a KontA-nál is alacsonyabb (24 mg-mal kevesebb) - foszfor-tartalommal bírt. A kontrollhoz viszonyítva a kezelések szignifikánsan magasabb AL-P₂O₅-értéket adtak (SzD_{5%}=31,2). A növényi melléktermék-kezelések csekély mértékben tértek el egymástól (30. Ábra, Melléklet: 27. Táblázat).



30. Ábra: Az AL-P₂O₅ az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

3.5.2. A felvehető kálium a kezeléseken

A talajok kálium-ellátottsága szintén a kiadott hatóanyag-mennyiségekkel arányosan alakult. A koncentráció értékeket közepes, megfelelő és jó ellátottsági kategóriákba

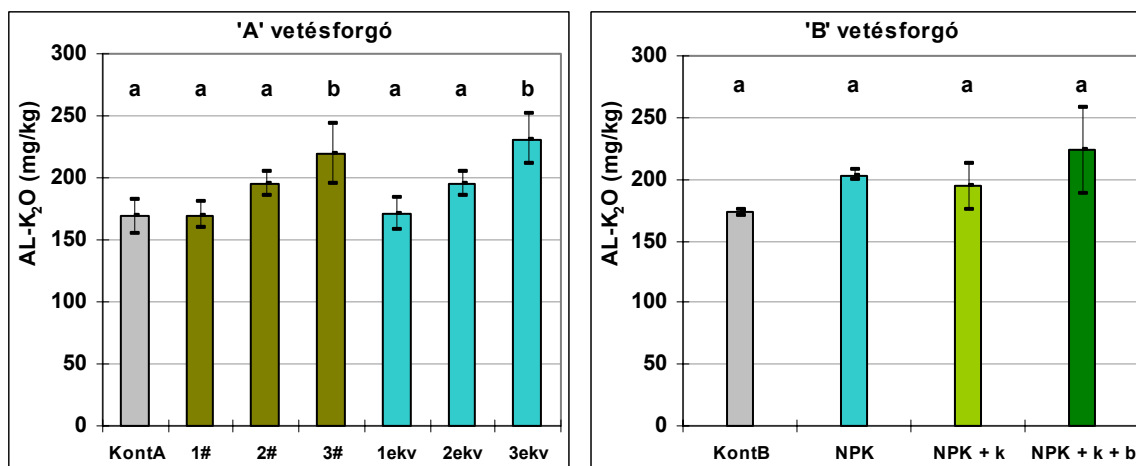
sorolhattuk (151-180, 181-210, 211-250 mg/kg). A kategóriák megállapításához a kötöttségi számot (K_A) vesszük figyelembe, ami a keszthelyi talaj esetében 37.

Az 'A' vetésforgóban közepes ellátottságot mértünk a KontA, az 1#- és az 1ekv-kezelésben, megfelelőt a 2#- és a 2ekv-, jót a 3#- és a 3ekv-kezelésekben. Az azonos hatóanyag-tartalmú istállótrágya- és műtrágya-kezelések között nem volt igazolt eltérés. A nagy adagú istállótrágya (3#) és műtrágya-kezelés (3ekv) - $SzD_{5\%}=25,0$ mellett - igazoltan eltért a kisebb adagoktól. A kontroll és a kisebb adagú kezelések között nem volt szignifikáns eltérés.

A regresszió-analízis a hatóanyag-szintek és az AL- K_2O -tartalom kapcsolatát az istállótrágya és műtrágya-kezelésekben az $y=0,0042x^2-0,0767x+165,71$ és az $y=0,0056x^2-0,1966x+166,43$ egyenlettel írta le. $R^2=0,81$, ill. $0,86$ (Melléklet: 16. a), b) Ábra).

A 'B' vetésforgóban a KontB-t közepes, az NPK- és az NPK+k+b-kezelést megfelelő, az NPK+k+b-kezelést jó K-ellátottság jellemezte. A kezelések között - $SzD_{5\%}=56,0$ mellett - nem volt igazolt eltérés. $SzD_{10\%}=42,8$ mellett azonban az NPK+k-kezelés igazoltan különbözött a többi kezeléstől (31. Ábra, Melléklet: 28. Táblázat).

A közepes ellátottság azt jelenti, hogy annyi K és P-t adunk ki, mint amennyit a terméssel elvonunk a talajból. Ekkor a talaj tápanyagai egyensúlyi állapotban vannak. A megfelelő ellátottsági szint viszont úgy jött létre, hogy az éves tápanyag-ellátás, a bevételi oldal (input) meghaladta a kiadási oldalt (output), tehát a terméssel eltávolított K és P mennyiségét.



31. Ábra: Az AL- K_2O az 'A' és 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

A növényi melléktermék alászántása tápanyagforrás a növény számára, növeli a talaj tápelem-tartalmát. A gabonaszalma N, P, K-tartalma 0,3-0,6; 0,2-0,3; 0,6-1,2%. Az istállótrágyához képest az NP 60-80, a K 100-150%. Szervesanyag-tartalma 85%, ami négyszeres mennyiség. Az istállótrágya N, P, K-tartalma 0,5-0,8; 0,25-0,5; 0,6-0,8%, lassan táródik fel,

hatása tartós. Szervesanyag-tartalma 20%, aminek fele egy év alatt lebomlik (Kismányoky 1993b). A gödöllői kísérletben a növekvő NPK hatóanyag-mennyiségek (0, 150, 300, 450, 600 kg/ha) hatását elemezték a szalma tápelem-koncentrációjának függvényében. A dózisok emelésével a szalmában mindhárom elem koncentrációja növekedett. A N 50, a K₂O 20, a P₂O₅ tartalom 16%-kal emelkedett, ami - a legkisebb és a legnagyobb adag hatásaként - abszolút értékben kifejezve: 0,5→0,8, 1,11→1,6 és 0,09→0,11%. Ennek alapján, 1 t szalma 8 kg N-t, 16 kg K₂O-ot és 11 kg P₂O₅-t tartalmazott (Kovács és Füleky 1991).

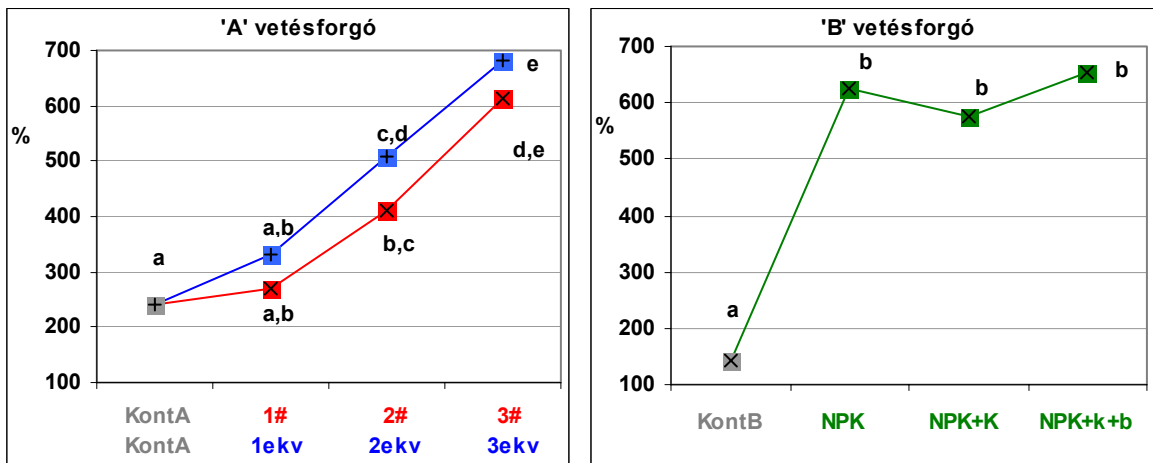
3.5.3. A felvehető foszfor és kálium változása az eredeti értékhez képest

A kísérlet beállításakor az AL-P₂O₅ és AL-K₂O mennyisége 27 és 135 mg/kg volt. A folyamatos istállótrágyázás és műtrágyázás eredményeként az alacsony foszfor, illetve közepes kálium-ellátottsági szint jelentősen megnövekedett.

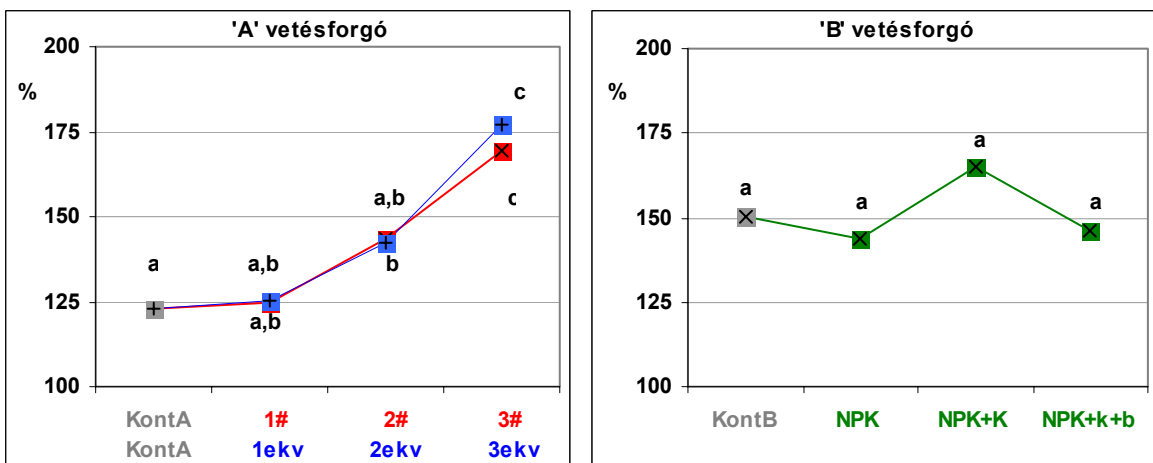
A foszfor koncentrációk emelkedése a kiadott hatóanyag-mennyiségeknek megfelelően ment végbe. Az azonos hatóanyagú kezelések közül a műtrágyaként kiadott hatóanyag nagyobb mértékű növekedést eredményezett. A talaj foszfor koncentrációja 271, 412 és 614%-kal (73, 111, 166 mg/kg-ra) emelkedett az 1#-, a 2#- és a 3#-, míg 330, 506 és 680%-kal (89, 136, 183 mg/kg-ra) az 1ekv-, a 2ekv- és a 3ekv-kezelésekben (32. Ábra, Melléklet: 29. Táblázat).

A kiadott dózisokkal párhuzamosan emelkedett a parcellák kálium-tartalma is. A trágyázás és az adagok hatása kevésbé kifejezett volt. A kétféle kezelés között kisebbek voltak a különbségek. A kálium-tartalom 125, 143, 169%-kal (168, 193, 228 mg/kg-ra) emelkedett az 1#-, a 2#- és a 3#-, míg 125, 142, 177%-kal (169, 192, 238 mg/kg-ra) az 1ekv-, a 2ekv- és a 3ekv-kezelésekben. Látható, hogy közepes hatóanyag-szinten nem is volt eltérés (33. Ábra, Melléklet: 30. Táblázat).

Az ásványi formában kiadott hatóanyag minden hatóanyag-szinten jelentősebb hatást gyakorolt az AL-P₂O₅ koncentrációra. Hatóanyag-szintenként változott az eltérés, a legnagyobb különbséget a 2ekv - 2# adag között mértük, amit a 3ekv - 3# dózis követett. A műtrágya-kezelések a AL-K₂O esetében is nagyobb mértékben növelték a koncentráció értékeit. A legnagyobb különbség a 3ekv és a 3# között volt, amit az 1ekv és az 1# követett lényegesen kisebb eltéréssel (10. Táblázat).



32. Ábra. Az AL-P₂O₅ relatív változása az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben



33. Ábra. Az AL-K₂O relatív változása az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

10. Táblázat. A AL-P₂O₅ és AL-K₂O koncentráció különbségei az azonos hatóanyag-tartalmú istállótrágya és műtrágya-kezelések között

Kezelések		AL-P ₂ O ₅		AL-K ₂ O	
		mg/kg	%	mg/kg	%
1ekv	1#	16,0	59,3	0,3	0,2
2ekv	2#	25,5	94,4	-1,2	-0,9
3ekv	3#	17,8	66,0	10,0	7,4

3.6. A vizsgált talajparaméterek összefüggés vizsgálata

Az évente elvégzett labilis szerves C-frakciók összehasonlítását megnehezítette, hogy - bár mind burgonya, mind kukorica esetében a mintavételi idő ugyanakkor volt - a burgonya betakarítását követően 1-1,5 hónapra került sor a mintavételre, míg a kukorica még betakarítatlan volt. A tenyészidejük eltérő hosszúsága, ill. a betakarítási idejük különbözősége jelentős hatást gyakorolt az évjáraton, a kultúrnövény és előveteményének hatásán felül a szerves frakciók mennyiségére.

Az évente jelentősen eltérő méretű labilis szerves C-frakciók ellenére, az emelkedő szerves és szervesetlen inputok eredményeként a kezelések hatása minden évben matematikailag igazolható volt, a koncentrációs értékek az inputokkal kijuttatott hatóanyagoknak megfelelően, egyenes arányban növekedtek. Megállapítható, hogy a nagy műtrágya dózisok (3ekv, NPK) a HWC, de az MBC és értékére kifejezetten negatív hatással voltak. Ugyanez volt megfigyelhető a terméseredmények esetében is. A TOC értékek elemzésekor - az első és a második 20 éves időszak adatainak összevetésekor - szintén észrevehető volt a nagy műtrágya, és a nagy szerves inputok kedvezőtlen hatása. A tartamkísérlet 20 éves eredményeinek kiértékelésekor a jelenség még nem volt észlelhető. Mivel, mindkét forgóban azonosítható volt a nagy dózisok hatása, így nem beszélhetünk mérési hibáról és/vagy a talaj heterogenitásának hatásáról.

A TOC és a HWC, ill. az MBC - mint labilis szerves C-frakciók - korreláció-vizsgálata eltérő eredménnyel szolgált az istállótrágya-, a műtrágya- és a növényi melléktermék kezeléseknél ($r=0,92, 0,49, 0,88$, ill. $0,18, 0,09, 0,67$, $n=9$). A HWC szignifikáns kapcsolata igazolja, hogy a talaj szerves anyagának része, mennyiségileg kisebb, de azzal megközelítően arányos, csökkenésére vagy növekedésére utal. Ugyanakkor belátható, hogy a TOC és MBC laza kapcsolatát a mikrobiális biomasza nagyfokú idő és térbeli fluktuációját igazolja; a meghatározott mennyiségek és a talaj összes szerves anyaga között sokszor nincs igazolt összefüggés. Megállapítható, hogy a 40 éve tartó kezelések megemelték a TOC, a HWC koncentrációját, a terméseredményekben is statisztikailag igazolt szignifikáns eltérések alakultak ki, tükrözve a műtrágyázással és az istállótrágyázással, a szármaradvány-leszántással kiadott hatóanyag-mennyiségeket. A négy évtizedes HWC dinamikáról nincsenek adataink, mivel a módszer külföldön, így hazánkban is újnak számít.

A talajtermékenységet legjobban a terméseredmények mutatják. A vizsgált szerves C paraméterek közül a termésadatok a HWC-vel eredményezték a legszorosabb kapcsolatot az istállótrágya-, a műtrágya- és a növényi melléktermék kezeléseknél ($r=0,64, 0,69, 0,87$, $n=9$).

A TOC-val való kapcsolat ennél gyengébbnek ($r=0,67, 0,42, 0,69, n=9$), míg a MBC még gyengébbnek bizonyult ($r=0,0, 0,57, 0,69, n=9$).

A felvehető tápelemek - $AL-P_2O_5$ és $AL-K_2O$ - és a terméseredmények vonatkozásában ($r=0,58, 0,79, 0,96$ és $r=0,59, 0,67, 0,51, n=9$) szignifikáns, közepes és szoros korrelációt találtunk. Az $AL-P_2O_5$ esetében - a szalma és szárkezelésben - a korreláció meghaladta a HWC értékét, nagyon szoros korrelációt állapítottunk meg.

A talajtermékenységet kifejező kémiai paraméterek ($AL-P_2O_5$ és $AL-K_2O$) vonatkozásában ismét a HWC eredményezte a legszorosabb kapcsolatot ($r=0,93, 0,82, 0,88$ és $0,84, 0,68, 0,68, n=9$). A TOC gyengébb ($r=0,89, 0,68, 0,83$ és $0,76, 0,67, 0,62, n=9$), míg az MBC a TOC-nél is gyengébb kapcsolatot mutatott ($r=0,45, 0,09, 0,74$ és $0,48, 0,01, 0,49, n=9$).

A felvehető elemek és a HWC közötti szoros kapcsolat magyarázata a következő. A foszfor az egyik legfontosabb növekedésszabályozó elem az agro-ökoszisztémákban. A föld feletti és alatti növényi biomassza képzésén keresztül meghatározza a gyökerek által kiválasztott, a tápelemek felvételében szerepet játszó exudátumok (szénhidrátok) mennyiségét, melynek lebomló anyagai hozzájárulnak a forróvíz-oldható frakcióhoz. A kálium a harmadik legfontosabb elem, elengedhetetlenül szükséges a növény egészséges fejlődéséhez, a termésképzéshez. A két elem, a kiadott hatóanyag-mennyiségen keresztül - a növény növekedésén és a növényi maradványon át - *közvetve* határozza meg a könnyen lebomló szerves anyag mennyiségét.

A kémhatás (pH_{KCl}) a TOC értékekkel ($r=0,45, 0,14, 0,40, n=9$) kissé erősebb, de nem szignifikáns kapcsolatot adott, mint a HWC értékekkel ($r=0,32, 0,15, 0,24, n=9$). Az MBC esetében ismételen nem igazolt a kapcsolat ($r=0,05, 0,25, 0,06, n=9$). A TOC esetében megfigyelt magasabb értékek a talaj szerves anyagának kémhatást pufferoló szerepével lehet összefüggésben (11. táblázat).

A szoros korrelációk alapján igazolódott a HWC-frakciónak a talajtermékenységre utaló, a TOC-nál kedvezőbb, közvetlen szerepe.

A mikrobiális biomassza C - mint biológiai paraméter - jellemzője a nagymértékű tér és időbeli variancia, nagy eltérések mérhetők ugyanazon kezelés különböző parcelláiban. Az értékek nagy szórása miatt csak korlátozottan alkalmazható a talajtermékenység vizsgálatában. A nagy szórás nem volt kiküszöbölhető elegendően nagy számú mintavétellel, mivel ez gyakorlatilag - ahogyan azt a szakirodalom is igazolja - a laborvizsgálatok korlátozott lehetősége miatt megvalósíthatatlan, nagy nehézségek árán kivitelezhető feladat lett volna.

A TOC az esetek többségében közepes és szoros korrelációt adott. Stabilan jelen van a talajban, mennyisége csak kismértékben változik az évek során. A pH-val szorosabb kapcsolatot adott, mivel - szemben a labilis frakciókkal - kémhatást pufferoló szerepe van .

A labilis szerves C értékek (a HWC, az MBC mégjobban) nagymértékben ingadoznak az évek során, amire - mint fentebb említettem - az évjáraton felül a vetésforgó is hatást gyakorol, azonban minden évben követték a kezeléshatást.

A TOC az idővel nagyon lassan változik, míg a HWC érzékenyen reagál a talajt ért különböző hatásokra. Ez magyarázza a HWC szorosabb kapcsolatát a talajtermékenységet kifejező paraméterekkel és a terméseredményekkel.

11. Táblázat: A vizsgált paraméterek korrelációvizsgálatának eredményei a kezelésfajtákban.

Istállótrágya-kezelések							
	MBC	HWC	TOC	Termés	AL-K₂O	AL-P₂O₅	pH_{KCl}
MBC	1,00						
HWC	0,34	1,00					
TOC	0,18	0,92 *	1,00				
Termés	0,00	0,64 *	0,67 *	1,00			
AL-K₂O	0,48	0,84 *	0,76 *	0,59 ⁺	1,00		
AL-P₂O₅	0,45	0,93 *	0,89 *	0,58 ⁺	0,95 *	1,00	
pH_{KCl}	-0,05	0,32	0,45	0,72 *	0,47	0,38	1,00
Mútrágya-kezelések							
	MBC	HWC	TOC	Termés	AL-K₂O	AL-P₂O₅	pH_{KCl}
MBC	1,00						
HWC	0,13	1,00					
TOC	-0,09	0,49	1,00				
Termés	0,57 ⁺	0,69 *	0,42	1,00			
AL-K₂O	0,01	0,68 *	0,67 *	0,67 *	1,00		
AL-P₂O₅	0,09	0,82 *	0,68 *	0,79 *	0,90 *	1,00	
pH_{KCl}	0,25	0,15	0,14	0,47	0,24	0,21	1,00
Növényi melléktermék leszántásos-kezelések							
	MBC	HWC	TOC	Termés	AL-K₂O	AL-P₂O₅	pH_{KCl}
MBC	1,00						
HWC	0,80 *	1,00					
TOC	0,67 *	0,88 *	1,00				
Termés	0,69 *	0,87 *	0,69 *	1,00			
AL-K₂O	0,49	0,68 *	0,62 *	0,51	1,00		
AL-P₂O₅	0,74 *	0,88 *	0,83 *	0,96 *	0,64 *	1,00	
pH_{KCl}	0,06	0,24	0,40	0,25	-0,38	0,19	1,00

Szignifikáns kapcsolat, * : P=0,05 szinten, ⁺ : P=0,1 szinten, n=9 esetében.

4. ÖSSZEFOGLALÁS

Keszthelyen, Ramann-féle barna erdőtalajon az 1963-ban beállított szerves- és műtrágyázási tartamkísérlet 41. és 43. éve között vizsgáltam a kezelések hatására beállt talaj-termékenységbeli változásokat. Az istállótrágyázás és az azonos hatóanyag-tartalmú műtrágya-, valamint a szárleszántásos-kezeléseknek a termés-eredményekre, és a talajtermékenységet kifejező talajparaméterekre, az összes szerves szénre (TOC), a forróvíz-oldható szénre (HWC) és nitrogénre (HWN), a mikrobiális biomassza szénre (MBC), a felvehető foszforra és káliumra (AL-P₂O₅ és AL-K₂O), valamint a kémhatásra (pH_{KCl}) gyakorolt hatását elemeztem a kiválasztott kezelések szántott rétegéből (0-25cm) vett talajminták alapján.

Dolgozatom célkitűzése a talaj-növény rendszer, azon belül is legfőképp a talaj forróvíz-oldható módszerrel kivonható szerves anyagának, valamint magának a módszer alkalmazhatóságának vizsgálata a talaj termékenységének kutatásában. A forró vízzel kivont szerves frakció a labilis szerves anyag része, nagymértékben változik a talajt közvetlenül - vagy a növényen át közvetve - ért biotikus és abiotikus hatások következtében. A labilis frakciót alkotja a mikrobiális biomassza is, melynek meghatározását a kloroformos fumigációs extrakciós módszerrel végeztem el, párhuzamosan, az előbbi meghatározással együtt az októberi talajminta-vételezéseket követően. Eredményeim alapján a két labilis frakció közel egyforma méretű, azonban a mikrobiális C meghatározást bizonytalanság övezi - a szakirodalom becslésről, megközelítésről, nem abszolút érték megadásáról beszél -, így a pontos mennyiség megadása nem volt lehetséges.

A hosszú évtizedekig tartó szabadföldi kísérletek alkalmasak a talajtermékenység változásának nyomon követésére. A termékenységet legjobban a termés mutatja meg. A talajtermékenységre a humusz mennyisége is utal, azonban, önmagában nem vezet magas terméshez. A talaj szerves anyagában bekövetkező változások lassúak, a trend csak hosszú idő után kimutatható, emiatt nem alkalmazható a talajtermékenység változásának nyomon követésére. A HWC meghatározása megoldást kínál. A humusz csökkenése vagy növekedése jóval azelőtt jelezhető - miként azt a szakirodalmi publikációk is megerősítik -, mielőtt az a magában a humusz-mérésekben realizálódna.

A disszertáció főbb eredményei és következtetései a következők:

- A HWC a TOC könnyen bomló frakciója (3,3%-a), amit a kezelések függvényében megállapított szignifikáns, szoros korrelációjuk is tanúsít ($r=0,49 - 0,92$, $p < 0,05$).
- A műtrágya és az istállótrágya-kezelések a kontrollhoz képest 13 és 45%-kal magasabb HWC érték kialakulását eredményezték. A jelentős mennyiségű szerves input eredményeként

az istállótrágyázás az azonos hatóanyag-mennyiségű műtrágya-kezeléseknél 32%-kal, míg a növényi melléktermékek aláforgatása a csak NPK-kezelésnél 10%-kal, a kontrollnál 48%-kal magasabb HWC-szintet jelentett. A szerves kezelések tehát eredményesebbnek bizonyultak a labilis C növelésében.

- Azonos eredményre vezetett az összes szerves C vizsgálata. A műtrágyázás 3, az istállótrágyázás 16, a szármaradvány-leszántás 27%-kal magasabb TOC kialakulását eredményezte a talaj természetes termékenységű szintjét képviselő kontroll-kezeléshez képest. Az NPK-hoz képest a szármaradvány-kezelések 10%-kal jobb értéket eredményeztek. Műtrágyázással a talaj humusztartalma szinten tartható, szerves anyag leszántásával viszont növelhető.

- A nagy mennyiségű könnyen bomló szerves frakció a szántóföldi talajok szerves anyag-tartalmának gyarapodására utal. Eszerint, a HWC mérésével következtetni lehet a TOC növekedésére.

- A talajok a HWC mérésével szerves anyag ellátottsági szintekre oszthatók. A magas HWC érték a humusz gyarapodására, az alacsony a csökkenésére utal. A trágyázatlan parcella 200 mg/kg körüli HWC-tartalommal jellemezhető, míg a 400 mg/kg-os értéket egyedül a nagy adagú istállótrágya-kezelés érte el. A 200 mg/kg a talaj termékenységének kimerülésére, a 400 mg/kg a nagy mennyiségű szerves anyag környezetszennyező hatására utal. A TOC 1 évre számított változása, valamint a HWC értékek szintén alátámasztották, hogy a kontroll és a kisadagú műtrágyázás kivételével minden kezelés a szerves C-frakciók növekedését eredményezte.

- A talajba került szerves anyag egy részét a durva agyag és a finom iszap szemcsék (<20 μm) fizikailag védik a lebontástól. A 22%-os agyag-tartalom legfeljebb 2% TOC szint elérését teszi lehetővé, a TOC elvileg megduplázható. A legkedvezőbb TOC értékhez a nagy szerves inputtal járó közepes és nagy istállótrágya adagok és szárleszántásos kezelések vezettek.

- A HWC-től eltérően a MBC értékeket a műtrágyázás emelte jobban (130%), míg az istállótrágyázás a kontrollal megegyező (99%) értékszintet eredményezett. Az MBC-t nagy fluktuáció jellemezte, így a statisztikai vizsgálatok nem vezettek szoros korrelációra a többi paraméter viszonyában. A legkedvezőbb kezelés a közepes műtrágya-adag (2ekv) volt, míg a HWC esetében a közepes adag csak a műtrágyázáson belül volt a legjobb hatású.

- A felvehető foszfor (AL- P_2O_5) minden hatóanyag-szinten a műtrágya-kezelések-ben adott kedvezőbb értékeket, a felvehető kálium (AL- K_2O) esetében csak a nagy adagú kezelés esetében mutattunk ki enyhe különbséget - szintén - a műtrágya-kezelés javára. A szalma és szár-kezelés mindkét esetben kedvezőbb tápelem-szintet eredményezett a csak NPK-kezelés-hez képest.

- A szerves kezelések talajtermékenységre gyakorolt kedvező hatását igazolta a pH_{KCl} mérése is, a kémhatás ugyanis csak enyhén csökkent, a semleges tartományban maradt. A műtrágyázás eredményeként jelentősebb pH-esést tapasztaltunk; elérte a kissé savanyú tartomány határát.

- A terméseredmények kiértékelésekor megállapítást nyert, hogy a műtrágyázás az istállótrágyázásnál (21%-kal) kedvezőbb hatást gyakorolt a termésre. Az NPK-n felül alászántott növényi melléktermék-kezelés negatív hatással volt a terméseredmények alakulására.

Összefoglalásul megállapítható, hogy a növekvő hatóanyag-tartalmú kezelések szignifikáns hatást gyakoroltak a termésre és a vizsgált talajparaméterekre, így a TOC, a HWC és MBC értékekre, a pH-ra, a felvehető P és K mennyiségére. A paraméterek közötti kapcsolat matematikailag igazolt. A talajtermékenységet legjobban a terméseredmények mutatják. A vizsgált talajparaméterek közül a termés a HWC-vel és az AL- P_2O_5 -tal eredményezte a legszorosabb kapcsolatot. A TOC a HWC-val adta a legerősebb korrelációt, mivel annak része, a HWC változása csökkenésére vagy növekedésére utal. A kémiai talajtermékenységi paraméterek (AL- P_2O_5 , AL- K_2O) összefüggés-vizsgálatában ismét a HWC eredményezte a legszorosabb kapcsolatot.

5. JAVASLATOK A TOVÁBBI KUTATÁS SZÁMÁRA

A vizsgált kémiai talajtulajdonságok és a talajtermékenység legjobb indikátora, a termés közötti pontosabb kapcsolatok megállapításához hosszabb időszakot felölelő mérésorozatra van szükség. Ezért, javaslom a HWC és a termékenységet tükröző egyéb talajparaméterek sokéves, folyamatos vizsgálatát.

Az MBC-t nagymértékű tér és időbeli változékonyság jellemzi, ezért alkalmazhatósága kérdéses - további kutatást igényel. A mikrobiális biomassza vizsgálatok a konverziós faktor és a talaj: K_2SO_4 -kivonószer arány nem lett megállapítva a különféle kezelésekben. A szakirodalom által javasolt értékekkel dolgoztunk. Szükséges lenne a C-analizátoros meghatározás mindkét labilis C-frakció esetében, hogy azt összevegyessük a titrálással kapott értékekkel.

A klímaváltozással kapcsolatos kutatásokban is alkalmazható lenne a HWC meghatározása. A hőmérséklet emelkedésével csökken talajaink szerves C tartalma. Kiválasztott kezelések, vagy természetes állapotú, kezelés alatt nem álló talaj hosszútávú monitoringja javasolt.

6. JAVASLATOK A GYAKORLAT SZÁMÁRA

A kutatási eredmények alapján megállapítást nyert, hogy a műtrágyázás az istállótrágyázásnál a kezelések átlagában 21%-kal kedvezőbb terméseredményt adott. Az eltérés hatóanyag-szintenként változott (9, 31, 22%), a terméstöbblet szignifikánsan nagyobb volt. Csak ásványi hatóanyagok alkalmazásával is fenntartható, sőt növelhető a talaj termékenysége. A közepes műtrágya hatóanyag (2ekv) növelése nemhogy a termés növekedéséhez, hanem egyenesen annak csökkenéséhez vezetett, ami 2003-ban, burgonya esetében szignifikáns (2,3 t/ha), míg 2004 és 2005-ben kukorica esetében csak kis mértékű volt (0,5 és 0,3 t/ha). Szántóföldi táblamérettel számolva azonban ez már tetemes veszteség. A kukorica és a búza növényi melléktermék együttes leszántása a csak műtrágya-kezeléshez képest szintén szignifikáns terméscsökkenést okozott burgonya esetében (1,2 tha).

Növényenként eltérő a tápanyag-igény, ezért burgonya esetében - az ésszerű tápanyag-utánpótlás elveit betartva -, kisebb hatóanyag alkalmazását és a növényi melléktermék leszántás mellőzését javaslom. Kukorica esetében a 3ekv- és az NPK+k+b-kezelés semleges hatású volt. A termésgörbe telítődése, a kismértékű terméscsökkenés miatt, és gazdasági megfontolásokból kifolyólag itt is célszerű legfejlebb 2 ekv műtrágya-adagot alkalmazni.

A felvehető foszfor esetében a 3ekv-, a kálium esetében a 3#-kezelés is megfelelő ellátottsági szintet jelentett, tehát a tápanyag-ellátás (input) meghaladta a kiadási oldalt (output), a terméssel eltávolított P és K mennyiségét. Közepes foszfor ellátottság jellemezte a 2ekv-, a 2#- és a 3#-, közepes kálium ellátottság a 2ekv- és a 2#-kezelést kapott parcellákat. A talajok jól feltöltöttek tápelemekkel. A közepes ellátottság fölé menni nem célszerű, mivel terméscsökkenést érünk el vele, és gazdaságtalan is. A vetésforgóban az ellátottsági szint és az optimális termés, a terméscsökkenés nincs szoros kapcsolatban.

A kémhatásra kedvezőbbek a szerves kezelések, azonban a műtrágyázás sem csökkentette azt jelentősen. A hatóanyag háromszorosára emelésével sem esett a KCl-os pH 6,8 alá. Ezért, a talajtermékenység növelése műtrágyázással nem volt káros, savanyító hatású. Meszezéssel ez a kismértékű savanyodás is megszüntethető.

A talajtermékenység vizsgálatában a HWC meghatározás alkalmasabb indikátornak bizonyult, mint az MBC. A kémiai paraméterekkel és a terméseredményekkel képzett szignifikáns, szoros korrelációja alapján javaslom a HWC alkalmazását a talajtermékenységi vizsgálatokban, mint ahogy azt Németországban, a szaktanácsadási rendszerben már évek óta eredményesen használják.

7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. A tartamkísérlet 41-43. évében, a kiválasztott kezelések talajmintavételezését követő könnyen bomló szerves frakciók - a HWC és MBC - meghatározása és kiértékelése során arra a megállapításra jutottam, hogy a kezelésekkel kijuttatott hatóanyag-szinteknek megfelelően alakultak a koncentrációs értékek. A kezelések szignifikáns hatással voltak a labilis szerves frakciók mennyiségére a talajban.

2. Az istállótrágyázás az azonos hatóanyag-tartalmú műtrágya-kezeléseknél 32%-kal nagyobb HWC értéket adott. A növényi melléktermékek aláforgatása - enyhén -, 10%-kal magasabb HWC-szintet jelentett a csak műtrágya-kezeléshez képest. A szerves anyag aláforgatása tartamhatásából kifolyólag kedvezően hatott a HWC szintre. A HWC értéke a kiadott inputokkal arányosan emelkedett, negatív kapcsolat csak a nagy műtrágya adag (3ekv) esetében volt megfigyelhető. A HWC/TOC ráta a kezelések átlagában 3,3%-os értéket adott, ami a legkisebb a kontroll (2,9%), a legnagyobb a nagy adagú istállótrágya-kezelésben (4,0%) volt. Az emelkedő adagok nagyobb mértékben növelték a HWC, mint az összes szerves C értékeket, ami a rátában is kifejeződött.

3. A talajok a HWC mérésével szerves anyag ellátottsági és termékenységi szintekre oszthatók. A magas HWC érték a humusz-tartalom és a talajtermékenység növekedésére, míg az alacsony a csökkenésére utal. A trágyázatlan parcella 200 mg/kg körüli, míg a nagy adagú (3#) istállótrágya-kezelés 400 mg/kg-os HWC-tartalommal jellemezhető. Az alsó határérték a talaj termékenységének kimerülésére, míg a felső a nagy mennyiségű szerves anyag környezetszennyező hatására mutat rá. A kontroll-kezelés, a műtrágyázás, az istállótrágyázás 250, 281, 361 mg/kg-os HWC közép-értéket adott.

4. Az MBC koncentrációt a műtrágyázás emelte jobban (31%), míg az istállótrágyázás a kontrollal megegyező értékszintet eredményezett. Az MBC a TOC 4,3%-át képezte, az értékek 2,7 és 5,3% között változtak. Az összes kezelésen belül is a közepes műtrágya-adag (2ekv) adta a legnagyobb MBC (463 mg/kg) és MBC/TOC (5,3%) értéket. A nagy műtrágya-adag (3ekv) mindkét paramétert negatívan érintette (363 mg/kg, 3,3%). Az MBC és a C_{ext} viszonyában reciprok kapcsolat volt megfigyelhető. A C_{ext} és az MBC szignifikáns negatív korrelációja igazolja, hogy a C_{ext} azt a könnyen lebontható szerves frakciót jelenti, melyet a talaj mikroorganizmusai növekedésük során felhasználnak.

5. A TOC értékei is az emelkedő inputokkal növekedtek. Az istállótrágyázás 12, a növényi melléktermékek leszántása 10%-kal kedvezőbb volt a TOC gyarapodására a műtrágya-kezelésekhez képest. A 40 éves kísérlet TOC elemzése bizonyította, hogy az összes szerves C csak kismértékben emelkedett, a kezelés-hatások a kísérlet 22. évében elvégzett mérésben jól elkülönültek. A 22. és a 42. évi mérések összehasonlítása igazolta a humusz-növekedés intenzitásának csökkenését, ami a kezelések átlagában (107,6 és 102,2%), valamint a nagy műtrágya-adagok, ill. a nagy szerves inputok esetében is realizálódott.

6. A legalacsonyabb és a legmagasabb KCl-os pH értéket a kontroll (6,71) és a közepes (2#), valamint a nagy adagú istállótrágya (3#) kezelésben (7,04 és 6,97) határoztuk meg. A 2#-kezelés hatása szignifikánsan eltért a trágyázatlan parcellától. A kontroll parcellák talaja kissé savas kémhatású volt. Az istállótrágyázás és a növényi melléktermékek aláforgatása is kedvező hatású volt, semleges pH-n tartották a kémhatást. A műtrágya hatóanyag-szint háromszorosára növelésével sem figyelhattünk meg kémhatás-csökkenést, a KCl-os pH 6,8 körül alakult.

7. A talaj termékenységére legszorosabban a terméseredmények utalnak. A tápanyag-ellátottság és a termésszint között szoros kapcsolatot igazoltunk. Az emelkedő hatóanyag-szintek szignifikáns hatással voltak a talaj felvehető foszfor és kálium koncentrációjára, ezen keresztül a terméseredmények növekedésére. A műtrágyázás az istállótrágyázásnál 21%-kal magasabb termés-szint eléréséhez vezetett. A nagy műtrágya adag (3ekv) a közepeshez képest (2ekv), valamint a kukorica és a búza maradványok együttes leszántása termés-csökkentő hatásúnak bizonyult a csak NPK-kezeléshez képest.

8. A HWC alkalmazható a TOC változásának előrejelzésére, ugyanis a talaj szerves anyagának gyarapodása a labilis frakció növekedésével történik. A HWC alkalmasabb indikátor a talajtermékenységbeli változások nyomonkövetésében is, mint a biológiai paraméter MBC, mivel nem jellemzi olyan mértékű tér és időbeli variancia. A TOC csak nagyon lassan változik, a talajt ért behatásokra nem reagál gyorsan. A terméseredmények a vizsgált szerves C paraméterek közül a HWC-vel eredményezték a legszorosabb kapcsolatot. A termés és az AL-P₂O₅ korreláció-vizsgálatában viszont szorosabb kapcsolatot állapítottunk meg, mint a HWC esetében. Ennek magyarázata az, hogy a foszfor az egyik legfontosabb növekedésszabályozó elem a mezőgazdasági ökoszisztémákban.

7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetet mondok témavezetőmnek, Dr. Hoffmann Sándornak, Dr. Kismányoky Tamás Úrnak a Növénytermesztési és Talajtani Tanszék vezetőjének, Dr. Gáborjányi Richárdnak a Növénytermesztési és Kertészeti Tudományok Doktori Iskola vezetőjének, amiért segítséget nyújtottak a dolgozat elkészítéséhez szükséges ismeretanyag elsajátításában, a kutatási irány kijelölésében, és amiért lehetővé tették kutatásaim elvégzését.

Köszönöm Dr. Csitári Gábornak a talaj mikroszervezeteinek tanulmányozásához és vizsgálatához szükséges ismeretanyag megszerzésében nyújtott nagy segítségét, hogy az egykori Kémiai és Mikrobiológiai Tanszéken lehetővé tette a mikrobiális és a forróvíz-oldható szerves frakció meghatározásának elvégzését.

Végezetül, köszönöm mindazon kutatók, tanárok és egyetemi alkalmazottak segítségét, akik nélkül vizsgálataim, és e dolgozat megírása nem valósulhatott volna meg.

8. IRODALOMJEGYZÉK

- Albert, E. 2001. Effect of long-term different mineral and organic fertilization on yields, humus content, netN-mineralization and N-balance. *Arch. Agr. Soil Sci.* 46. 187-213.
- Allen, A.S., Schlesinger, W.H. 2004. Nutrient limitations to soil microbial biomass and activity in loblolly pine forests. *Soil Biol. Biochem.* 36. 581-589.
- Anderson, D.W.S., Saggar, J.R., Bettany, J.R., and Stewart, J.W.B. 1981. Particle size fraction and their use in studies of soil organic matter. I. The nature and distribution of forms of carbon, nitrogen, and sulfur. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 45. 767-772.
- Anderson, T.H. 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98. 285-293.
- Anderson, T.H. and Domsch, K.H. 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21. 417-479.
- Andrén, O., Rajkai, K. and Kätterer, T. 1993. Water and temperature dynamics in a clay soil under winter wheat: influence on straw decomposition and N immobilization. *Biol. Fert. Soils.* 15. 1-8.
- Angers D.A., Samson N. and Legege, A. 1993. Early changes in water-stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Can. J. Soil Sci.* 73. 51-59.
- Antal, J. 2000. Növénytermesztők zsebkönyve. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Badalucco, L., Nannipieri, P. and Grego, S. 1990. Microbial biomass and anthrone-reactive carbon in soils with different organic matter contents. *Soil Biol. Biochem.* 22. 899-904.
- Baier, J., Baierova, V., Bartosova, Z. and Ledvinkova, D. 2001. Yield nutrient intake and soil fertilizing in 40 years fertilizer trials. *Arch. Agr. Soil. Sci.* 46. 3-4. 313-336.
- Baldock, J.A. and Nelson, P.N. 2000. Soil organic matter. In: *Handbook of Soil Science* (Szerk.: Sumner, M.E.). B25-B84. CRC Press. Boca Raton
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.* 53. 215-230.
- Balota, E.L., Colozzi-Filho¹, A., Andrade¹, D.S., Dick, R.P. 2003. Microbial biomass in soils under different tillage and crop rotation systems. *Biol. Fert. Soils.* 38. 15-20.
- Bankó, L., Hoffmann, S., Debreczeni, K. 2007. A talaj forróvíz-oldható C-frakciójának vizsgálata trágyázási tartamkísérletben. *Agrokém. Talajtan* 56. 271-284.
- Barak, P. 2000. Long-term effects of N fertilizers on soil acidity. *Wisconsin Fertilizer, Aglime, & Pest Management Conference Proceedings*. <http://www.soils.wisc.edu/extension/FAPM/2000.php>
- Barak, P., Jobe, B.O., Krueger, A.R., Peterson, L.A., Laird, D.A. 1997. Effects of long-term soil acidification due to nitrogen input in Wisconsin. *Plant Soil.* 197. 61-69.
- Beare, M.H., Hendrix, P.F., Coleman, D.C. 1994. Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58. 777-786.
- Berecz, K., Kismanyoky, T., Debreczeni, K. 2005. Effect of organic matter recycling in long-term fertilization trials and model pot experiments. *Communications in soil science and plant analysis. The 8th International Symposium on Soil and Plant Analysis.* 36. 191-202.
- Berzsenyi, Z., Györfy, B. 1995. Különböző növénytermesztési tényezők hatása a kukorica termésére és termésstabilitására. *Növényterm.* 44. 507-517.
- Berzsenyi, Z., Dang, Q.L., Micskei, Gy., Sugár, E., Takács, N. 2007. Kukoricaszár és N-műtrágyázás hatása a kukorica termésére és termésstabilitására tartamkísérletben Martonvásár. *AZ MTA Mezőgazdasági Kutatóintézetének Közleményei.* 19. 1. 8-9.
- Bhardwaj K.K., Novak, B. 1978. Effect of moisture and nitrogen levels on the decomposition of wheat straw in soil. *Zentralbl. Bakteriol. Naturwiss.* 133. 6. 477-482.

- Biederbeck, V.O., Campbell, C.A., Ukrainetz, H., Curtin, D. and Bouman, O.T. 1996. Soil microbial and biochemical properties after ten years of fertilization with urea and anhydrous ammonia. *Can. J. Soil Sci.* 76. 7-14.
- Biederbeck, V.O., Campbell, C.A., Zentner, R.P. 1984. Effect of crop rotation and fertilization on some biological properties of a loam in southwestern Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 64. 355-367.
- Bingeman, C.W., Varner, J.E. and Martin, W. P. 1953. The Effect of the Addition of Organic Materials on the Decomposition of an Organic Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 17. 34-38.
- Birkás, M. 1993. Talajművelés. In: Földműveléstan (szerk. Nyíri, L.) 96-194. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Blair, N., Faulkner, R.D., Till, A.R., and Poulten, P. 2006a. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility. Part I: Broadbalk experiment. *Soil Till. Res.* 91. 30-38.
- Blair, N., Faulkner, R.D., Till, A.R., Korschens, M., Schulz, E. 2006b. Long-term management impacts on soil C, N and physical Fertility Part II: Bad Lauchstadt static and extreme FYM Experiments. *Soil Till. Res.* 91. 39-47.
- Blair, N., Faulkner, R.D. Till, A.R. and Crocker, G.J. 2006c. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility Part III: Tamworth crop rotation experiment. *Soil Till. Res.* 91. 48-56.
- Blaskó, L., Zsigrai, Gy. 2003. Műtrágyázás, talajsavanyodás és meszezés összefüggései az OMTK kísérlethálózat talajain. Kompolt-Karcag.
- Blevins, R.L., Thomas, G.W and Cornelius, P.L. 1977. Influence of no tillage and nitrogen fertilization on certain soil properties after 5 years of continuous corn. *Agron. J.* 69. 383-386.
- Bocock, K.L., Gilbert, O. Capstick, C.K. Twinn, D.C. Ward, J.S. and Woodman, M.J. 1960. Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types. I. Losses in dry weight of oak and ash litter. *J. Soil. Sci.* 11. 1-9.
- Bocz, E. 1976. Trágyázási útmutató. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest
- Bocz, E. 1998. Szántóföldi növénytermesztéstan. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Bolan, N.S., Hedley, M.J., White, R.E., 1991. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. *Plant Soil.* 134. 53-63.
- Bossuyt, H., Six, J., Hendrix, P.F. 2005. Protection of soil carbon by microaggregates within earthworm casts. *Soil Biol. Biochem.* 37. 251-258.
- Brady, N.C. 1990. The nature and properties of soils. Macmillan Publish. Company. New York.
- Brock, C., Hoyer, U., Huelsbergen, K.J. and Leithold, G. 2006. Development of a method for balancing soil organic matter in organic agriculture for practical application. Paper presented at Joint Organic Congress, Odense, Denmark, May 30-31, 2006. <http://orgprints.org/7221/>
- Brown, J.R. 1993. Sanborn Field: A capsule of scientific agricultural history in central Missouri. Missouri Agric. Experiment Station, Columbia, MO.
- Brown, J.R. 1994. The Sanborn Field Experiment. In: Long-term Experiments in Agricultural and Ecological Sciences (Eds.: Leigh, R.A.C., Johnston, A.E.) 39-52. CAB Intern. Wallingford.
- Buyanovsky, G.A. and Wagner, G.H. 1998. Carbon cycling in cultivated land and its global significance. *Global Change Biol.* 2. 131-141.
- Buzás, I., Murányi, A., Rédly, L-né. 1988. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. (Szerk. Buzás, I.). A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Campbell, C.A., Biederbeck, V.O., Wen, G. Zentner, R.P., Schoenau, J. and Hahn, D. 1999. Seasonal trends in selected soil biochemical attributes: effects of crop rotation in the semiarid prairie. *Can. J. Soil Sci.* 79. 73-84.

- Carter, M.R., Gregorich, E.G., Angers, D.A., Beare, M.H., Sparling, G.P., Wardle, D.A. and Voroney, R.P. 1999. Interpretation of microbial biomass measurements for soil quality assessment in humid temperate regions. *Can. J. Soil Sci.* 79. 507-520.
- Carter, M.R. 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agr. J.* 94. 38-47.
- Černý, J., Balík, J., Pavlíková, D., Zitková, M., Sýkora, K. 2003. The influence of organic and mineral nitrogen fertilizers on microbial biomass nitrogen and extractable organic nitrogen in long-term experiments with maize. *Plant Soil Environm.* 49. 560-564.
- Chan, K.Y. and Heenan, D.P. 1999. Microbial-induced soil aggregate stability under different crop rotations. *Biol. Fert. Soils.* 30. 29-32.
- Chaney, K., Swift, R.S., 1984. The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *J. Soil Sci.* 35. 223-230.
- Chaney, K., Swift, R.S., 1986. Studies on aggregate stability. II. The Effect of humic substances on the stability of re-formed soil aggregates. *J. Soil Sci.* 34. 105-112.
- Chen, Guo-chao and He, Zhen-li. 2003. Effect of land use on microbial biomass-C, -N and -P in red soils. *Journal of Zhejiang University SCIENCE.* 4. 480-484.
- Cheshire, M.V. 1979. Nature and origin of carbohydrates in soils. Academic Press. New York
- Chodak, M., Partap, K.P. and Beese, F. 2003. Hot water extractable C and N in relation to microbiological properties of soils under beech forests. *Biol. Fert. Soils.* 39. 123-130.
- Christensen, B.T. 1986. Barley straw decomposition under field conditions: Effect of placement and initial N content on weight loss and N dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 18. 523-529.
- Cochran, V.L., Elliot, L.F. & Papendick, R.I. 1977. The production of phyto-toxins from surface crop residues. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 41. 903-908.
- Cohen, J.E. 2003. Human Population: The Next Half Century. *Science.* 302. 1172-1175.
- Cook, R.J. and Weller, D.M. 2004. In Defense of Crop Monoculture. in: new directions for a diverse planet. International Crop Science Congress Proceedings, Brisbane, Australia, Crop Science Society. http://www.ars.usda.gov/research/publications/publications.htm?SEQ_NO_115=175825
- Cookson, W.R., Beare, M.H., Wilson, P.E. 1998. Effects of prior crop residue management on microbial properties and crop residue decomposition. *Appl. Soil Ecol.* 7. 179-188.
- Corre, M.D., Schnabel, R.R., Stout, W.L. 2002. Spatial and seasonal variation of gross N transformations and microbial biomass in a Northeastern US grassland. *Soil. Biol. Biochem.* 34. 445-457.
- Csathó, P., Németh, I., Bircsák, É., Földiné Németh, Zs., Radimszky, L., Németh, T. 2005. A nitrogén-műtrágyázás utóhatásának vizsgálata dunántúli barna erdőtalajokon. *Agrokém. Talajtan.* 54. 59-76.
- Cserháti, S., Kosutány, T. 1887. A trágyázás alapelvei. Országos Gazdasági Egyesület. Budapest.
- Csitári, G., Botlik, I., László, A.-Né, Borsodi, A., Hoffmann, S. 2003. Szénhidrogén szennyezés hatása a talaj mikroorganizmusaira. XLV. Georgikon Napok Kiadványa, Keszthely, 2003.szept.25-26.103.
- Davidson, A.D., Trumbore, S.E. and Amundson, R. 2000. Biogeochemistry: Soil warming and organic carbon content. *Nature* 408. 789-790
- Dean, A.M. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biol. Biochem.* 32. 361-369.
- Debreczeni, K. 2001. A káliumtrágyázás jelentősége a burgonyatermesztés sikere érdekében. International Potash Institute Basel/Switzerland. Veszprémi Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar OMTK Csoport Keszthely, Magyarország
- Debreczeni, B-né és Győri, D. 1997. A talajok humuszminőségének és környezetvédelmi kapacitásának változása műtrágyázás hatására. *Agrokém. Talajtan.* 46. 171-184.

- Debreczeni, B. 1994. Magyarországi trágyázási tartamkísérletek. In: Trágyázási kutatások 1960-1990. (Szerk. Debreczeni, B. és Debreczeni, B.-né). 26-39. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Debreczeni, K., Kismányoky, T. 2005. Acidification of soils in long-term field experiments. *Communications in Soil Sci. Plant Anal.* 36. (No. 1/3) 321-329.
- Dendooven, L., Merckx, R. and Vlassak, K. 1995. Limitations of a calculated N mineralization potential in studies of the N mineralization process. *Plant and Soil.* 177. 175-181.
- Debreczeni, B.-né és Ragasits, I. 1996. A búza optimális tápanyagellátása eltérő talaj- és ökológiai viszonyok között. *Agrofórum.* 7. 11. 8-10.
- Denef, K., Six, J., Paustian, K., Merckx, R. 2001. Importance of macroaggregate dynamics in controlling soil carbon stabilization: short-term effects of physical disturbance induced by dry-wet cycles. *Soil Biol. Biochem.* 33. 2145-2153.
- Deng, S.P., Parham, J.A., Hattey, J.A. and Babu, D. 2006. Animal manure and anhydrous ammonia amendment alter microbial carbon use efficiency, microbial biomass, and activities of dehydrogenase and amidohydrolases in semiarid agroecosystems. *Appl. Soil Ecol.* 33. 258-268.
- Dick, R.P. 1992. A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40. 25-36.
- Doran, J.W. and Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality, p. 3-35. In: *Defining soil quality for a sustainable environment* (Eds. Doran, J.W., D.C. Coleman and B.A. Stewart). Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin. USA.
- Duiker, S.W., Lal, R. 1999. Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a Luvisol in central Ohio. *Soil Till. Res.* 52. 73-81.
- Egner, H., Riehm, H. and Domingo, W.R. 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Boden. II. Chemische Extraktionsmethoden zu Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Lantbrukshögsk. Ann.* 26. 204-209.
- Ellerbrock, R. H., Höhn, A. and Rogasik, J. 1999. Functional analysis of soil organic matter as affected by long-term manure treatment. *European J. Soil Sci.* 50. 50-65.
- Emmerling, C. and Udelhoven, T. 2002. Discriminating factors of the spatial variability of soil quality parameters at landscape-scale. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.* 165. 706-712.
- EuroSOMNET Long-term experiments Database.
<http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/eusomnet/expts/eurodb.htm>
- Fageria, N.K. 1992. *Maximizing crop yields.* New York, Dekker
- Fang, Changming, Smith, P., Moncrieff, J.B. and Smith, Jo U. 2005. Similar response of labile and resistant soil organic matter pools to changes in temperature. *Nature.* 433. 57-59.
- Final Report of the International Workshop. 1988. *Long-Term Ecological Research. A global perspective.* UNESCO-MAB Program. Berchtesgaden, BRD.
- Fioretto, A., Di Nardo, C., Papa, S., Fuggi, A. 2005. Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biol. Biochem.* 37. 1083-1091.
- Fisk, M.C., Fahey, T.J. 2001. Microbial biomass and nitrogen cycling responses to fertilization and litter removal in young northern hardwood forests. *Biogeochem.* 53. 201-223.
- Franko, U., Schramm, G., Rodionova, V., Körschens, M., Smith, P., Coleman, K., Romanenkov, V., Shevtsova, L. 2002. EuroSOMNET – a database for long-term experiments on soil organic matter in Europe. *Computers Electronics Agric.* 33. 233-239.
- Fülek, Gy. 1999. Élőlények a talajban. In: *Talajtan.* (Szerk. Stefanovits, P.). 59-70. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Fülek, Gy., Filep, Gy. 1999. A talaj szerves anyagai. In: *Talajtan* (Szerk. Stefanovits, P.). 71-85. Mezőgazda Kiadó. Budapest.

- Fülek, Gy., Rajkainé Végh Krisztina. 1999. A talaj tápelem-szolgáltató képessége. In: Tápanyag-gazdálkodás (Szerk. Fülek, Gy.). 91-139. Mezőgazda Kiadó. Budapest
- Gan, Y., Stobbe, E.H. and Moes, J. 1992. Relative date of wheat seedling emergence and its impact on grain yield. *Crop Sci.* 32. 1275-1281.
- Garz, I. and Hagedorn, E. 1990. Der Versuch Ewigen Roggenbau nach 110 Jahren, in: 110 Jahre Ewiger Roggenbau. *Wiss. Beiträge Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg.* 31. 3-30.
- Garz, J., Schliephake, W., Merbach, W. 2000. Changes in the subsoil of long-term trials in Halle (Saale), Germany, caused by mineral fertilization. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163. 663-668.
- Gerzabek, M.H., Pichlmayer, F., Kirchmann, H., Haberhauer, G. 1997. The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *Europ. J. Soil Sci.* 48. 273-282.
- Ghani, A., Dexter M., Perrott K.W. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 35. 1231-1243.
- Gierson, W. 1993. Beneficial aspects of stress on plants. In: *Handbook of plant and crop stress* (Eds: Pessaraki, M.). 645-657. New York, Dekker
- Godley, A.R. 2004. Factors affecting the soil microbial quality measurements of biomass quotient and respiration quotient. *Water Environm. J.* 18. 73-79.
- Goebel, M.O., Bachmann, J., Woche, S.K., Fischer, W.R. 2005. Soil wettability, aggregate stability, and the decomposition of soil organic matter. *Geoderma.* 128. 80-93.
- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O., Clarke, P. 1994. Soil structure and carbon cycle. *Austr. J. Soil Res.* 32. 1043-1068.
- Goulding, K., Poulton, P. 2003. Des experimentations de longue durée sur la recherche en environnement. Un exemple pris en Grande Bretagne. *Étude et Gestion des Sols,* 10. 253-261.
- Goulding, K.W.T., Poulton, P.R. 2001. Sustainability of cereal yields. *Rothamsted Report for 2000.* 32-35.
- Goulding, K.W.T., Bailey, N.J., Bradbury, N.J. 1998. Model study of the fate of nitrogen deposition on arable land. *Soil Use Manag.* 14. 70-77.
- Grábner, E. 1956. Szántóföldi növénytermelés. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M. and Ellert, B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil. Sci.* 4. 367-385.
- Gregorich, E.G., Ellert, B.H., Drury, C.F., Liang, B.C. 1996. Fertilization effects on soil organic matter turnover and corn residue C storage. *Soil Sci. Soc. America J.* 60. 472-476.
- Gregorich, E.G., Jansen, H.H. 2000. Decomposition. In: *Handbook of Soil Science* (Szerk.: Sumner, M.E.). C101-C120. CRC Press. Boca Raton
- Győrffy, B. 1960. Kukorica-trágyázási és művelési kísérletek. *MTA Agr.tud. Közl. XVII. Kötet.*
- Györi D., Matusné S.K. és Palkovics M. 1994. Helyszíni és laboratóriumi talajvizsgálatok. Egyetemi jegyzet. PATE. Keszthely.
- Györi, D. 1984. A talaj termékenysége. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Haase, T., Schüller, C., Heß, J. 2007. The effect of different N and K sources on tuber nutrient uptake, total and graded yield of potatoes (*Solanum tuberosum* L.) for processing. *Europ. J. Agronom.* 26. 187-197.
- Hadas, A., Feigenbaum, S., Sofer, M., Molina, J.A.E., Clapp, C.E. 1993. Decomposition of N-15-labeled wheat and cellulose in soil: modeling tracer dynamics. *Soil Sci. Soc. America J.* 57. 996-1101.

- Hadas, A., Kautsky, L., Goek, M., Kara, E.E. 2004. Rates of decomposition of plant residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover. *Soil Biol. Biochem.* 36. 255-266.
- Haiyan Chu, Xiangui Lin, Takeshi Fujii, Sho Morimoto, Kazuyuki Yagi, Junli Hu, Jiabao Zhang. 2007. Soil microbial biomass, dehydrogenase activity, bacterial community structure in response to long-term fertilizer management. Short communication. *Soil Biol. Biochem.* 39. 2971-2976.
- Hallam, M.J. and Bartholomew, W.V. 1953. Influence of Rate of Plant Residue Addition in Accelerating the Decomposition of Soil Organic Matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 17. 365-368.
- Haney, R.L., Franzluebbers, A.J., Hons, F.M., and Zuberer, D.A. 1999. Soil C extracted with water or K₂SO₄: pH effect on determination of microbial biomass. *Can. J. Soil Sci.* 79. 529-533.
- Hargitai, L. 1974. Az R érték meghatározásának jelentősége a humuszanyagok átalakulásánál. *Agrártud. Közlem.* 33. 141-146.
- Hargitai, L. 1982. Új fogalom bevezetése és meghatározása a talajok környezetvédelmi kapacitásának jellemzésére. *Kertészeti Egyetem Közleményei.* 65. 113-117.
- Hargitai, L. 1983. A talajok környezetvédelmi kapacitásának meghatározása humuszállapotuk alapján. *Agrokém. Talajtan.* 32. 360-364.
- Hargreaves, P.R., Brookes, P.C., Ross, G.J.S., Poulton, P.R. 2003. Evaluating soil microbial biomass carbon as an indicator of long-term environmental change. *Soil Biol. Biochem.* 35. 401-407.
- Hassink, J. 1996. Preservations of plant residues in soils differing in unsaturated protective capacity. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 61. 131-139.
- Havlin, J.L., Beaton, J.D., Tisdale, S.L., Nelson, W.L. 2005a. Basic soil-plant relationships. In: *Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management.* 14-45. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey 07458
- Havlin, J.L., Beaton, J.D., Tisdale, S.L., Nelson, W.L. 2005b. Nutrients, water use and other interactions. In: *Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management.* 417-437. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey 07458
- Haynes R.J. and Swift R.S. 1990. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *J. Soil Sci.* 41. 73-83.
- Haynes R.J., Swift R.S. and Stephen R.C. 1991. Influence of mixed cropping rotations (pasture-able) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil Till. Res.* 19. 77-87.
- Haynes, R.J. and Beare, M.H. 1997. Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions. *Soil. Biol. Biochem.* 29. 1647-1653.
- Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nut. Cyc. Agroecosys.* 51. 123-137.
- Haynes, R.J., Swift, R.S., 1988. Effects of lime and phosphate additions on changes in enzyme activities, microbial biomass and levels of extractable nitrogen, sulphur and phosphorus in an acid soil. *Biol. Fert. Soils.* 6. 153-158.
- He, Z.L., Wu, J., O'Donnell, A.G., Syers, J.K. 1997. Seasonal responses in microbial biomass carbon, phosphorus and sulphur in soils under pasture. *Biol. Fert. Soils.* 24. 421-428.
- Henriksen, T.M. and Breland, T.A. 1999. Decomposition of crop residues in the field: evaluation of a simulation model developed from microcosm studies. *Soil Biol. Biochem.* 31. 1423-1434.
- Hoffmann, S. and Kismányoky, T. 2001. Soil fertility in a long-term fertilizer trial with different tillage systems. *Arch. Agron. Soil Sci.* 46. 251-264.
- Hoffmann, S. Csitári, G., Bankó, L. Balázs, J. 2006. Soil fertility characteristics due to different organic and mineral fertilization. In: *Proc. Alps-Adria Scientific Workshop, Opatija, Croatia, 6-11 March.* *Cer. Res. Commun.* 34. 203-206.

- Hoffmann, S. Schulz, E. Csitári, G. Bankó, L. 2005. Organic-C pools as a function of FYM-mineral fertilization. Poster. Conf. Role of Long-term Field Experiments in Agricultural and Ecological Sciences. Prague, June 22-24, 2005.
- Hoffmann, S., Berecz, K. 2007. A talaj termékenysége eltérő intenzitású tápanyag ellátási szinteken tartamkísérletben. In: Földminősítés, földértékelés és földhasználati információ. Országos Konferencia Kiadványa Keszthely, 2007. nov. 22-23. 97-103.
- Hoffmann, S., Berecz, K., Hoffmann, B., Bankó, L. 2008. Yield response and N-utilization depending on crop sequence and organic or mineral fertilization. VII. Alps-Adria Scientific Workshop. Stara Lesna, Slovakia (CD ROM)
- Hoffmann, S., Csitári, G. és Hegedűs, I. 2002. The humus content and soil biological properties as a function of organic and mineral fertilization. Arch. Agron. Soil Sci. 48. 141-146.
- Hofman, J., Dušek, L. 2003. Biochemical analysis of soil organic matter and microbial biomass composition – a pilot study. European J. Soil Biol. 39. 217-224.
- Hofman, J., Dušek, L., Doležal, L. 2000. Methodical progress of microbial biomass determination with classical fumigation-extraction method further possible improvement in soil microbial ecotoxicology. Praha, Symposium Program of Prague 2000: Fifth International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe; 12-14 September 2000, Prague, Czech Republic, Environm. Res. 144-455.
<http://natres.psu.ac.th/Link/SoilCongress/bdd/symp8/408-t.pdf>
- Hütsch, B.W., Augustin, J., Merbach, W. 2002. Plant rhizodeposition - an important source for carbon turnover in soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165. 397-407.
- Jacinte, P.A., Lal, R., Kimble, J.M. 2002. Effects of wheat residue fertilization on accumulation and biochemical attributes of organic carbon in a central Ohio luvisol. Soil Sci. 167. 750-758.
- Jakab, P. 2001. A műtrágyázás hatása a kukoricahibridek termőképességére és trágyareakciójára. Debreceni Egyetem Agrártud. Közlemények. Acta Agraria Debreceniensis 2001/1. 42-46.
- Jankowska, D., Szymankiewicz, K. 2004. Potato yielding in crop rotation and monoculture under different soil tillage methods. Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska. Sectio E, Agricultura. 59. 989-994.
- Jastrow, J.D. 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. Soil Biol. Biochem. 28. 665-676.
- Jenkinson, D.S. (1971) Studies on the decomposition of ¹⁴C labelled organic matter. Soil Sci. 111. 64-72.
- Jenkinson, D. S. and Powlson, D. S. 1976. "The Effects of Biocidal Treatments on Metabolism in Soil. I. Fumigation with Chloroform". Soil Biol. Biochem. 8. 167-177.
- Jenkinson, D.S. 1977. The nitrogen economy of the Broadbalk experiments. I. Nitrogen balance of the experiments. Rothamsted Experimental Station Report for 1976, Part 2, 103-109.
- Jenkinson, D.S. 1992. The Rothamsted long-term experiments: Are they still of use? Agron.J.83.2-10.
- Jenkinson, D.S. and Ladd, J.N. 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: Soil Biochemistry (Eds. Paul, E.A. and J.N. Ladd). Decker, New York. 415-471.
- Joergensen, R.G. 1996. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the k_{EC} value. Soil Biol. Biochem. 28. 25-31.
- Johnston, A.E. 1991. Soil fertility and soil organic matter. In: Advances in Soil Organic Matter Research: The Impact on Agriculture and Environment. (ed.: Wilson, W.S. 299-314. Royal Soc. of Chemistry. Cambridge.
- Juszcuk, I., Wiktorowska, A., Malusa, E., Rychter, A.M. 2004. Changes in the concentration of phenolic compounds and exudation induced by phosphate deficiency in bean plants. Plant Soil. 267. 41-49.

- Kadlicskó, B., Krisztián, J. 1988 Javaslat a barna erdőtalajok kálium műtrágyázásához. (Szerk.: Debreczeni, B., Miklay, F.-né). In: Kutatási eredmények a gyakorlatnak. Tápanyag-gazdálkodás. 52-57. Agroinform. Budapest.
- Kaiser, Ernst-August, Martens, R. and Heinemeyer, O. 1995. Temporal changes in soil microbial biomass carbon in an arable soil. Consequences for soil sampling. *Plant Soil*. 170. 287-295.
- Kalbitz, K., Geyer, S., Geyer, W., Rupp, H., Knappe, S., Meissner, R., Braumann, F. 1998. Effects of land use changes on the chemical and isotopic signature of dissolved organic matter in a fen area. Scientific registration n° 408. Symposium n°8. Presentation: poster.
- Kapkiyai, J., Karanja, N., Qureshi, J., Smithson, P., Woome, P. 1999. Soil organic matter and nutrient dynamics in a Kenian nitisol under long term fertilizer and organic input management. *Soil Biol. Biochem.* 31. 1773-1782.
- Kara, O., Bolat, I. 2007. Impact of Alkaline Dust Pollution on Soil Microbial Biomass Carbon. *Turk. J. Agric.* 31. 181-187.
- Karalus, W., Rauber, R. 1997. Effect of presprouting on yield and quality of maincrop potatoes (*Solanum tuberosum* L.) in organic farming. *J. Agron. Crop Sci.* 179. 241-249.
- Kaštovská, E., Šantrucková, H. 2007. Fate and dynamics of recently fixed C in pasture plant-soil system under field conditions. *Plant Soil*. 61-69.
- Kátai, J., Lazányi, J., Veres, E. 1999. Talajmikrobiológiai vizsgálatok a westsik vetésforgó tar-tamkísérletben. Tiszántúli Mezőgazdasági Tudományos Napok. DATE 1999. október 28-29.
- Kautz, T., Wirth, S., Ellmer, F. 2004. Microbial activity in a sandy arable soil is governed by the fertilization regime. *Europ. J. Soil Biol.* 40. 87-94.
- Kemenesy, E. 1961. A földművelés irányelvei. Akadémiai Kiadó. Budapest
- Kemenesy, E. 1972. Földművelés - talajerőgazdálkodás. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Khalee, R., Reddy, K.R., Overcash, M.R. 1981. Changes in soil physical properties due to organic waste application: A review. *J. Environ. Qual.* 10. 133-141.
- Kirchmann, H., Gerzabek, M.H. 1999. Relationship between soil organic matter and micropores in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162. 493-498.
- Kismányoky, T. 1993a. Szervestrágyázás. In: Földműveléstan. (Szerk. Nyíri, L.) 203-236. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Kismányoky, T. 1993b. Trágyázás. In: Földműveléstan (Szerk. Nyíri, L.) 195-203. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Kismányoky, T. and Debreczeni, K. 2001. The optimal nutrition of maize in the Hungarian national long-term field experimental network. *Arch. Agr. Soil Sci.* 46. 3-4. 251-264.
- Knorr, I.C., Prentice, J.I., House, J., Holland, E.A. 2005. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature*. 433. 298-301.
- Kovács, I., Németh, I., Cseh, E., Kismányoky, T. 1988. A szervestrágyázás néhány kérdése. In: Kutatási eredmények a gyakorlatnak. Tápanyag-gazdálkodás. (Szerk. Debreczeni B., Miklay F.-né). 94-97. AGROINFORM, Budapest.
- Kovács, K. és Füleky, Gy. 1991. Trágyázási tartamkísérlet eredményei gödöllői barna erdő-talajon. 1972-1990. Gödöllő.
- Környezet- és természetvédelmi lexikon. 2002. (Főszerk. Láng, I.) Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Körschens, M. 1980. Beziehung zwischen Feinanteil, C_t- und N_t-Gehalt des Bodens. *Arch. Acker.-Pfl. Boden.* 24. 585-592.
- Körschens, M. 2002. Importance of soil organic matter (SOM) for biomass production and environment. (a review). *Arch. Acker. Pfl. Boden.* 48. 89-94.
- Körschens, M. 2004. Organic matter and environmental protection. *Arch. Agron. Soil Sci.* 50.3-9.

- Körschens, M. 2006. The importance of long-term field experiments for soil science and environmental research – a review. *Plant Soil Environm.* 52. (Special Issue) 1-8.
- Körschens, M. and Schultz, E. 1999. Bestimmung die umsetzbaren organischen Kohlenstoffs im Boden (C_{ums}) und Ableitung von gehaltklassen. In: *Die organische Bodensubstanz*. UFZ-Umweltfortschunfszentrum Leipzig-Halle GmbH. 13. 29-39.
- Körschens, M., Debreczeni, K. 2003. Long-term field experiments of the world. *Arch. Agr. Soil. Sci.* 49. 465-483
- Körschens, M., Schulz, E., Behm, R. 1984. Heisswasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. *Zentralbl. Mikrobiol.* 145. 305-311.
- Körschens, M., Weigel, A. and Schulz, E. 1998. Turnover of soil organic matter and long-term balances-tools for evaluating productivity and sustainability. *Z. Planz.. Bodenk.* 161. 409-424.
- Krafczyk, I., Trolldenier, G. and Beringer, H. 1984. Soluble root exudates of maize: Influence of potassium supply and rhizosphere microorganisms. *Soil Biol. Biochem.* 16. 315-322.
- Krámer, M., Pekáry, K. 1962. A műtrágyázás hatása a kukorica terméshozamára istállótrágyázott és nem istállótrágyázott talajon. In: *Kukoricatermesztési kísérletek*. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Kubát, J., Cerhanová, D., Nováková, J., Klement, V, Čermák, P, Dostál, J. 2004. Total organic C and its decomposable part in arable soils in the Czech Republic. *Arch. Agr. Soil Sci.* 50. 21-32.
- Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A. 2001. *Assessment Methods for Soil Carbon*. Lewis Publishers. CRC Press LLC
- Landgraf, D., Böhm, C., Makeschin, F. 2003. Dynamic of different C and N fractions in a Cambisol under five year succession fallow in Saxony. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166. 319-325.
- Latkovics, Gy-né. 1963. Adatok a kukorica műtrágyázásához MTA Agrtud. Oszt. Közl. XXII. Köt.
- Lazányi, J. 1994. Effect of crop rotation on the sustainability of yield and soil organic matter content. *Agrokém. Talajtan.* 43. 305-318.
- Lehninger, A.L. 1975. *Biochemistry*. Worth Publishers, Inc., New York.
- Leinweber, P., Schulten, H.R., Körschens, M. 1995. Hot water extracted organic matter: Chemical composition and temporal variations in a long-term field experiment. *Biol. Fert. Soils.* 20. 17-23.
- Liao, J. D., Boutton, T.W., Jastrow, J.D. 2006. Organic matter turnover in soil physical fractions following woody plant invasion of grassland: Evidence from natural ^{13}C and ^{15}N . *Soil Biol. Biochem.* 28. 3197-3210.
- Liang, B.C. and MacKenzie, A.F. 1995. Effect of fertilization on organic and microbial biomass N using ^{15}N under corn (*Zea mays* L.) in two Quebec soils. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 44. 143-149.
- Liebersbach, H., Steingrobe, B., Claassen, N. 2004. Roots regulate ion transport in the rhizosphere to counteract reduced mobility in dry soil. *Plant Soil.* 260. 79-88.
- Limon-Ortega, A., Sayre, K.D. & Francis, C. 2000. Wheat and maize yields in response to straw management and nitrogen under a bed planting system. *Agron. J.* 92. 295-302.
- Loch, J. 1999a. Műtrágyák. In: *Tápanyag-gazdálkodás* (Szerk. Fülek, Gy.) 178-219. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Loch, J. 1999b. Szerves trágyák. In: *Tápanyag-gazdálkodás* (Szerk. Fülek, Gy.) 220-228. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Loch, J., Nosticzius, Á. 1992. *Agrokémia és növényvédelmi kémia*. Mezőgazda Kiadó. Budapest
- Lord, E.I. 1988. Crop nutrition. HGCA Research Review 11. Changing straw disposal practices, Home-grown cereals Authority, London, UK. 24-28.
- Lönhardné Bory Éva és Németh, I. 1992. A szerves és szerves formában adott tápanyagok hatása a búza levélborítottságára, a szárazanyagfelhalmozódásra és a termésre. *Növényterm.* 41. 337-350.

- Lupwayi, N.Z., Lea, T., Beaudoin, J.L., Clayton, G.W. 2005. Soil microbial biomass, functional diversity and crop yields following application of cattle manure, hog manure and inorganic fertilizers. *Can. J. Soil Sci.* 85. 193-201.
- Magid, J., Mueller, T., Jensen, L.S., Nielsen, N.E. 1997. Modelling the measurable: interpretation of field-scale CO₂ and N-mineralization, soil microbial biomass and light fractions as indicators of oilseed rape, maize and barley straw decomposition. In: Cadisch, G., Giller, K.E. (Eds.), *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*, CAB International, Wallingford. 349-362.
- Malhi, S.S., Lemke, R. Wang, Z.H., Chhabra, B.S. 2006. Tillage, N and crop residue effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality, and greenhouse gas emissions. *Soil Till. Res.* 90. 171-183.
- Mamilov, A.S., Dilly, O.M. 2002. Soil microbial eco-physiology as affected by short-term variations in environmental conditions. *Soil Biol. Biochem.* 34. 1283-1290.
- Manninger, G.A. 1957. *A talaj sekélyművelése. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest*
- Marinucci, A.C., Hobbie, J.E. and John Helfrich, V. K. 1983. Effect of litter nitrogen on decomposition and microbial biomass in *Spartina alterniflora*. *Microbial Ecol.* 9. 27-40.
- Marschner, B., Noble, A.D. 2000. Chemical and biological processes leading to the neutralisation of acidity in soil incubated with litter materials. *Soil Biol. Biochem.* 32. 805-813.
- Máté, F. és Tóth, G. 2005. A földértékelés tendenciái. In: *A talajok jelentősége a 21. században.* (szerk.: Stefanovits, P. Michéli, E.) 331-344. MTA Társadalomkutató Központ. Budapest.
- Máthé-Gáspár, G., Szili-Kovács, T., Máthé, P., Anton, A. 2006. Change of root and rhizosphere characters of willow (*Salix* sp.) induced by high heavy metal pollution. *Acta Biologica Szegediensis.* 50. 37-40.
- McGhie, J., Jacobs, B. and Heenan, D.P. 1998. The impact of rotation, stubble management and tillage on the relative contribution of bacterial and fungal microbial biomass. *Proceedings of the 9th Australian Agronomy Conference.* <http://www.regional.org.au/au/asa/1998/>
- McGhie, J., Jacobs, B., Heenan, D.P. 2000. The impact of rotation, stubble management and tillage on the relative contribution of bacterial and fungal microbial biomass. *Field Crops Res.* 67. 11-23.
- McGill, W.B., Cannon, K.R., Robertson, J.A. and Cook, F.D. 1986. Dynamics of soil microbial biomass and water soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping the two rotations. *Can. J. Soil Sci.* 66. 1-19.
- Michéli, E. 1995. The effect of long-term fertilization on soil organic matter quantity and quality. *Proceedings of Int. CIEC Symp., Kusadasi, Turkey.* 331-334.
- Molina, J.A.E., Clapp, C.E., Linden, D.R., Allmaras, R.R., Layese, M.F., Dowby, R.H., Cheng, H.H. 2001. Modeling of incorporation of corn (*Zea mays* L.) carbon from roots and rhizodeposition into soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 33. 83-92.
- Moscatelli, M.C., Lagomarsino, A., Marinari, S., De Angelis, P.B, Grego, S. 2005. Soil microbial indices as bioindicators of environmental Changes in a poplar plantation. *Ecol. Inds.* 5. 171-179.
- Murayama, S. 1984. Changes in the monosaccharide composition during the decomposition of straw under field conditions. *Soil Sci. Plant. Nutr.* 30. 367-381.
- Müller, G. 1991. Az agroökológia talajmikrobiológiai kérdései és az intenzív mezőgazdasági termelés. *Agrokém. Talajtan.* 40. 3-4. 263-272.
- Nagy, J. 1993a. Műtrágyázás. In: *Földműveléstan* (Szerk. Nyíri, L.) 236-271. Mezőgazda Kiadó. Budapest
- Nagy, J. 1993b. Vetésforgó, vetésváltás. In: *Földműveléstan* (Szerk. Nyíri, L.) 294-329. Mezőgazda Kiadó. Budapest
- Nagy, J. 1995. A műtrágyázás hatásának értékelése a kukorica (*Zea mays* L.) termésére eltérő évjáratokban. *Növényterm.* 44. 493-506.
- Nambiar, E.K.S. 1976. The uptake of zinc-65 by oats in relation to soil water content and root growth. *Australian J. Soil Res.* 14. 67-74.

- Nandasena, K.A. 1990. Fractionation and decomposition of soil organic matter. Dissertation. University of Leuven.
- Nardi, S., Morari, F., Berti, A., Tosoni, M., Giardini, L. 2004. Soil organic matter properties after 40 years of different use of organic and mineral fertilisers. *Europ. J. Agr.* 21. 357-367.
- Needelman B.A., Wander, M.M. and Guangqin S. Shi. 2001. Organic carbon extraction efficiency in chloroform fumigated and non-fumigated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65. 1731-1733.
- Neill, C., Gignoux, J. 2006. Soil organic matter decomposition driven by microbial growth: A simple model for a complex network of interactions. *Soil Biol. Biochem.* 38. 803-811.
- Németh I. 1995. Szervestrágyák hatásának összehasonlítása 30 éves tartamkísérletben. *Agrokém. Talajtan.* 44. 237-249.
- Németh, I. 1983. Szerves és szervesetlen trágyázási rendszerek hatása a talaj terékenységre. In: XXV. Georgikon Napok, Keszthely. II. kötet. 176-182.
- Németh, I. 1994. Szerves- és műtrágyázás 30 éves tartamhatása Ramann-féle barna erdőtalajon. In: Trágyázási kutatások 1960-1990. (Szerk.: Debreczeni, B. és Debreczeni, B.-né). 322-324. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Németh, T. 1996. Talajaink szervesanyag-tartalma és nitrogénforgalma. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete. Budapest.
- Németh, T. 2005. Földhasználat a korszakváltó hazai mezőgazdaságban. In: Korszakváltás a hazai mezőgazdaságban: A modern növénytermesztés alapjai. (Szerk. Pepó, P.) 29-36. Debrecen.
- Nieder, R., Scheithauer, U., Richter, J. 1993. Dynamics of nitrogen after deeper tillage in arable loess soils of West Germany. *Biol. Fert. Soils.* 16. 45-51.
- Nilsson, K.S., Hyvonen, R., Agren, G.I. 2005. Using the continuous-quality theory to predict microbial biomass and soil organic carbon following organic amendments. *European J. Soil Sci.* 56. 397-405.
- Nishiyama, M., Sumikawa, Y., Guan, G., Marumoto, T. 2001. Relationship between microbial biomass and extractable organic C in volcanic and non-volcanic ash soil. *Appl. Soil Ecol.* 183-187.
- Noble, A.D., Zenneck, I., Randall, P.J. 1996. Leaf litter ash alkalinity and neutralisation of soil acidity. *Plant Soil.* 179. 293-302.
- Nodar, R., Acea, M.J., Carballas, T. 1992. Microbiological response to Ca(OH)₂ treatments in a forest soil. *FEMS Microbiology Letters* 86. 213-219.
- Nyborg, M., Solberg, E.D., Izaurraldea, R.C., Malhi S.S., Molina-Ayala, M. 1995. Influence of long-term tillage, straw and N fertilizer on barley yield, plant-N uptake and soil-N balance. *Soil Till. Res.* 36. 165-174.
- Nyíri, L. 1993a. Természeti adottságaink és a szántóföldi növénytermesztés lehetőségei. In: Földműveléstan (Szerk. Nyíri, L.). 69-72. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Nyíri, L. 1993b. Természeti adottságaink és a szántóföldi növénytermesztés lehetőségei. In: Földműveléstan (Szerk. Nyíri, L.). 22-95. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Oades, J.M. 1978. Mucilages at the root surface. *J. Soil Sci.* 29. 1-16.
- Oades, J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management. *Plant Soil* 76. 319-337.
- Oades, J.M., Waters, A.G. 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Australian J. Soil Res.* 29. 815-828.
- Odell, R.T., Walker, W.M., Boone, L.V., Oldham, M.G. 1982. The Morrow Plots: A century of learning. Agricultural experiment Station, College of Agriculture, University of Illinois Bull. 775, Urbana Champaign, IL, 22 p.
- Palm, C. and Sanchez, P. (1991) Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biol. Biochem.* 23: 83-88.
- Patócs, I. (szerk.) 1987. Új műtrágyázási irányelvek. MÉM Növényvéd. Agronóm. Közp. Budapest.

- Pepó, P. 1999. Őszi búza környezetkímélő trágyázása. In: Növénytermesztés és környezetvédelem. „Magyarország az ezredfordulón”. Stratégiai Kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. 130-135. MTA Agrártudományok Osztálya. Budapest.
- Pepó, P. 2000. Korszakváltás a magyarországi búzatermesztésben. 120-145. In: Nagy J., Pepó, P. Növény- és talajtudomány a mezőgazdaságban. Talaj növény és környezet kölcsönhatásai. IV. Nemzetközi Tudományos Szeminárium, Debrecen
- Pinzari, F., Trinchera, A., Benedetti, A. and Sequi, P. 1999. Use of biochemical indices in the Mediterranean environment: comparison among soils under different forest vegetation. *J. Microbiol. Meth.* 36. 21-28.
- Pocknee, S., Sumner, M.E. 1997. Cation and nitrogen contents of organic matter determine its soil liming potential. *Soil Sci. Soc. America J.* 61. 86-92.
- Porter, P.M., Crookston, R.K., Ford, J.H., Huggins, D.R., Lueschen, W.E. 1997. Interrupting Yield Depression in Monoculture Corn: Comparative Effectiveness of Grasses and Dicots. *Agron. J.* 89. 247-250.
- Power, J.F. 1990. Role of moisture stress on plant nutritional functions. In: Crops as enhancers of nutrient use (Eds. Baligar, V.C., Duncan, R.R.). 453-474. Academic Press Inc.
- Powelson, D.S. and Poulton, P.R. 2003. Long-term experiments in the 21st century - continuity or change? Proc. of the Nordic Association of Agricultural Scientists 22nd Congress. 375-379. July 1-4 2003, Turku, Finland.
- Powelson, D.S., Brookes, P.C. & Christensen, B.T. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic-matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19. 159-164.
- Puget, P., Angers, D.A. and Chenu, C. 1998. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31. 55-63.
- Pugnaire, F.I., Endolz, L.S., Pardos, J. 1993. Constraints by water stress on plant growth. In: Handbook of plant and crop stress (Eds: Pessaraki, M.). 247-259. New York, Dekker
- Quiroga, A., Funaro, D., Noellemeyer, E., Peinemann, N. 2005. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 90. 63-68.
- Radics, L. 1994. Szántóföldi növénytermesztés. KÉE Kertészeti Kar. Budapest
- Ragasits, I. 1983. A műtrágyázás hatása a búza termésmennyiségére és minőségére. „A talajtermékenység fokozása”. Georgikon Napok. Keszthely. 272-282.
- Ragasits, I. 1998. Búzatermesztés. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Rajkainé, V.K. 1999. A növény szerepe a tápelemek felvehetőségének növelésében. In: Tápanyag-gazdálkodás (Szerk. Füleky, Gy.) 123-131. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Recous, S., Robin, D., Darwis, D., Mary, B. 1995. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 27. 1529-1538.
- Reeves, D.W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Till. Res.* 43. 131-167.
- Boone, R.D. 1994. Light fraction soil organic matter: origin and contribution to net nitrogen mineralization. *Soil. Biol. Biochem.* 26. 1459-1468.
- Richter, G.M., Hoffmann, A., Nieder, R. Richter, J. 1989. Nitrogen mineralization in loamy arable soils after increasing the ploughing depth and ploughing grasslands. *Soil Use Manag.* 5. 169-173.
- Roper, M.M. and Smith, N.A. 1991. Straw decomposition and nitrogenase activity (C₂H₂ reduction) by free-living microorganisms from soil: Effects of pH and clay content. *Soil Biol. Biochem.* 23. 275-283.
- Rovira, A.D. and Campbell, R. 1974. Scanning electron microscopy of microorganisms on the roots of wheat. *Microbil. Ecol.* 1. 15-23.

- Russell, E. W. 1977. The Role of Organic Matter in Soil Fertility. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences.* 281. The Management of Inputs for Yet Greater Agricultural Yield and Efficiency (Nov. 25, 1977). 209-219.
- Sarkadi, J. (Szerk.). 1967. Trágyázási kísérletek. 1955-1967. Akadémiai Kiadó. Budapest
- Sarkadi, J. 1975. A műtrágyaigény becslésének módszerei. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Sarkadi, J. 1991. Szerves- és műtrágyák hatása a búza és a kukorica termésére. *Agrokém. Talajtan.* 40. 67-97.
- Sarkadi, J. 1994. Szerves- és műtrágyázás tartamhatásának elemzése. In: Trágyázási kutatások (Szerk. Debreczeni B. és Debreczeni B-né) 312-314. Akadémiai Kiadó. Budapest
- Scheuner, E.T., Makeschin, F. 2005. Impact of atmospheric N deposition on carbon dynamics in two scots pine forest soils in Northern Germany. *Plant Soil.* 275. 43-54.
- Schjønning, P., Munkholm, L.J. and Elmholt, S. 2004. Soil quality in organic farming - effects of crop rotation, animal manure and soil compaction. Poster presented at EUROSOIL 2004, Freiburg, Germany, 6-10. September 2004.
- Schmidt, L., Warnstorff, K., Dörfel, H., Leinweber, P., Lange, H., Merbach, L. 2000. The influence of fertilization and rotation on soil organic matter and plant yields in the long-term Eternal Rye trial in Halle (Saale), Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163. 639-648.
- Schnitzer, M., Khan, S.U. 1978. *Soil Organic Matter.* Elsevier. Amsterdam.
- Schulz, E. 1997. Charakterisierung der organischen Bodensubstanz nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihre Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe. *Arch. Agron. Soil Sci.* 41. 465-483.
- Schulz, E. 2002. Influence of extreme management on decomposable soil organic matter pool. *Arch. Acker- Pfl.-Bau Bodenkd.* 48. 101-105.
- Schulz, E. 2004. Influence of site conditions and management on different soil organic matter (SOM) pools. *Arch. Agron. Soil Sci.* 50. 33-47.
- Schulz, E., Körschens, M. 1998. Characterization of the decomposable part of soil organic matter (SOM) and transformation processes by hot water extraction. *Eurasian Soil Sci.* 31. 809-813.
- Schulz, E., Körschens, M. 2005. Dauerversuche als Basis zur Ableitung von Indikatoren der Erfassung bewirtschaftungsbedingter Veränderungen des C-Haushaltes des Ackerböden. Poster. http://www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/2335/p_halle1.pdf
- Schulz, E., Travnikova, L.S., Titova, N.A., Kogut, B.M. and Körschens, M. 2002. Influence of Soil Type and Fertilization on Accumulation and Stabilization of Organic Carbon in Different SOM Fractions. 12th ISCO Conference Beijing.
- Schwab, A.P., Ransom, M.D. and Owensby, C.E. 1989. Exchange properties of an argiustoll: effects of long-term ammonium nitrate fertilization. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 53. 1412-1417.
- Séguin, V., Gagnon C., Courchense, F. 2004. Changes in water extractable metals, pH and organic carbon concentrations at the soil-rott interface of forested soils. *Plant Soil.* 260. 1-17.
- Sherwooda, S., Uphoff, N. 2000 Soil health: research, practice and policy for a more regenerative agriculture. *Appl. Soil Ecol.* 15. 85-97.
- Shoulong, L., Jinshu, W., Yirong, S., Daoyou, H., Heai, X. and Chengli, T. 2006. Response of Cmic-to-Corg to land use and fertilization in subtropical region of China. Poster. The 18th World Congress of Soil Science. July 9-15, 2006.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant Soil.* 241. 155-176.
- Skjemstad J.O., Catchpoole V.C., Le Feuvre R.P. 1994. Carbon dynamics in Vertisols under several crops as assessed by natural abundance ¹³C. *Aust. J. Soil Res.* 32. 311-321.

- Skoda, M., Ruzek, L., Dusek, L., Hofman, J., Sixta, J. 1997. Mineralization activity of microbial biomass in reclaimed soils in comparison with empirical mathematical model *Rostlinná výroba - Plant Production*. 43. 179-186.
- Smith, P., Falloon, P.D., Körschens, M., Shevtsova, L.K., Franko, U., Romanenkov, V., Coleman, K., Rodionova, V., Smith, J.U., And Schramm, G. 2002. EuroSOMNET - an European database of long-term experiments on soil organic matter: the WWW metadatabase. *Crops Soils*. 138. 123-134.
- Sohi, S., Mahieu, N., Powlson, D.S., Madari, B., Smittenberg, R.H. and Gaunt, J.L. 2005. Investigating the Chemical Characteristics of Soil Organic Matter Fractions Suitable for Modeling. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69. 1248-1255.
- Sohi, S.P., N. Mahieu, J.R.M. Arah, D.S. Powlson, B. Madari, and J.L. Gaunt. 2001. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65. 1121-1128.
- Sorensen, L.H., 1975. The influence of clay on the rate of decay of amino acid metabolites synthesized in soil during decomposition of cellulose. *Soil Biol. Biochem.* 7. 171-177.
- Sparling, G.P. 1992. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Aust. J. Soil. Res.* 30. 195-207.
- Sparling, G.P. 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: *Biological indicators of soil health* (Eds., Pankhurst, C., Doube, B.M. and Gupta, V.V.S.R.) CAB International, Wallingford, 97-119.
- Sparling, G.P., West, A.W. 1988. A direct extraction method to estimate soil microbial-C calibration in situ using microbial respiration and C-14-labeled cells. *Soil Biol. Biochem.* 20. 337-343.
- Sparling, G.P. Feltham, C.W., Reynolds, J, West, A.W., Singleton, P. 1990. Estimation of soil microbial C by a fumigation-extraction method: use on soils of high organic matter content, and a reassessment of the kec-factor. *Soil Biol. Biochem.* 22. 301-307.
- Stefanovits, P., Filep, Gy., Füleky, Gy. 1999a. A talaj kémiai tulajdonságai. In: *Talajtan* (Szerk. Filep, Gy., Füleky, Gy.) 86-129. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Stefanovits, P., Filep, Gy., Füleky, Gy. 1999b. A talaj szerves anyagai. In: *Talajtan* (Szerk. Füleky, Gy., Filep, Gy.) 71-85. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Stenberg, B., Johansson, M., Pell, M., Sjödal-Svensson, K., Stenström, J., Torstensson, L. 1998. Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. *Soil Biol. Biochem.* 30. 393-402.
- Stevenson, F.J. 1982. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley & Sons.
- Stevenson, F.J. and Cole, M.A. 1999. *Cycles of soils. Cycles of Soils - Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. John Wiley & Sons. New York.
- Stewart, W. M., Dibb, D. W., Johnston, A. E. and Smyth, T. J. 2005. The Contribution of Commercial Fertilizer Nutrients to Food Production. *Agron. J.* 97. 1-6.
- Stumpe, H., Wittenmayer, L. & Merbach, W., 2000. Effects and residual effects of straw, farmyard manuring, and mineral fertilization at Field F of the long-term trial in Halle (Saale) Germany. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.* 163. 649-656.
- Summerell, B.A. and Burgess, L.W. 1989. Decomposition and chemical composition of cereal straw. *Soil Biol. Biochem.* 21. 551-559.
- Sváb, J. 1981. *Biometriai módszerek a kutatásban*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Szegi, J. 1988. *Cellulose decomposition and soil fertility*. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Szili Kovács, T és Szegi, J. 1992. Néhány magyarországi talaj biomassza tartalmának meghatározása fumigációs és szubsztrát indukált respirációs módszerrel. *Agrokém. Talajtan.* 41. 227-239.
- Szili-Kovács, T. 2004. Szubsztrát indukált respiráció a talajban. *Agrokém. Talajtan.* 53. 195-214.
- Szili-Kovács, T. és Tóth, J.A. 2006. A talaj mikrobiális biomassza meghatározása a kloroform fumigációs módszerrel. *Agrokém. Talajtan.* 55. 515-530.

- Szili-Kovács, T., Török, K., Tilston, E., Hopkins, D. 2007. Promoting microbial immobilization of soil nitrogen during restoration of abandoned agricultural fields by organic additions. *Biol. Fert. Soils*. 823-828.
- Szűcs M. és Szűcs M.-né, 2005. Talajtulajdonságok hosszú idő alatt bekövetkezett változásai a Dunántúlon. *Agrokém. Talajtan*. 52. 293-304.
- Tan, Z.X., Lal, R., Izaurralde, R.C. and Post, W.M. 2004. Biochemically protected SOC at the North Appalachian experimental watershed. *Soil Sci*. 169. 423-433.
- Tang, C., Yu, Q. 1999. Chemical composition of legume residues and initial soil pH determine pH change of a soil after incorporation of the residues. *Plant Soil*. 215. 29-38.
- Tate, R.L. 1987. Soil organic matter. Biological and ecological effects. Wiley-Intersci. Publ.
- Tian, G., Kang, B.T. and Brussard, L. (1995) Mulching effect of plant residues with chemically contrasting composition on maize growth and nutrient accumulation. *Plant and Soil* 153: 179-187.
- Tiessen H. and Stewart, W.B. 1983. Particle-size fractions and their use in studies of soil organic matter. II. Cultivation effects on organic matter composition in size fractions. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 47. 509-514.
- Tilman, D. 1998. The greening of the green revolution. *Nature*. 396. 211-212.
- Tisdall, J.M. and Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 62. 141-163.
- Tombácz, E. 2002. Humuszanyagok a környezeti rendszerekben. *Magy. Kém. Lap*. 57. 306-313.
- Tóth, Z. 2002. A talajtermékenység vizsgálata vetésforgóban és monokultúrában. PhD dolgozat. Veszprémi Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar, Keszthely.
- Turgay, O.C., Haraguchi, A. 2000. Different indices in soil biological activities; measurements of soil microbial biomass carbon, nitrogen and nrn international Symposium on Desertification. Konya. http://www.toprak.org.tr/bildiri_isd.htm
- Turley, D.B., Phillips, M.C., Johnson, P., Jones, A.E., Chambers, B.J. 2003. Long-term straw management effects on yields of sequential wheat (*Triticum aestivum* L.) crops in clay and silty clay loam soils in England. *Soil Till. Res.* 71. 59-69.
- Van Cleemput, O.S. Haneklaus, Hofman, G., Schnug, E. and Vermoesen, A. 1997. Foreword. In: 11th International World Fertilizer Congress. Fertilization for Sustainable Plant Production and Soil Fertility. I. CIEC. Federal Agricultural Research Centre Braunschweig-Völkenrode. Germany.
- Van Delden, A. 2001. Yield and growth components of potato and wheat under organic nitrogen management. *Agron. J.* 93. 1370-1385.
- Vance, E.D., Brookes, P.C. and Jenkinson, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19. 703-707.
- Varga, J. 1996. Vetésforgó, kerekvetésforgó, vetésváltás. (Szerk. Bocz, E.) In. Szántóföldi növénytermesztés. 128-144. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Volpin, H., Elkin, Y. Okon, Y., Kapulnik, Y. 1994. A vesicular arbuscular mycorrhizal fungus (*Glomus intraradix*) induces a defence response in alfalfa roots. *Plant Physiol.* 104. 683-689.
- Vos, J. 1996. Input and offtake of N, P and K in cropping systems with potato as a main crop and sugar beet and spring wheat as subsidiary crops. *Eur. J. Agr.* 5. 105-114.
- Wallenstein, M.D., McNulty, S., Fernandez, I.J., Boggs, J, Schlesinger, W.H. 2006. Nitrogen fertilization decreases forest soil fungal and bacterial biomass in three long-term experiments. *Forest Ecol. Manag.* 222. 459-468.
- Wattel-Koekkoek, E.J.W., van Genuchten, P.P.L., Buurman, P. van Lagen, B. 2001. Amount and composition of caly-associated soil organic matter in a range of kaolinitic and smectitic soils. *Geoderma*. 99. 27-49.
- Weaver, J.E. 1926. Root development of field crops. McGraw-Hill Book Company, Inc. NY.

- Weigel, A. et al. 1997. Determination of the decomposable part of soil organic matter in arable soils. *Arch. Agron. Soil Sci.* 43. 123-143.
- White, D., Killham, K., Wright, D.A., Glosser, L.A., Prosser, J.I. and Atkinson, D. 1994. A partial chloroform-fumigation technique to characterise the spatial location of bacteria introduced into soil. *Biol. Fert. Soils.* 17. 191-195.
- Wu, J., Joergensen, R.G., Pommerening, B., Chaussod, R., Brookes, P.C. 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction - an automated procedure. *Soil Biol. Biochem.* 22. 1167-1169.
- Xu, J.M., Tang, C., Chen, Z.L. 2005. The role of plant residues in pH change of acid soils differing in initial pH. *Soil Biol. Biochem.* 38. 709-719.
- Xu, J.M., Tang, C., Chen, Z.L. 2006. Chemical composition controls residue decomposition in soils differing in initial pH. *Soil Biol. Biochem.* 38. 544-552.
- Zagal, E., Longeri, L., Vidal, I. Hoffman, G., González, R. 2003. Influencia de la adición de nitrógeno y fósforo sobre la descomposición de paja de trigo en un suelo derivado de cenizas volcánicas. *Agricultura Técnica.* 63. 403-415.
- Zhang Jinbo, Song Changchun, and Yang Wenyian. 2006. Land use effects on the distribution of labile organic carbon fractions through soil profiles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70. 660-667.
- Zsolnay, A. and Görlitz, H. 1994. Water extractable organic matter in arable soils: Effects of drought and long-term fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 26. 1257-1261.

MELLÉKLETEK

1. Táblázat: A HWC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004)

Forróvíz-oldható C							
Kezelések	HWC (mg/kg)				% -os arány	Duncan-teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	210,5	140,4	210,5	187,1	100,0		a,b
1#	228,1	250,0	315,8	264,6	141,4	168	b
2#	245,6	260,0	245,6	250,4	133,8		b
3#	403,5	491,2	386,0	426,9	228,1		c
1ekv	140,4	140,4	140,4	140,4	75,0	110	a
2ekv	245,6	200,0	175,4	207,0	110,6		a,b
3ekv	193,0	298,2	315,8	269,0	143,8		b
átlag	249,3				138,8		
SzD_{5%}	74,6						
'B' vetésforgó							
KontB	219,8	167,4	237,2	208,1	100,0		a
NPK	326,3	324,4	307,0	319,2	153,4	159	b
NPK+k	272,1	284,9	351,1	302,7	145,4		b
NPK+k+b	324,4	359,3	394,2	359,3	172,6		b
átlag	297,3				157,1		
SzD_{5%}	62,9						

2. Táblázat: A HWC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005)

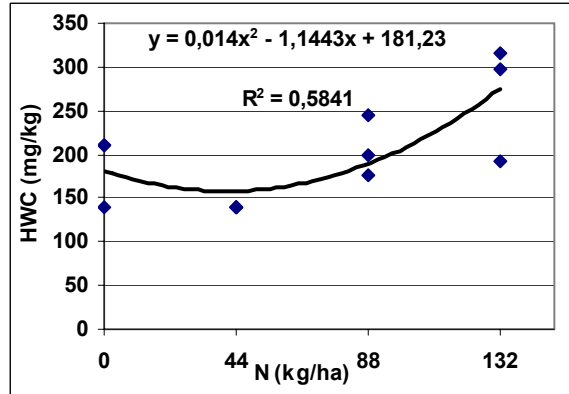
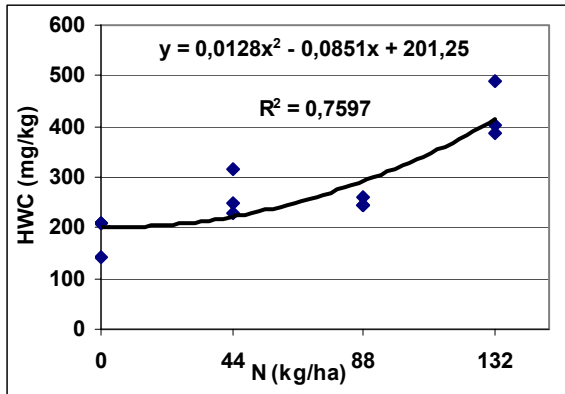
Forróvíz-oldható C							
Kezelések	HWC (mg/kg)				% -os arány	Duncan-teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	221,9	221,9	285,3	243,1	100,0		a
1#	317,0	285,3	253,6	285,3	117,4	138	a,b
2#	317,0	380,4	317,0	338,2	139,1		b,c
3#	412,1	348,7	380,4	380,4	156,5		c
1ekv	380,4	317,0	348,7	348,7	143,5	149	b,c
2ekv	317,0	443,8	428,0	396,3	163,0		c
3ekv	364,6	332,9	332,9	343,4	141,3		b,c
átlag	333,6				143,5		
SzD_{5%}	68,6						
'B' vetésforgó							
KontB	228,3	385,5	411,6	341,8	100,0		a
NPK	429,1	490,1	446,5	455,2	133,2	144	b
NPK+k	446,5	498,8	498,8	481,4	140,8		b
NPK+k+b	516,3	501,1	498,8	505,4	147,9		b
átlag	446,0				140,6		
SzD_{5%}	102,4						

3. Táblázat: A HWC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2006)

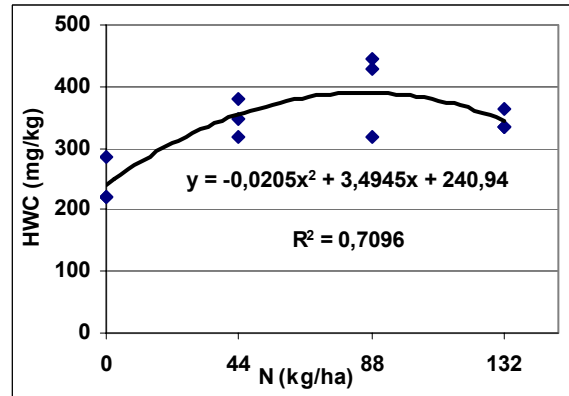
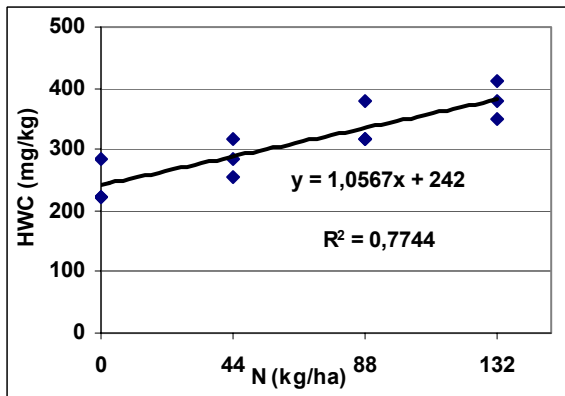
Forróvíz-oldható C							
Kezelések	HWC (mg/kg)				% -os arány		Duncan-teszt
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	310,6	355,5	287,8	318,0	100,0		a,b
1#	355,5	406,3	338,6	366,8	115,3	137	a,b,c
2#	541,7	507,8	321,6	457,1	143,7		b,c
3#	541,7	558,6	338,6	479,6	150,8		c
1ekv	266,6	203,1	282,1	250,6	78,8	87	a
2ekv	276,8	304,7	270,8	284,1	89,4		a
3ekv	389,3	287,8	203,1	293,4	92,3		a
átlag				349,9	111,7		
SzD_{5%}				135,9			
'B' vetésforgó							
KontB	186,2	220,1	203,1	203,1	100,0		a
NPK	270,8	279,3	237,0	262,4	129,2	142	b
NPK+k	338,6	262,4	304,7	301,9	148,6		b
NPK+k+b	304,7	245,5	270,8	273,7	134,7		b
átlag				260,3	137,5		
SzD_{5%}				53,1			

4. Táblázat: A HWC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004-2006)

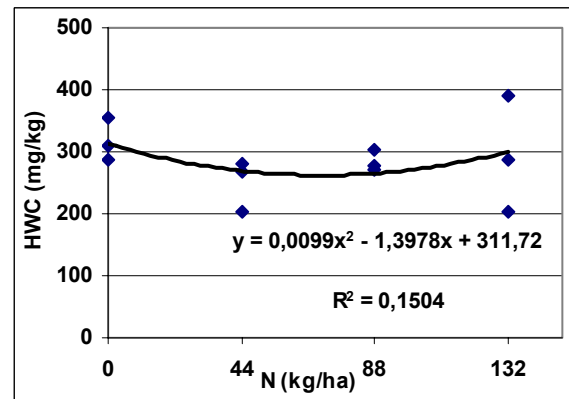
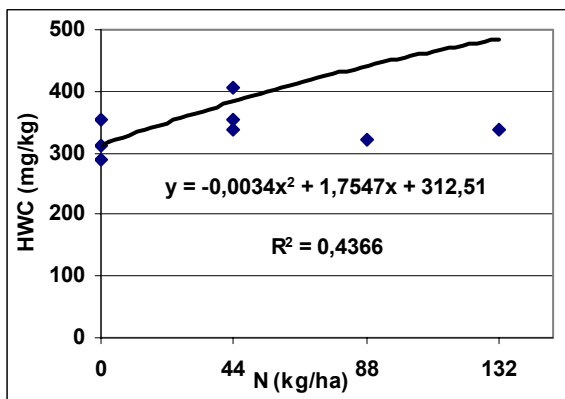
Forróvíz-oldható C							
Kezelések	HWC (mg/kg)				% -os arány		Duncan-teszt
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	247,7	239,3	261,2	249,4	100,0		a,b
1#	300,2	313,9	302,7	305,6	122,5	145	b,c
2#	368,1	382,8	294,8	348,5	139,8		c,d
3#	452,4	466,2	368,3	429,0	172,0		d
1ekv	262,5	220,2	257,1	246,6	98,9	113	a
2ekv	279,8	316,2	291,4	295,8	118,6		a,b,c
3ekv	315,6	306,3	283,9	302,0	121,1		a,b,c
átlag				311,0	124,7		
SzD_{5%}				52,7			
'B' vetésforgó							
KontB	211,4	257,7	284,0	251,0	100,0		a
NPK	342,1	364,6	330,2	345,6	137,7	148	b
NPK+k	352,4	348,7	384,9	362,0	144,2		b
NPK+k+b	381,8	368,6	388,0	379,5	151,2		b
átlag				334,5	133,3		
SzD_{5%}				43,9			



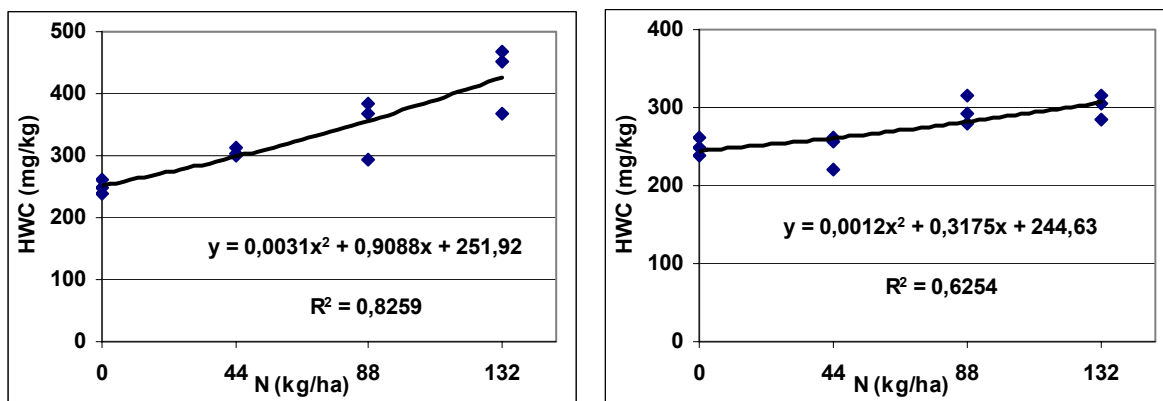
1. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata a HWC-frakcióval (2004)



2. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata a HWC-frakcióval (2005)



3. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata a HWC-frakcióval (2006)



4. Ábra: Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata a HWC-frakcióval (2004-2006)

5. Táblázat: A HWC/TOC %-os arány az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

Forróvíz-oldható C / Összes szerves C							
Kezelések	HWC / TOC %				% -os arány		Duncan- teszt
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	2,8	2,7	3,2	2,9	100,0		a
1#	3,3	3,2	3,3	3,3	112,3	124	a,b
2#	3,6	3,8	3,0	3,5	119,6		b
3#	4,1	4,3	3,8	4,0	139,6		c
1ekv	3,3	2,5	2,9	2,9	100,1	109	a
2ekv	3,3	3,5	3,3	3,4	116,2		a,b
3ekv	3,4	3,1	3,0	3,2	110,3		a,b
átlag				3,3	114,0		
SzD_{5%}				0,97			
'B' vetésforgó							
KontB	2,7	3,0	3,2	3,0	100,0		a
NPK	3,3	3,7	3,4	3,5	117,0	115	b
NPK+k	3,2	3,9	3,3	3,5	116,0		b
NPK+k+b	3,5	3,4	3,5	3,4	114,9		a,b
átlag				3,3	112,0		
SzD_{5%}				0,48			

6. Táblázat: A labilis szerves C az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

Labilis szerves C								
Kezelések	(mg/kg)				% -os arány	Duncan- teszt		
	Ismétlések			átlag				
	I.	II.	III.					
'A' vetésforgó								
KontA	42,1	40,7	47,5	43,4	100,0		a	
1#	49,4	48,2	49,0	48,9	116,1	128	a,b	
2#	53,7	57,5	44,9	52,0	123,6		b	
3#	60,8	64,4	57,0	60,7	144,2		c	
1ekv	49,2	37,6	43,9	43,5	103,4		a	
2ekv	49,8	52,6	49,2	50,6	120,1	113	a,b	
3ekv	51,1	47,2	45,7	48,0	114,0		a,b	
átlag	49,6				117,3			
SzD_{5%}	7,1							
'B' vetésforgó								
KontB	40,3	45,0	48,1	44,4	100,0		a	
NPK	50,2	56,1	51,7	52,7	118,6	117	b	
NPK+k	48,4	59,0	49,3	52,2	117,6		b	
NPK+k+b	52,0	51,1	52,0	51,7	116,4		a,b	
átlag	50,2				113,2			
SzD_{5%}	7,3							

7. Táblázat: A HWN az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005, nyár)

Forróvíz-oldható N								
Kezelések	HWN (mg/kg)				% -os arány	Duncan- teszt		
	Ismétlések			átlag				
	I.	II.	III.					
'A' vetésforgó								
KontA	9,0	13,5	13,5	12,0	100,0		a	
1#	26,0	26,9	27,8	26,9	224,2	242	b	
2#	26,0	26,9	26,9	26,6	221,7		b	
3#	34,1	29,6	36,8	33,5	279,0		c,d	
1ekv	25,1	26,0	28,7	26,6	221,7		b	
2ekv	30,5	25,1	31,4	29,0	241,6	252	b,c	
3ekv	31,4	35,0	38,6	35,0	291,4		d	
átlag	27,1				225,7			
SzD_{5%}	4,6							
'B' vetésforgó								
KontB	28,6	17,9	25,1	23,9	100,0		a	
NPK	39,4	39,4	35,8	38,2	159,8	171	b	
NPK+k	35,8	43,0	39,4	39,4	164,8		b	
NPK+k+b	43,0	43,0	41,2	42,4	177,2		b	
átlag	35,9				167,3			
SzD_{5%}	6,5							

8. Táblázat: A HWN az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005, őszi)

Forróvíz-oldható N							
Kezelések	HWN (mg/kg)				% -os arány	Duncan-teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	18,5	25,9	33,3	25,9	100,0		a
1#	35,2	31,5	25,9	30,8	119,1	140	a,b
2#	31,5	38,9	40,7	37,0	142,9		a,b
3#	35,2	38,9	48,1	40,7	157,2		b
1ekv	35,2	38,9	31,5	35,2	135,7	144	a,b
2ekv	33,3	35,2	42,6	37,0	142,9		a,b
3ekv	33,3	38,5	48,1	40,0	154,3		b
átlag					35,2	136,0	
SzD_{5%}					10,2		
'B' vetésforgó							
KontB	27,4	35,3	35,3	32,7	100,0		a
NPK	23,5	39,2	37,2	33,3	101,9	135	a
NPK+k	31,3	43,1	50,9	41,8	127,8		a
NPK+k+b	43,1	56,8	39,2	46,4	141,8		a
átlag					38,5	117,9	
SzD_{5%}					15,6		

9. Táblázat: A HWN az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005, a nyári és az őszi mérés átlaga)

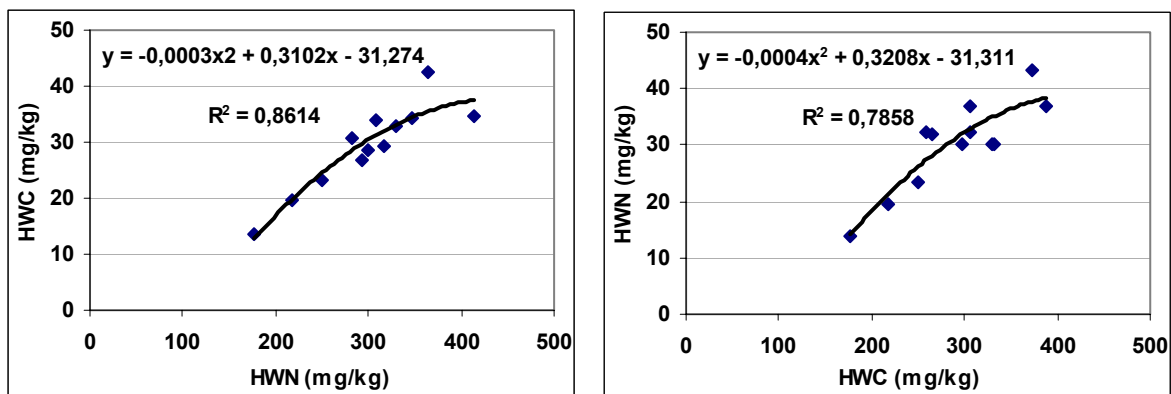
Forróvíz-oldható N							
Kezelések	HWN (mg/kg)				% -os arány	Duncan-teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	13,7	19,7	23,4	18,9	100,0		a
1#	30,6	29,2	26,9	28,9	152,8	172	b
2#	28,7	32,9	33,8	31,8	168,3		b,c
3#	34,6	34,2	42,4	37,1	196,3		c
1ekv	30,1	32,4	30,1	30,9	163,4	179	b,c
2ekv	31,9	30,1	37,0	33,0	174,6		b,c
3ekv	32,3	36,7	43,3	37,5	198,3		c
átlag					31,1	164,8	
SzD_{5%}					6,6		
'B' vetésforgó							
KontB	23,6	21,9	29,2	24,9	100,0		a
NPK	37,3	35,4	30,9	34,5	138,6	160	a,b
NPK+k	33,6	40,9	40,0	38,2	153,4		b
NPK+k+b	39,1	40,9	44,6	41,5	166,8		b
átlag					34,8	139,7	
SzD_{5%}					8,5		

10. Táblázat: A HWC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005, nyár)

Forróvíz-oldható C							
Kezelések	HWC (mg/kg)				% -os arány	Duncan- teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	132,3	215,0	215,0	187,4	100,0	172	a
1#	248,1	347,3	330,8	308,7	164,7		b,c
2#	281,1	281,1	297,7	286,7	153,0		a,b,c
3#	413,5	347,3	347,0	369,2	197,0		c
1ekv	215,0	198,5	314,2	242,6	129,4		a,b
2ekv	215,0	215,0	347,3	259,1	138,3		a,b,c
3ekv	248,1	281,1	413,5	314,2	167,7		b,c
átlag				281,1	150,0		
SzD_{5%}				102,7			
'B' vetésforgó							
KontB	99,7	122,7	122,7	115,0	100,0	226	a
NPK	130,3	199,4	222,4	184,0	160,0		a,b
NPK+k	230,0	276,0	237,7	247,9	215,6		b,c
NPK+k+b	222,4	322,0		272,2	236,7		c
átlag				204,8	178,1		
SzD_{5%}				76,9			

11. Táblázat: A HWC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005, a nyári és az őszi mérés átlaga)

Forróvíz-oldható C							
Kezelések	HWC (mg/kg)				% -os arány	Duncan- teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	177,1	218,5	250,2	215,2	100,0	152	a
1#	282,5	316,3	292,2	297,0	138,0		b
2#	299,1	330,8	307,4	312,4	145,2		b,c
3#	412,8	348,0	363,7	374,8	174,2		c
1ekv	297,7	257,7	331,5	295,6	137,4		b
2ekv	266,0	329,4	387,6	327,7	152,3		b,c
3ekv	306,3	307,0	373,2	328,8	152,8		b,c
átlag				307,4	142,8		
SzD_{5%}				64,8			
'B' vetésforgó							
KontB	164,0	254,1	267,2	228,4	100,0	173	a
NPK	279,7	344,7	334,4	319,6	139,9		b
NPK+k	338,3	387,4	368,3	364,7	159,7		b,c
NPK+k+b	369,3	411,6	498,8	426,6	186,8		c
átlag				334,8	146,6		
SzD_{5%}				91,0			



5. Ábra: A HWN és a HWC kapcsolata a) az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok függvényében (2005)

12. Táblázat: Az MBC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004)

Mikrobiális biomassa C								
Kezelések	MBC (mg/kg)				% -os arány	Duncan-teszt		
	Ismétlések			átlag				
	I.	II.	III.					
'A' vetésforgó								
KontA	316,9	281,7	316,9	305,2	100,0	80	b	
1#	193,7	140,8	140,8	158,4	51,9		a	
2#	246,5	211,3	176,0	211,3	69,2		a	
3#	334,5	316,9	440,1	363,8	119,2		b,c	
1ekv	352,1	422,5	316,9	363,8	119,2		b,c	
2ekv	352,1	440,1	457,7	416,7	136,5		123	c
3ekv	299,3	387,3	352,1	346,2	113,5		b,c	
átlag				309,3	101,6			
SzD_{5%}				81,3				
'B' vetésforgó								
KontB	272,1	326,5	253,3	284,0	100,0	125	a	
NPK	344,7	326,5	344,7	338,6	119,2		b	
NPK+k	290,3	308,4	326,5	308,4	108,6		a,b	
NPK+k+b	399,1	399,1	399,1	399,1	140,5		c	
átlag				332,5	117,1			
SzD_{5%}				40,9				

13. Táblázat: Az MBC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005)

Mikrobiális biomassza C								
Kezelések	MBC (mg/kg)				% -os arány	Duncan-teszt		
	Ismétlések			átlag				
	I.	II.	III.					
'A' vetésforgó								
KontA	353,1	282,4	423,7	353,1	100,0	101	a	
1#	247,1	353,1	317,7	306,0	86,7		a	
2#	423,7	247,1	388,4	353,1	100,0		a	
3#	353,1	494,3	388,4	411,9	116,7		a	
1ekv	529,6	564,9	600,2	564,9	160,0		141	b
2ekv	706,1	600,2	564,9	623,7	176,7			b
3ekv	282,4	282,4	353,1	306,0	86,7			a
átlag				416,9	118,1			
SzD_{5%}				115,3				
'B' vetésforgó								
KontB	415,7	376,1	430,2	403,1	100,0	123	a	
NPK		475,1	573,5	488,1	121,1		a	
NPK+k		530,8	530,8	501,6	124,4		a	
NPK+k+b		515,6	411,4	490,3	121,6		a	
átlag				470,8	122,4			
SzD_{5%}				134,9				

14. Táblázat: Az MBC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2006)

Mikrobiális biomassza C								
Kezelések	MBC (mg/kg)				% -os arány	Duncan-teszt		
	Ismétlések			átlag				
	I.	II.	III.					
'A' vetésforgó								
KontA	295,6	370,4	392,2	381,3	100,0	110	a,b	
1#		281,0	281,0	285,9	93,7		a	
2#		343,8	358,4	345,5	113,2		a,b	
3#		411,7	373,0	376,2	123,3		a,b	
1ekv		356,0	259,2	296,3	97,1		119	a
2ekv		312,5	440,6	351,2	115,1			a,b
3ekv		469,6	513,2	439,1	143,9			b
átlag					353,6		112,3	
SzD_{5%}				95,2				
'B' vetésforgó								
KontB	184,2	152,7	126,0	154,3	100,0	139	a,b	
NPK	121,4	155,2	160,0	145,6	94,3		a	
NPK+k	179,4	203,6	218,0	200,4	129,8		b,c	
NPK+k+b	261,8	213,3	213,2	229,5	148,7		c	
átlag				182,4	118,2			
SzD_{5%}				46,7				

15. Táblázat: Az MBC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004-2006)

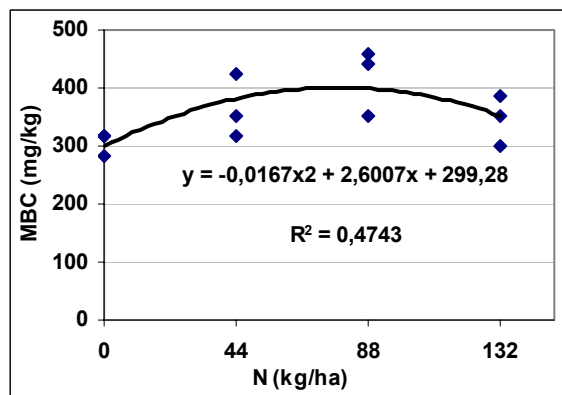
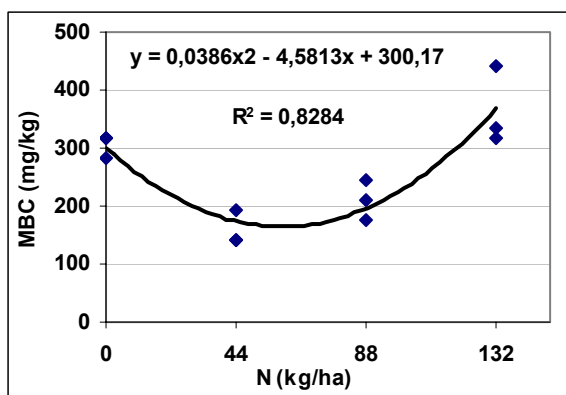
Mikrobiális biomassza C							
Kezelések	MBC (mg/kg)				% -os arány	Duncan-teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	335,0	311,5	377,6	341,4	100,0		b,c
1#	245,5	258,3	246,5	250,1	73,3	92	a
2#	334,8	267,4	307,6	303,3	88,8		a,b
3#	343,8	407,6	400,5	384,0	112,5	121	c,d
1ekv	385,1	447,8	392,1	408,3	119,6		d,e
2ekv	452,9	450,9	487,7	463,9	135,9		e
3ekv	305,4	379,8	406,1	363,8	106,6		b,c,d
átlag				359,2	105,2		
SzD_{5%}				58,8			
'B' vetésforgó							
KontB	228,2	285,1	269,8	261,0	100,0		a
NPK	293,9	318,9	359,4	324,1	114,1	125	b
NPK+k	304,3	347,6	358,5	336,8	118,6		b
NPK+k+b	401,6	376,0	341,2	372,9	131,3		b
átlag				323,7	116,0		
SzD_{5%}				57,3			

16. Táblázat: Az MBC/TOC %-os arány az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

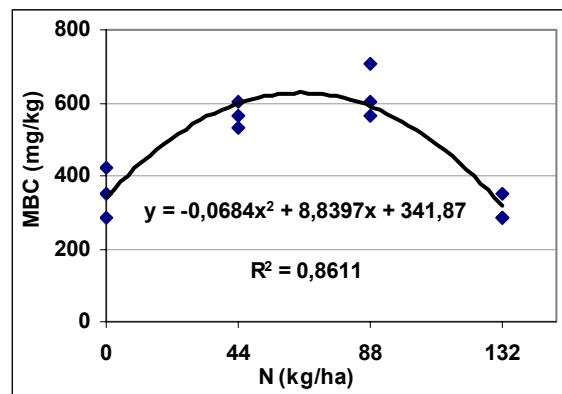
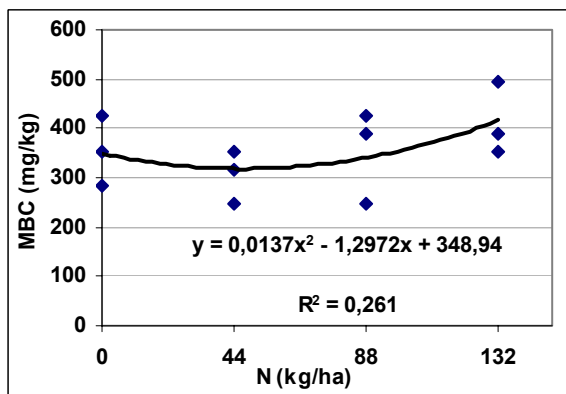
Mikrobiális biomassza C / Összes szerves C							
Kezelések	MBC / TOC %				% -os arány	Duncan-teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	3,8	3,5	4,6	4,0	100,0		c
1#	2,7	2,6	2,7	2,7	66,6	78	a
2#	3,3	2,7	3,1	3,0	75,5		a,b
3#	3,1	3,8	4,1	3,7	91,4	116	b,c
1ekv	4,8	5,1	4,5	4,8	119,7		d
2ekv	5,4	5,0	5,5	5,3	132,3		d
3ekv	3,3	3,9	4,4	3,9	96,3		c
átlag				3,9	97,4		
SzD_{5%}				0,71			
'B' vetésforgó							
KontB	2,9	3,3	3,0	3,1	100,0		a
NPK	2,9	3,3	3,8	3,3	106,4	107	a
NPK+k	2,8	3,9	3,1	3,3	105,0		a
NPK+k+b	3,6	3,5	3,1	3,4	109,3		a
átlag				3,3	105,2		
SzD_{5%}				0,75			

17. Táblázat: Az extracelluláris C (C_{ext}) az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

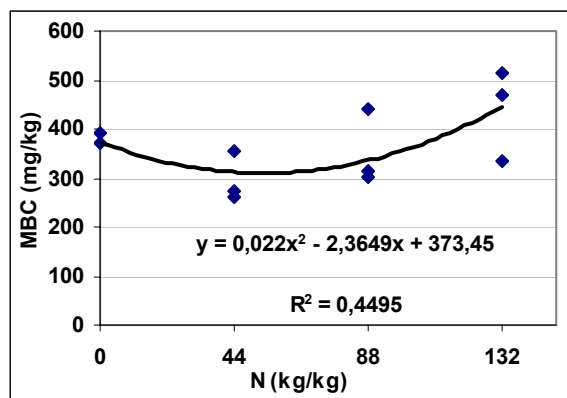
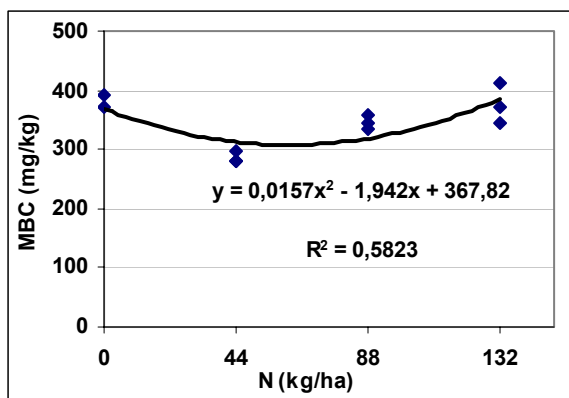
Extracelluláris C							
Kezelések	C_{ext} (mg/kg)				% -os arány	Duncan-teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	189,0	274,9	221,0	228,3	100,0		a,b,c
1#	314,6	206,9	257,3	259,6	113,7	112	c
2#	228,4	279,7	299,0	269,1	117,9		c
3#	203,3	242,9	265,5	237,2	103,9		b,c
1ekv	169,8	151,0	151,0	157,3	68,9	67	a,b
2ekv	166,1	159,6	150,4	158,7	69,5		a,b
3ekv	247,5	70,1	115,1	144,2	63,2		a
átlag				207,8	91,0		
SzD_{5%}				83,2			
'B' vetésforgó							
KontB	165,7	197,9	244,2	202,6	100,0		a
NPK	294,0	351,4	306,5	317,3	156,6	143	b
NPK+k	364,5	282,2	253,2	300,0	148,1		b
NPK+k+b	306,8	234,1	297,8	279,6	138,0		a,b
átlag				274,9	135,7		
SzD_{5%}				81,0			



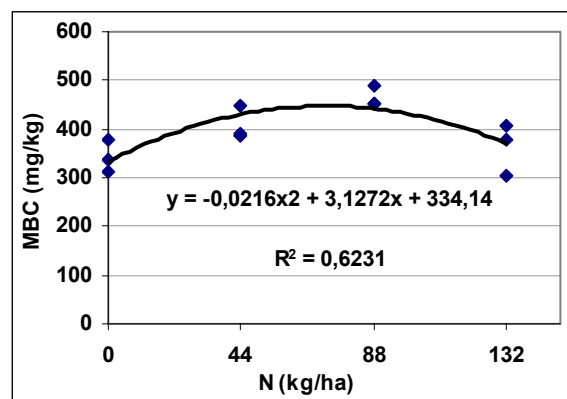
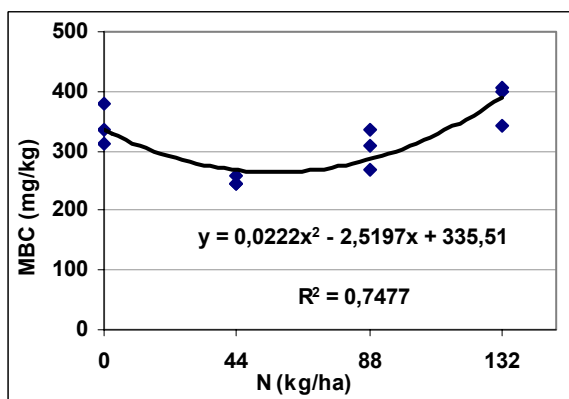
5. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata az MBC-frakcióval (2004)



6. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata az MBC-frakcióval (2005)



7. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata az MBC-frakcióval (2006)



8. Ábra: Az istállótrágya és b) műtrágya-dózisok kapcsolata az MBC-frakcióval (2004-2006)

18. Táblázat: A TOC az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005)

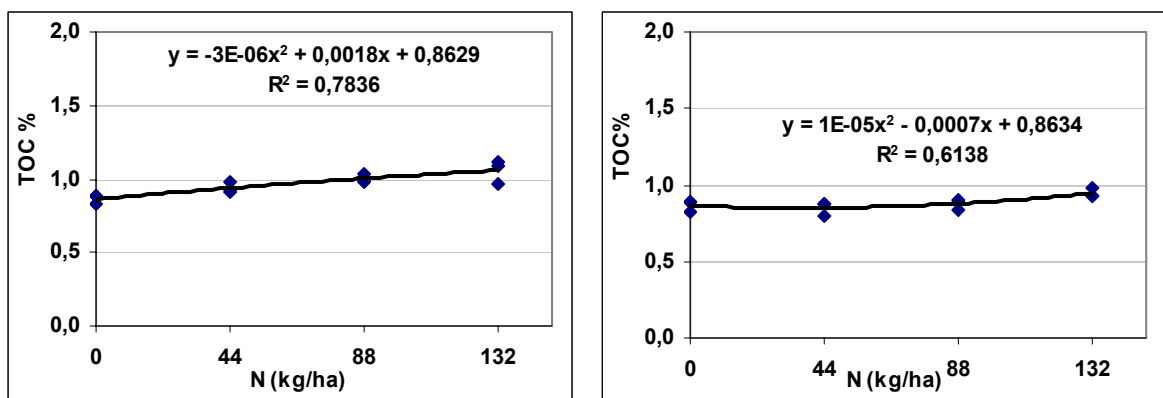
Összes szerves C										
Kezelés	ismétlés			átlag				% -os arány	Duncan-teszt	
				%		mg/kg				
	I.	II.	III.	TOC	H	TOC	H			
'A' vetésforgó										
KontA	0,88	0,88	0,82	0,86	1,49	8 631	14 879	100		a
1#	0,91	0,98	0,93	0,94	1,62	9 383	16 176	109		b,c
2#	1,03	1,00	0,98	1,00	1,73	10 038	17 306	116	116	c,d
3#	1,12	1,09	0,97	1,06	1,82	10 572	18 227	122		d
1ekv	0,80	0,88	0,88	0,85	1,47	8 527	14 700	99		a
2ekv	0,84	0,90	0,89	0,88	1,51	8 773	15 125	102	103	a,b
3ekv	0,93	0,97	0,93	0,94	1,63	9 441	16 275	109		b,c
átlag				0,93	1,61	9 338	16 098	108		
SzD_{5%}				0,076						
'B' vetésforgó										
KontB	0,79	0,86	0,89	0,84	1,46	8 444	14 557	100		a
NPK	1,02	0,98	0,96	0,98	1,70	9 849	16 980	117		a,b
NPK+k	1,09	0,89	1,17	1,05	1,81	10 505	18 111	124		b
NPK+k+b	1,10	1,08	1,12	1,10	1,90	11 011	18 984	130	127	b
átlag				0,89	1,53	8 867	15 287	105		
SzD_{5%}				0,148						
Gyepterület				1,36	2,34	13 600	23 446			

19. Táblázat: TOC relatív változása 1961. (0,87%) és a 2005. évi meghatározás viszonyában

TOC relatív %-os változás						
Kezelés	Ismétlések			átlag		Duncan-teszt
	I.	II.	III.			
'A' vetésforgó						
KontA	101,4	101,4	94,7	99,2		a,b
1#	104,8	112,3	106,4	107,8		b,c,d
2#	118,2	114,8	113,1	115,4	114,9	d,e
3#	128,2	124,9	111,5	121,5		e
1ekv	92,0	101,1	100,9	98,0		a
2ekv	96,9	103,6	102,1	100,8	102,4	a,b,c
3ekv	106,5	111,9	107,1	108,5		c,d
átlag				107,3		
SzD_{5%}				8,5		
'B' vetésforgó						
KontB	90,4	98,8	101,9	97,0		a
NPK	117,4	112,1	110,1	113,2		a,b
NPK+k	125,6	101,9	134,7	120,7		b
NPK+k+b	126,7	124,4	128,5	126,6	123,6	b
átlag				114,4		17,6
SzD_{5%}				17,6		

20. Táblázat: Az egy évre eső TOC változás abszolút értékben (mg/kg)

TOC változás					
Kezelések	TOC (mg/kg/év)				Duncan-teszt
	Ismétlések			átlag	
	I.	II.	III.		
'A' vetésforgó					
KontA	3,0	3,0	-10,9	-1,67	a,b
1#	9,9	25,5	13,4	16,25	b,c,d
2#	37,6	30,7	27,2	31,85	d,e
3#	58,4	51,5	23,8	44,56	e
1ekv	-16,6	2,2	1,9	-4,14	a
2ekv	-6,5	7,4	4,3	1,72	a,b,c
3ekv	13,5	24,7	14,7	17,62	c,d
átlag				15,17	
SzD_{5%}				16,75	
'B' vetésforgó					
KontB	-19,8	-2,5	3,9	-6,12	a
NPK	36,0	25,1	20,9	27,34	a,b
NPK+k	53,1	3,9	71,9	42,97	b
NPK+k+b	55,3	50,6	59,1	55,02	b
átlag				29,8	
SzD_{5%}				34,35	



9. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata a TOC-frakcióval (2005)

21. Táblázat: A terméseredmények az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004-2006)

Terméseredmények								
Kezelések	Termés (t/ha)				% -os arány	Duncan-teszt		
	Ismétlések			átlag				
	I.	II.	III.					
'A' vetésforgó								
KontA	4,20	4,78	5,19	4,72	100,0	143	a	
1#	6,39	7,11	6,18	6,56	139,0		b	
2#	6,48	6,43	7,12	6,68	141,5		b	
3#	7,14	6,52	7,58	7,08	150,0		b	
1ekv	6,98	7,12	6,88	6,99	148,1		164	c
2ekv	7,75	8,41	8,31	8,16	172,9			c
3ekv	7,92	8,22	8,27	8,14	172,4			b
átlag					6,90	146,3		
SzD_{5%}					1,34			
'B' vetésforgó								
KontB	3,18	4,11	3,81	3,70	100,0	204	a	
NPK	8,17	7,95	8,32	8,14	220,1		b	
NPK+k	7,81	7,64	7,67	7,71	208,3		b	
NPK+k+b	7,63	7,58	6,97	7,39	199,8		b	
átlag					6,74	182,0		
SzD_{5%}					1,27			

22. Táblázat: A terméseredmények az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2004)

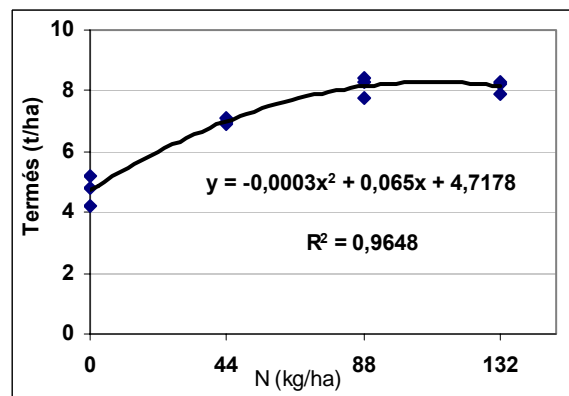
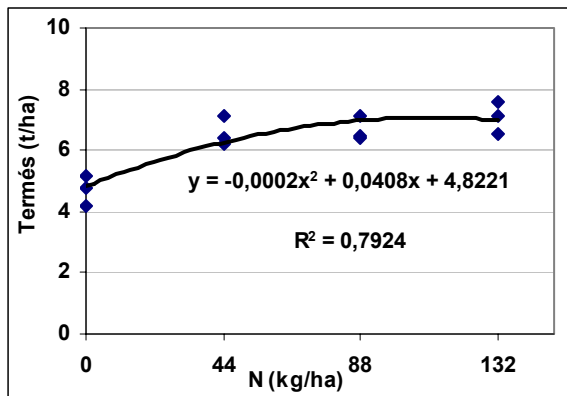
Terméseredmények							
Kezelések	Termés (t/ha)				% -os arány	Duncan-teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	5,23	5,17	6,66	5,69	100,0		a
1#	8,12	7,97	7,52	7,87	138,3	136	b
2#	7,92	6,95	8,26	7,71	135,5		b
3#	8,51	6,62	7,92	7,68	135,0		b
1ekv	8,82	8,91	8,48	8,73	153,5		c
2ekv	10,46	8,85	8,81	9,37	164,7	151	c
3ekv	8,51	6,62	7,92	7,68	135,0		b
átlag					7,82	137,4	
SzD_{5%}					1,34		
'B' vetésforgó							
KontB	3,62	4,93	4,96	4,50	100,0		a
NPK	9,86	9,46	11,16	10,16	225,8	206	b
NPK+k	9,31	9,27	9,75	9,44	209,9		b
NPK+k+b	9,80	9,04	8,57	9,14	203,0		b
átlag					8,31		184,7
SzD_{5%}					1,27		

23. Táblázat: A terméseredmények az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2005)

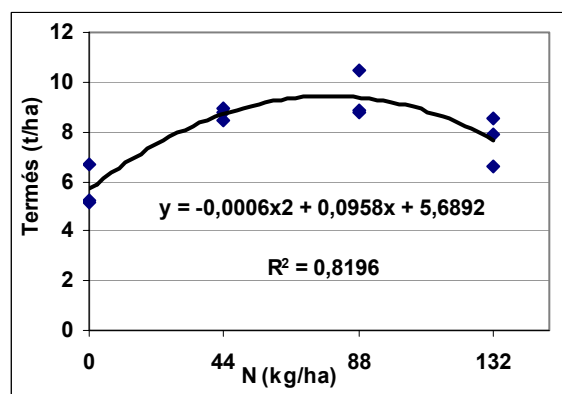
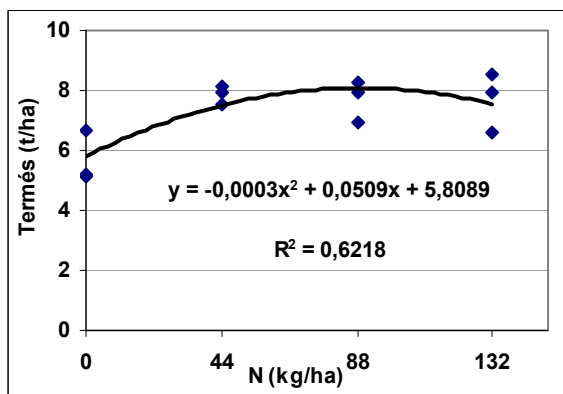
Terméseredmények							
Kezelések	Termés (t/ha)				% -os arány	Duncan-teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	4,52	5,02	5,02	4,85	100,0		a
1#	6,46	7,08	6,53	6,69	138,0	142	b,c
2#	5,99	6,52	7,05	6,52	134,5		b
3#	7,06	7,37	7,95	7,46	153,8		c,d,e
1ekv	7,29	7,03	7,38	7,23	149,2		b,c,d,e
2ekv	7,43	8,66	8,49	8,19	169,0	159	e
3ekv	7,13	8,05	7,91	7,70	158,7		d,e
átlag					6,95	143,3	
SzD_{5%}					0,79		
'B' vetésforgó							
KontB	2,47	3,07	3,23	2,92	100,0		a
NPK	8,58	8,30	8,37	8,42	288,2	284	b
NPK+k	8,51	8,03	8,05	8,20	280,7		b
NPK+k+b	8,76	8,42	7,95	8,38	287,0		b
átlag					6,98		239,0
SzD_{5%}					0,61		

24. Táblázat: A terméseredmények az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben (2006)

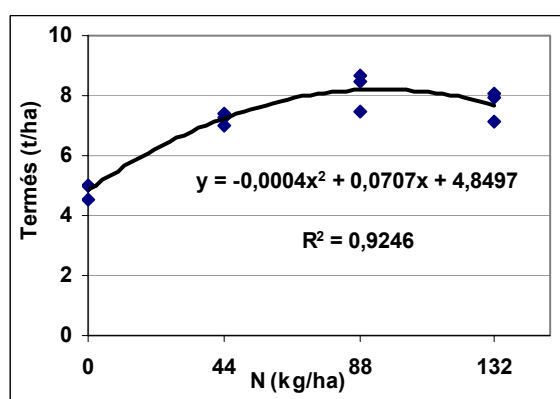
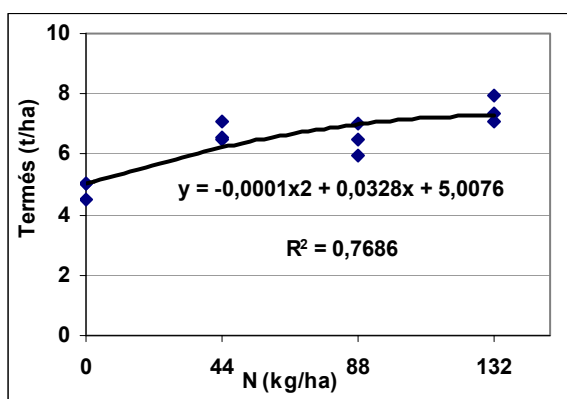
Terméseredmények							
Kezelések	Termés (t/ha)				% -os arány	Duncan-teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	2,84	4,14	3,90	3,63	100,0	156	a
1#	4,59	6,28	4,49	5,12	141,1		a,b
2#	5,53	5,83	6,06	5,81	159,9		b,c
3#	5,85	5,58	6,86	6,10	167,9		b,c
1ekv	4,82	5,43	4,79	5,01	138,0		a,b
2ekv	5,37	7,73	7,63	6,91	190,4		c
3ekv	5,49	7,07	7,23	6,60	181,7		b,c
átlag				5,60	154,2		
SzD_{5%}				1,46			
'B' vetésforgó							
KontB	3,47	4,35	3,23	3,68	100,0	138	a
NPK	6,06	6,08	5,43	5,86	159,1		c
NPK+k	5,61	5,60	5,23	5,48	148,9		b,c
NPK+k+b	4,31	5,28	4,39	4,66	126,6		b
átlag				4,92	133,7		
SzD_{5%}				0,85			



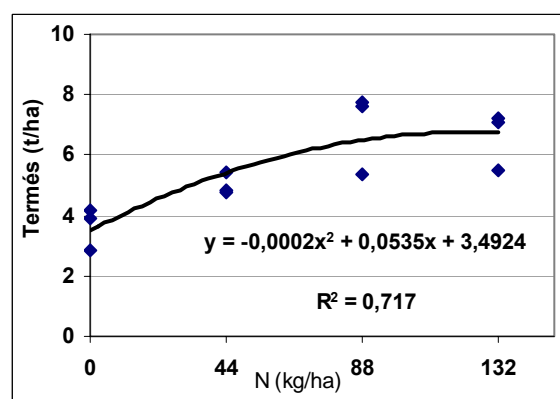
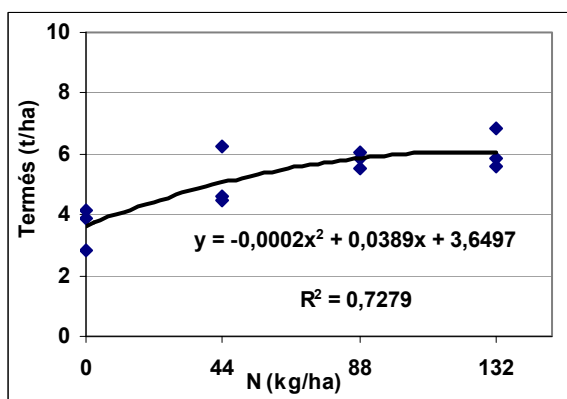
10.Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata a terméseredményekkel (2004-2006)



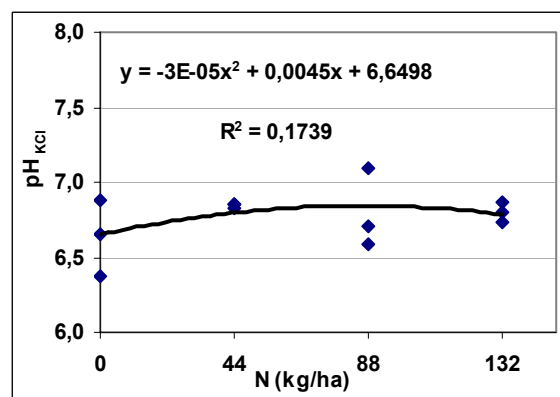
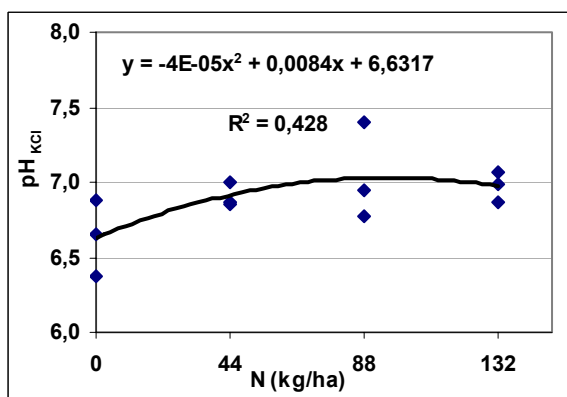
11. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata a terméseredményekkel (2004)



12. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata a terméseredményekkel (2005)



13. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata a terméseredményekkel (2006)



14. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata a pH_{KCl} értékekkel

25. Táblázat: A pH_{KCl} értékek az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

Kémhatás (pH _{KCl})						
Kezelések	pH _{KCl}				% -os arány	Duncan-teszt
	Ismétlések			átlag		
	I.	II.	III.			
'A' vetésforgó						
KontA	6,38	6,88	6,65	6,64	100,0	a
1#	6,87	7,00	6,85	6,91	104,0	a,b
2#	6,77	6,95	7,40	7,04	106,0	b
3#	6,86	7,07	6,98	6,97	105,0	a,b
1ekv	6,86	6,85	6,82	6,84	103,0	a,b
2ekv	6,59	6,71	7,10	6,80	102,4	a,b
3ekv	6,87	6,81	6,73	6,80	102,4	a,b
átlag				6,86	103,3	
SzD_{5%}				0,339		
'B' vetésforgó						
KontB	6,71	6,76	6,74	6,74	100,0	a
NPK	6,73	6,62	6,68	6,68	99,0	a
NPK+k	7,40	6,98	7,19	7,19	106,7	a
NPK+k+b	6,92	6,58	6,75	6,75	100,1	a
átlag				6,84	101,5	
SzD_{5%}				0,540		

26. Táblázat: A pH_{KCl} értékek relatív változása az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

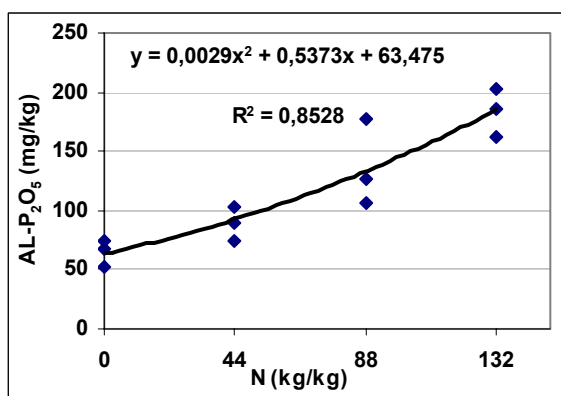
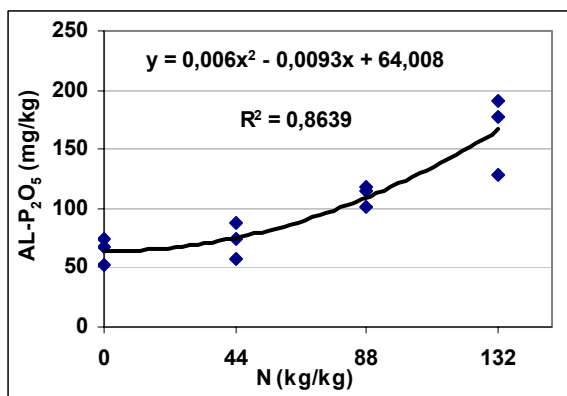
Relatív %-os változás (1961: 7,3pH _{KCl})						
Kezelés	Ismétlések			átlag	Duncan-teszt	
	I.	II.	III.			
'A' vetésforgó						
KontA	87,3	94,2	91,1	90,9		a
1#	94,1	95,8	93,8	94,6		a,b
2#	92,7	95,1	101,4	96,4	95,5	b
3#	94,0	96,8	95,6	95,5		a,b
1ekv	93,9	93,8	93,4	93,7		a,b
2ekv	90,2	91,9	97,3	93,1	93,3	a,b
3ekv	94,1	93,2	92,2	93,2		a,b
átlag				93,9		
SzD_{5%}				4,7		
'B' vetésforgó						
KontB	91,9	92,6	92,3	92,3		a
NPK	92,2	90,7	91,4	91,4		a
NPK+k	101,4	95,6	98,5	98,5	95,5	a
NPK+k+b	94,8	90,1	92,5	92,5		a
átlag				78,9		
SzD_{5%}				7,5		

27. Táblázat: Az AL-P₂O₅ értékek az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

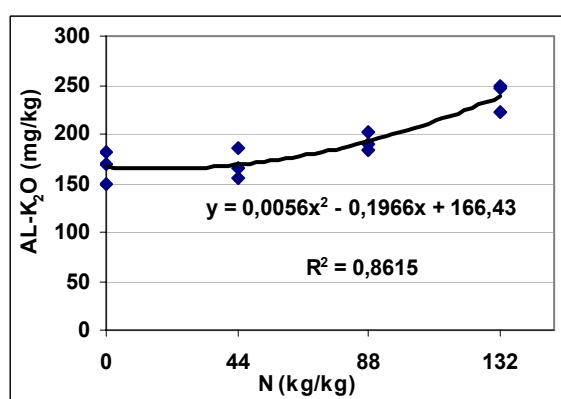
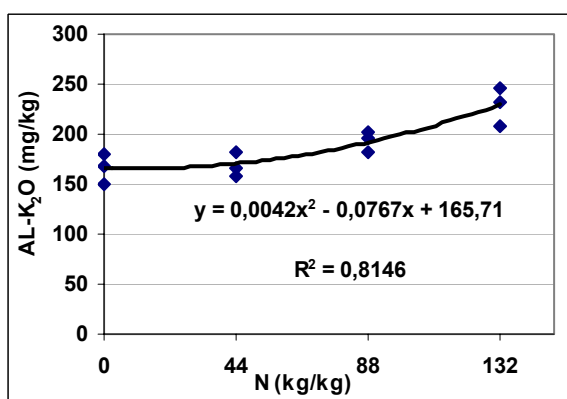
Felvehető foszfor							
Kezelések	AL-P ₂ O ₅ (mg/kg)				% -os arány	Duncan-teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	52,5	73,5	68,0	64,7	100,0		a
1#	88,0	74,5	57,0	73,2	113,1	181	a,b
2#	117,5	114,5	102,0	111,3	172,2		b,c
3#	191,0	178,0	129,0	166,0	256,7		d,e
1ekv	90,0	103,5	74,0	89,2	137,9	211	a,b
2ekv	126,5	178,0	106,0	136,8	211,6		c,d
3ekv	203,0	185,5	163,0	183,8	284,3		e
átlag				117,9	182,2		
SzD_{5%}				39,2			
'B' vetésforgó							
KontB	34,0		43,0	38,5	100,0		a
NPK	181,0		157,0	169,0	439,0	431	b
NPK+k	160,0		150,0	155,0	402,6		b
NPK+k+b	185,0		169,0	177,0	459,7		b
átlag				134,9	350,3		
SzD_{5%}				31,2			

28. Táblázat: Az AL-K₂O értékek az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

Felvehető kálium							
Kezelések	AL-K ₂ O (mg/kg)				% -os arány	Duncan-teszt	
	Ismétlések			átlag			
	I.	II.	III.				
'A' vetésforgó							
KontA	149,5	168,5	181,0	166,3	100,0		a
1#	181,5	158,5	166,0	168,7	101,6	119	a
2#	182,0	196,0	203,0	193,7	116,7		a
3#	246,0	231,5	209,0	228,8	137,9		b
1ekv	164,5	186,5	156,0	169,0	101,8	121	a
2ekv	184,5	203,0	190,0	192,5	116,0		a
3ekv	248,0	221,5	247,0	238,8	143,9		b
átlag				194,0	116,8		
SzD_{5%}				25,0			
'B' vetésforgó							
KontB	175,0		171,0	173,0	100,0		a
NPK	206,0		200,0	203,0	117,3	121	a
NPK+k	181,0		207,0	194,0	112,1		a
NPK+k+b	198,0		248,0	223,0	128,9		a
átlag				198,3	114,6		
SzD_{5%}				56,0			



15. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata az AL-P₂O₅ értékekkel



16. Ábra: a) Az istállótrágya és b) a műtrágya-dózisok kapcsolata az AL-K₂O értékekkel

29. Táblázat: Az AL-P₂O₅ értékek változása relatív %-ban az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

AL-P ₂ O ₅ relatív %-os változás (1961: 27 mg/kg)					
Kezelések	Ismétlések			átlag	Duncan-teszt
	I.	II.	III.		
'A' vetésforgó					
KontA	194,4	272,2	251,9	239,5	a a,b b,c d,e a,b c,d e
1#	325,9	275,9	211,1	271,0	
2#	435,2	424,1	377,8	412,3	
3#	707,4	659,3	477,8	614,8	
1ekv	333,3	383,3	274,1	330,2	
2ekv	468,5	659,3	392,6	506,8	
3ekv	751,9	687,0	603,7	680,9	
átlag				436,5	
SzD_{5%}				144,9	
'B' vetésforgó					
KontB	125,9	159,3	142,6		a b b b
NPK	670,4	581,5	625,9	615	
NPK+k	592,6	555,6	574,1		
NPK+k+b	685,2	625,9	655,6		
átlag					499,5
SzD_{5%}				115,7	

30. Táblázat: Az AL-K₂O változása relatív %-ban az 'A' és a 'B' vetésforgó kiválasztott kezeléseiben

AL-K ₂ O relatív %-os változás (1961: 135 mg/kg)						
Kezelések	Ismétlések			átlag		Duncan-teszt
	I.	II.	III.			
'A' vetésforgó						
KontA	110,7	124,8	134,1	123,2		a
1#	134,4	117,4	123,0	124,9		a,b
2#	134,8	145,2	150,4	143,5	146	b
3#	182,2	171,5	154,8	169,5		c
1ekv	121,9	138,1	115,6	125,2		a,b
2ekv	136,7	150,4	140,7	142,6	148	a,b
3ekv	183,7	164,1	183,0	176,9		c
átlag				143,7		
SzD_{5%}				18,4		
'B' vetésforgó						
KontB	129,6		126,7	128,1		a
NPK	152,6		148,1	150,4		a
NPK+k	134,1		153,3	143,7	154	a
NPK+k+b	146,7		183,7	165,2		a
átlag				146,9		
SzD_{5%}				41,8		