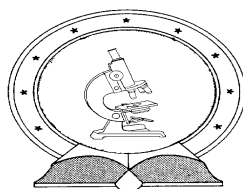


DE TTK



1949

**AVARINPUT HATÁSA A TALAJ ELEM-TARTALMÁRA ÉS
A TALAJ ENZIMEK AKTIVITÁSÁRA**

(Sík-főkút DIRT Project)

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

KRAKOMPERGER ZSOLT

Témavezetők

Dr. Tóth János Attila
egyetemi docens

Dr. Tóthmérész Béla
egyetemi tanár

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi Doktori Tanács

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

2010.

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem TTK *Juhász-Nagy Pál* Doktori Iskola *Kvantitatív és Terresztris Ökológia* programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem TTK doktori (Ph.D.) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2010.11.02.

.....
Krakomperger Zsolt

Tanúsítom, hogy Krakomperger Zsolt doktorjelölt 2004 - 2007 között a fent megnevezett Doktori Iskola *Kvantitatív és Terresztris Ökológia* programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

.....
Dr. Tóth János Attila
egyetemi docens

.....
Dr. Tóthmérész Béla
egyetemi tanár

Debrecen, 2010.11.02.

Tartalom

1.	Bevezetés és célkitűzés	3
2.	Irodalmi áttekintés.....	5
2.1.	Klímaváltozás és hatása a hazai erdőkre.....	5
2.2.	Az avarprodukció változása	7
2.3.	Az avartakató hatása a talaj hőmérsékletére és a nedvességtartalmára	8
2.4.	Az avarkezelés hatása a talaj szervesanyag-tartalmára.....	9
2.5.	Az avarkezelések hatása a talajlégzésre.....	10
2.6.	Talajenzimek.....	11
2.6.1.	Talajenzimek eredete.....	11
2.6.2.	A talajenzimek aktivitása	13
2.7.	Foszfor a talajban és a foszfatáz	14
2.8.	A cellulóz lebontása a talajban	17
2.9.	Fehérjebontás a talajban.....	20
3.	Vizsgált terület	22
3.1.	A Síkfőkút Project alapítása, története.....	22
3.2.	A terület geológiai és talajtani jellemzése	24
4.	Módszerek	25
4.1.	A DIRT kísérletben alkalmazott kezelések.....	25
4.2.	A kísérleti parcellák létesítése és fenntartása.....	26
4.3.	A Síkfőkút DIRT Projectben alkalmazott vizsgálati módszerek ..	27
4.3.1.	Elemtartalom vizsgálat.....	28
4.3.2.	A talaj pH mérése.....	29
4.3.3.	A foszfatáz aktivitásának meghatározása.....	29
4.3.4.	A β -glükózidáz aktivitás meghatározása.....	30
4.3.5.	Proteáz enzim mérése.....	31
4.3.6.	Alkalmazott statisztikai módszerek.....	32
5.	Eredmények és értékelésük	33
5.1.	Az avarinput hatása a talaj elemtartalmára	33
5.1.1.	Az avarkezelések hatása a talaj széntartalmára.....	33
5.1.2.	Az avarkezelések hatása a talaj NO_3^- -N, NH_4^+ -N, szerves-N, és összes-N tartalmára	34
5.1.3.	Az avarkezelések hatása a talaj foszfortartalmára.....	37
5.1.4.	Az avarkezelések hatása a talaj K^+ -tartalmára	37
5.1.5.	Az avarkezelések hatása a talaj Ca^{2+} -tartalmára	38
5.1.6.	Az avarkezelések hatása a talaj Mg^{2+} -tartalmára	39
5.2.	Az avarkezelés hatása a talaj pH-ra	39
5.3.	A talajenzimek változása az avarkezelések hatására	42
5.3.1.	A foszfatáz.....	42
5.3.2.	A β -glükózidáz	44

5.3.3. A proteáz	46
5.4. A talajenzimek kapcsolata más mért paraméterekkel.....	48
6. Összefoglalás.....	51
7. Köszönetnyilvánítás	54
8. Summary	55
8.1. Introduction.....	55
8.2. Materials and Methods.....	56
8.2.1. Site description.....	56
8.2.2. Experimental plots.....	56
8.2.3. Laboratory Methods	57
8.3. Results.....	58
8.3.1. Effects of litter treatments on the element composition of soil.....	58
8.3.2. Effects of litter treatments on the pH of the soil	59
8.3.3. Effects of litter treatments on the enzyme activity of the soil.....	59
9. Irodalom	61
10. Tudományos tevékenység jegyzéke	68
10.1. A témában megjelent szakcikkek.....	68
10.2. A témában elhangzott előadások, posztterek	68
10.3. Egyéb előadások, posztterek	70
10.4. Egyéb szakcikkek.....	72

1. Bevezetés és célkitűzés

A Síkfőkút Project hosszútávú kutatási programot a MAB (Man and Biosphere) program keretében 1972-ben alapították Jakucs Pál akadémikus vezetésével egy magyarországi klímazonális cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) kutatására (Jakucs, 1973). Az immár 38 éve folyó kutatásnak köszönhetően ismereteink jelentősen bővültek hazánk legnagyobb zonális erdőtársulásának struktúrájáról, biomasszájáról, produktivitásáról, energia és tápelemeloszlási viszonyairól, stb. A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő fafaj összetétele és struktúrája jelentős mértékben átalakult. Ennek következtében megváltozott az avarprodukció minőségi és mennyiségi összetétele is (Tóth et al., 2008), ami jelentős hatással van a talaj fizikai, kémiai tulajdonságaira és a talajéletre.

A talaj jelentős szabályozó szerepet tölt be a bolygónk életében. A fő biogeokémiai körfolyamatok fontos lépései játszódnak le a talajban, ezért a klímaváltozás hatással van az anyag- és energiaáramlásra, többek között a szén körforgalmára is. A fosszilis tüzelőanyagok elégetéséből származó és a légkörbe juttatott többlet szén-dioxid, mint jelentős üvegházhatású gáz a globális felmelegedés első számú előidézője, mégis kevés szó esik a fokozódó talajlégzésből származó szén-dioxidról, amely befolyásolja a klímát. Fontos figyelembe vennünk tehát, hogy a talajt érintő változások hatással lehetnek az éghajlatra. Az 1980-as évek óta a talaj éghajlatmódosító szerepe részletes kutatások tárgya (Robock, 1998; Hayden, 1998; Pielke, 1998; Wang & Eltahir, 2000; Ács et al., 2005; Davidson & Janssens, 2006).

Vizsgálatainkat magyar-amerikai együttműködés az ILTER (International Long Term Ecological Research) DIRT (Detritus Input and Removal Treatment) Project keretében végezzük. A projektben négy amerikai (Harvard Forest, Andrew Forest, Bousson Forest, Michigan Forest), egy német (Bayreuth) és egy magyar, a Síkfőkút Project kutatóhely vesz részt. Az ILTER DIRT project célja annak kiderítése, hogy a növényi avarprodukció mennyiségi és minőségi változása hosszútávon, különböző klimatikus viszonyok között hogyan befolyásolja a talaj fizikai és kémiai tulajdonságait, és ezen keresztül a talaj szerves anyagainak akkumulációját és dinamikáját (Nadelhoffer et al., 2004).

Arra vonatkozóan, hogy hosszútávon hogyan változik az avarprodukció, és ezáltal a talajba jutó szerves anyagok mennyisége és minősége, ma még meglehetősen kevés információ áll rendelkezésünkre. Az avarprodukciót a felmelegedés feltehetően növelni fogja, ugyanakkor a szárazodás csökkenti, azaz a két folyamat együttes hatása fogja meghatározni a változások tendenciáját. Mivel az avarprodukció hosszútávú változásának irányát még nem tudjuk pontosan felmérni, ezért 2000 novemberében a síkfőkúti cseres-tölgyesben olyan szabadföldi kísérletet

állítottunk be, ahol a kísérleti parcellákban a talajba kerülő avar minőségét és mennyiségét mesterségesen, tartósan megváltoztattuk, majd vizsgáltuk a megnövelt vagy csökkentett avarinput talajra kifejtett hatását.

A Kontroll mellett kétféle avarduplázásos (Dupla Avar, Dupla Fa) és háromféle avarmegvonásos kezelést (Nincs Avar, Nincs Gyökér, Nincs Input) alkalmaztunk háromszoros ismétlésben.

A Síkfőkút DIRT Projekt keretében az alábbi kérdéseket vizsgáljuk:

- Hosszútávon hogyan változik a Síkfőkúti erdő avarprodukciójának mennyisége és összetétele?
- A különböző avarinputok hatására hogyan változik:
 - a talaj hőmérséklete és nedvességtartalma?
 - a talaj elemtartalma (C, N, P, S, K, Ca, Mg) és pH-ja?
 - a talaj szervesanyag-összetétele (SOM) és C:N:S aránya?
 - a baktérium- és a gombaszám, a talaj-mikroorganizmusok biomasszája?
 - a talajenzimek aktivitása?
 - a talajlégzés (CO_2 -kibocsátás) és a légzés részösszetevőinek az aránya?
- Milyen összefüggések figyelhetők meg a mért paraméterek között?
- Milyen további következtetések vonhatók le más DIRT kutatóhelyek eredményeivel való összehasonlítás alapján?

A projekten belül a fent említett kérdések tanulmányozásának mindegyikében részt vettem, de ezek közül a fő feladatom az enzim-aktivitás, az elemtartalom mérése és az avarmennyiség változása miatt kialakult talajkémhatás változás háttérének vizsgálata volt, ezért disszertációmban ezeket a témákat fejtem ki.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Klímaváltozás és hatása a hazai erdőkre

A hazai éghajlati forgatókönyvek (Mika, 2000, 2004) az elkövetkező évtizedekben az éghajlat mediterrán jellegének erősödését valószínűsítik, azaz enyhébb, csapadékosabb telek és melegebb, szárazabb nyarak várhatók. A Magyar Tudományos Akadémia 2010-es jelentése szerint a Magyarországon 2021-2040-re várható hőmérsékletváltozás három regionális modell alapján +0,8-1,8 °C. Ugyanezen modellek alapján a csapadék valószínűsíthető csökkenése 40,8 mm, melynek eloszlási változásában nagyobb bizonytalanságok vannak (Bozó et al., 2010). Bartholy et al. (2010) szimulációs számításai szerint 2021-2050-re a csapadékos napok (napi csapadék > 1 mm) száma az ország egész területén mintegy 5-20%-kal csökken, míg a nagy csapadéku (napi csapadék > 20 mm) napok azáma általában növekszik. Az egyik évről a másikra bekövetkező 200-300 mm-es csapadékingadozásra az elmúlt évszázad során több alkalommal is volt már példa. A mezőgazdaság szempontjából kritikus 500 mm-es szint alatti csapadék előfordulása gyakoribbá vált; ez 1901 és 1950 között 6 alkalommal, 1951 és 2000 között tíz alkalommal fordult elő.

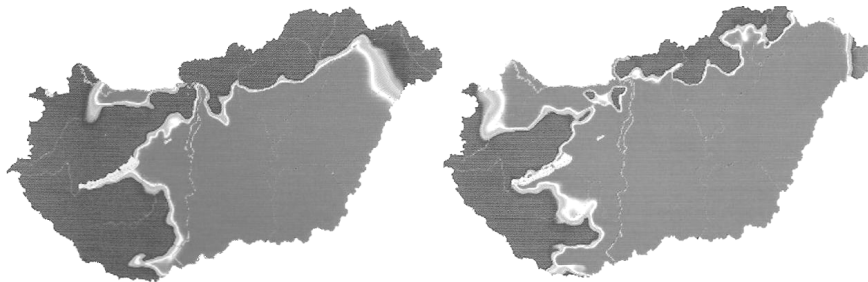
A klímaváltozást a Síkfőkút Projekt hosszútávú adatsorai is igazolják, melyek már a '90-es évek közepére rendelkezésre álltak (Tar, 1995; Kiss és Berki, 1996; Antal et al., 1997). 1973 és 1995 között az évi átlagos hőmérséklet évente 0,11 °C-ot emelkedett, ugyanakkor az évi csapadék mennyisége átlagosan évente 9,8-mm-el csökkent (Antal et al., 1997). Valószínűleg ezek a folyamatok is jelentős szerepet játszottak a '80-as és '90-es évek nagy tölgypusztulásban (Tóth et al., 2007).

Az élőlény környezeti tényezőkkel szembeni tűrőképessége alapvetően faji sajátosság. A szabadföldi kísérletek eredményei azt mutatják, hogy csökkenő csapadék és emelkedő hőmérséklet hatására a fák növekedése visszaesik (Mátyás, 2004).

A gyakorlatban a toleranciahatár túllépését követő pusztulást általában szélsőséges időjárási viszonyok (aszályos évek) váltják ki, és ezt rendszerint a csökkent ellenálló képesség miatt a károsító szervezetek tömeges felbukkanása kíséri. Ilyen új típusú erdőkárok jelentek meg már a hetvenes évek végén kocsánytalan tölgyesekben, amelyeket akkor gombakárosításnak, vagy savas esők következményének tulajdonítottak (Mészáros, 1984; Igmándy et al., 1986; Papp és Papp, 1984; Jakucs, 1990).

Hazánkban négy zonális, azaz éghajlatilag meghatározott erdővegetációs öv különíthető el: a bükkösök, a gyertyános-tölgyesek, a cseres-(kocsánytalan) tölgyesek és az erdős puszták (erdős sztyep) zónája

(Mátyás, 2004). A zónák közötti átlagos különbség mintegy ötvenhét milliméter csapadék évente, a nyári hőmérséklet tekintetében pedig 0,8 °C. Ez a különbség önmagában nem látszik soknak. Viszont az éghajlati előrejelzések szerint a feltételezett klímaváltozások mértéke igen számottevő a zónák természetes klimatikus különbségeihez képest. Az eddig prognosztizált forgatókönyvek közül még a legenyhébb is egy teljes zónakülönbségnyi elmozdulást jelez előre (1. ábra).



1. ábra. Az erdősztyepp és a zonális erdő aránya Magyarországon a jelen klímában (balra), ill. 1°C-os nyári melegedést és 40 mm csapadék-csökkenést feltételezve (jobbra) az alföldi tölgyesek éghajlati határai alapján (Mátyás 2004)

A melegedő-szárazodó klíma miatt számos, jelenleg optimumközeli állomány kerülhet a jövőben klimatikus határhelyzetbe, ami a magyarországi dombvidékeken a kevésbé toleráns egyedek tömeges pusztulását okozhatja (Berki et al., 2007; Mátyás et al., 2007; Gálos et al., 2007). Az aszályosság jelentős mértékben befolyásolja kocsányos tölgyeseink egészségi állapotát. Kocsánytalan tölgyesekben a „magányos” aszályos évek általában nem okoznak jelentős pusztulást, ill. leromlást, csak 2-3 egymást követő aszályos év hatására mutatnak egészségi állapotromlást. Ha az aszályos időszakok gyakorisága és időtartama növekszik, akkor az eddigieknél is gyakoribb és nagyobb területen fellépő rovarkárra kell számítani (Csóka et al., 2007).

Az ország más erdeihez hasonlóan, a Síkfőkút Project cseres-tölgyes erdejében is lejátszódott fapusztulás következtében megváltozott az erdő struktúrája, aminek következtében a terület mikroklímája is jelentősen átalakult (Nagy, 1980, 1982, 1985a,b; Antal et al., 1995; Justyák, 1995a,b; Kiss, 1995a,b; Tar, 1995; Kiss és Berki, 1996), szárazabb és melegebb lett (Tóth et al., 2007). Az adatsorok alapján megállapítható, hogy 1978-tól 1994-ig a szabadföldi területen, de az erdő területén is az évi középhőmérséklet, a nyári félév átlaghőmérséklete, és a nyári átlaghőmérséklet növekszik. Az erdőterületen a hőmérsékletemelkedés nagyobb ütemű, mint a szabadföldi területen, ami a fák kipusztulásának tulajdonítható. A kipusztult fák helyén a talaj jobban felmelegszik, a gyengébb turbulencia miatt az erdőben hőtöbblet alakul ki, ami az erdő

fokozódó felmelegedését eredményezi. A pusztuló erdőre jellemző az erdőklíma hőháztartási rendszerének átalakulása, amely közelít a fátlan területek mikroklímájához (Antal et al., 1997).

A síkfőkúti erdőben az elmúlt 38 év folyamán a klímaváltozás hatására, a felmelegedés és a szárazodás következtében nagyarányú fapusztulás következett be (Igmándy, 1985; Borhidi, 1987; Vajna, 1989; Berki, 1991; Tóthmérész, 2001). A két tölgyfaj nagyarányú, de eltérő mértékű pusztulása, valamint az új fajok megjelenése az erdő fafajainak mennyiségi és minőségi összetételét jelentős mértékben megváltoztatta (1. táblázat). 1973-ban, az akkor még 60-65 éves erdőt lényegében a két tölgyfaj alkotta. 2004-re a *Q. petraea* részesedése közel felére csökkent, a *Q. cerris* részvételi aránya viszont nőtt (Tóth et al., 2006). A vizsgált periódus további jelentős változása, a nagyarányú fapusztulás és a relatív jellegű elcseresedés mellett, az *eljuharosodás*, azaz az *Acer campestre* tömeges megjelenése és térhódítása a lombkoronaszintben. 1973-ban, a faszintben még egyetlen *A. campestre* sem fordult elő, 2004-re viszont megelőzve a *Q. cerris*-t, 28,17 %-os részesedésével a második leggyakoribb fajává vált (Kotroczó et al., 2007).

1. táblázat. A síkfőkúti cseres-tölgyes alaphektárának fafaj összetétele (darab/hektár)

	Quercus petraea	Quercus cerris	Acer campestre	Egyéb	Összesen
1973	690	126	0	1	817
2004	218	106	131	10	465

A nagyarányú fapusztulás következtében a korábban jól záródó lombkorona felnyílt, az erdőben kisebb-nagyobb lécek keletkeztek. A lécek kialakulásának további következménye, hogy a kipusztult fák helyén a tavaszi nyári időszakban nagyobb a besugárzás, ami az erdő fokozódó felmelegedését, szárazodását eredményezi (Bowden et al., 2006).

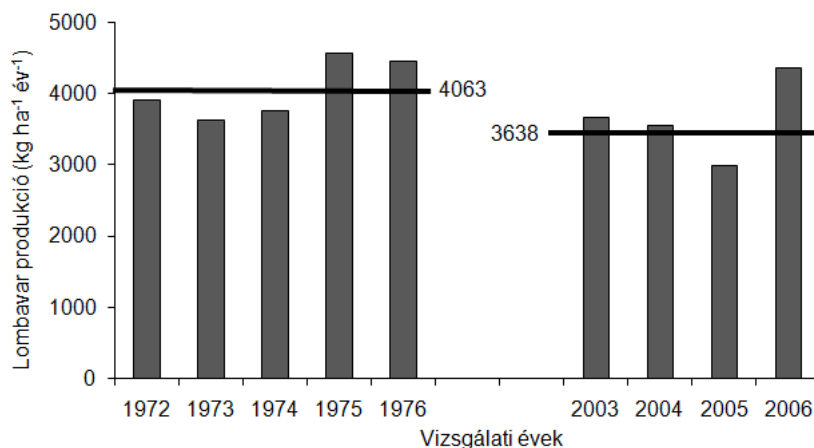
A kialakult lécekben tovább erősödött az egyébként is sűrű és magas cserjeszint (Kárász, 2001). A *Cornus mas* cserjék pl. több helyen elérik az *A. campestre* egyedek magasságát is az elágazó bokros növekedésforma miatt, mellmagassági átmérőjük azonban nem éri el a fa kritériumának megfelelő 10 cm-t. A többszintű borítottság miatt a lágyszárú szint borítása minimálisra csökkent (Papp, 2001).

2.2. Az avarprodukciónak változása

A síkfőkúti erdő fafajösszetétele és struktúrája jelentős mértékben megváltozott, amelyre jellemző a nagyarányú tölgypusztulás, a relatív elcseresedés és a tölgypusztulás miatt kialakult lécekben a mezei juharok

megerősödése, ezáltal egy második, juharok által létrehozott lombkoronaszint megjelenése. Ezt a változást az erdő lombavar-produkciójának minőségi és mennyiségi változása is jól tükrözi.

A *Quercus petraea* levélavar mennyisége az 1970-es években mért értékekhez képest jelentősen csökkent, a *Quercus cerris* levélavar kismértékben növekedett, az *Acer campestre* levélavar pedig többszörösére nőtt. Összességében a teljes lombavar-produkció kis mértékben csökkent (2. ábra).



2. ábra. A Síkfőkút Project teljes lombavarprodukciója
A vízszintes vonalak a csoportok átlagát mutatják.

A *Quercus petraea* nagyarányú 68,4 % -os pusztulásából származó lombavar kiesését a két fafaj, a *Quercus cerris* és az *Acer campestre* részben kompenzálni tudta (Tóth et al., 2008). A fenti viszonylag kevés számú adatból azonban még meglehetősen korai lenne határozott állást foglalni az avarprodukciónak növekvő vagy csökkenő trendjére vonatkozóan. Éppen ezért a DIRT kísérletben a növekvő vagy a csökkenő avarinput modellezésére is állítottunk be kezeléseket.

2.3. Az avartakató hatása a talaj hőmérsékletére és a nedvességtartalmára

A megváltozott avarprodukciónak hatással van a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaira. A síkfőkúti erdőben az avar éves mennyisége kismértékű csökkenést mutat az 1970-es évekhez képest, de nem tudhatjuk, hogy hosszútávon ez hogyan fog változni. Ezért a DIRT kísérletekben az avar növekedésének és csökkenésének megfelelő kezeléseket is alkalmazunk.

A talajt borító avartakaró közismerten jó hőszigetelő tulajdonságánál fogva a tavaszi-nyári időszakban gátolja a talaj felmelegedését, a besugárzást, télen viszont megakadályozza a talaj kihűlését, a kisugárzást, ezáltal szabályozza, kiegyenlítettebbé teszi a talaj hőmérsékletét.

A nyári időszakban a legalacsonyabb talajhőmérsékleti értékeket a megnövelt avartakarójú területeken, míg a legmagasabb értékeket az avartakarótól mentes helyeken lehet mérni (Kotroczó et al., 2008). Ez egyrészt annak tulajdonítható, hogy ha hiányzik a növényzet árnyékoló hatása, a besugárzás nagyobb, másrészt az avartakaró hiányában elmarad az avartakaró besugárzást gátló, szigetelő hatása is. A megnövelt avarréteg viszont gátolja a fokozottabb besugárzást.

A téli időszakban az avartakaró gátolja a talaj kisugárzását, lehűlését. Ennek köszönhető, hogy a legmagasabb talajhőmérsékleti értékeket a dupla avarréteggel rendelkező parcellák talajában lehet mérni. Figyelemre méltó, hogy az ilyen parcellákban a talaj hőmérséklete soha sem süllyedt fagypont alá. Avartakaró hiányában a talaj kisugárzása igen nagy, ami a talaj erőteljes lehűlését, gyakori átfagyását eredményezi, így ezekben a parcellákban mérhető a legalacsonyabb talajhőmérsékleti érték.

A különböző vastagságú avartakaró tehát jelenős szabályozó hatást fejt ki a talaj hőmérsékletére, különösen a nyári és a téli időszakban, amikor is szignifikáns különbség mutatható ki az eltérő avarkezelésű parcellák talajhőmérséklete között (Tóth et al., 2007). Ez azért lényeges, mert a talajhőmérséklet jelentősen befolyásolja a talaj-mikroorganizmusok aktivitását, így a lebontó folyamatok intenzitását, és az enzimtermelést is.

A talajhőmérséklet mellett fontos tényező a talaj nedvességtartalma, mely a különböző avarvastagságú területeken eltérő. A síkfőkúti erdőben végzett mérések alapján elmondható, hogy a talaj nedvességtartalma mind tömegszázalékban, mind térfogatszázalékban hasonlóan alakult a különböző avarvastagságú területeken.

Az avartakarótól mentes és körülárkolt parcellák talajának nedvességtartalma szignifikánsan nagyobb volt. Ez a növényzet hiányának, a transpiráció elmaradásának tulajdonítható, de szerepet játszik a nagyobb talajnedvesség-tartalom kialakulásában a parcellák körülárkolása is. A nagyobb nedvességtartalom kedvező a talaj szervesanyag lebomlására, ennek következtében ezekben a parcellákban volt a legnagyobb mértékű a szervesanyag lebomlása (Kotroczó et al., 2008b).

2.4. Az avarkezelés hatása a talaj szervesanyag-tartalmára

A szervesanyag-tartalomban a parcellák telepítése utáni, első évben a különböző kezelések között nem volt különbség. Ez abból fakadt, hogy ilyen rövid idő nem volt elegendő ahhoz, hogy a kezelések „beálljanak”.

Az avarkezelések hatása csak hosszabb távon, 5 éves kezelés után vált egyértelművé és szignifikánssá. A kutatás hatodik évében kitűnt, hogy az avarinput hosszútávú megváltoztatása jelentős hatással van a talaj szervesanyag-tartalmára. A többlet avarbevitellel nő a talaj szervesanyag-tartalma, az avar megvonás viszont csökkenti a talaj szervesanyag-tartalmát (Varga et al., 2008).

2.5. Az avarkezelések hatása a talajlégzésre

A kísérleti parcellák létrehozását követő második és harmadik évben, a Nincs Gyökér és a Nincs Input kezelésű parcellák szén-dioxid kibocsátása magasabb volt a Kontroll kezeléshez viszonyítva. Ennek oka, hogy az alapítást követő években a parcellák talajában a megmaradó növényi gyökök bomlásuk során folyamatos tápanyag utánpótlást biztosítva a mikroorganizmusoknak, azok szén-dioxid kibocsátását fokozták. Másrésről ezen parcellák körülárkolása, valamint az eltávolított növényzet hiányából adódó, transpiráció elmaradás magasabb nedvességtartalmat eredményez ezeknél a kezeléseknél. Ez további kedvezőbb körülményeket biztosít a lebontó mikrobák tevékenységének. (Kotroczó et al., 2008a)

A beállítást követő ötödik évben változás figyelhető meg. Az avarmegvonásos parcellák kibocsátásának aránya csökkent a kontroll és az avarduplázásos parcellákhoz képest. A következő évben ez a tendencia folytatódott. A parcellák létrehozása utáni időszakban tapasztalt Nincs Gyökér és Nincs Input kezelésű parcellák nagyobb arányú CO₂-kibocsátásának fokozatos csökkenése figyelhető meg, ami a talajban található több éves avar fokozatos lebomlásával magyarázható. Ezek az eredmények egyezést mutatnak Crow et al. (2006) vizsgálataival is, aki az Andrews Forest site-on végzett talajlégzés-méréseket. Szerinte a Nincs Input parcellák CO₂-kibocsátásának csökkenése a manipulációt követő 5-6 év után jelentkezik, ami azzal magyarázható, hogy a különböző kezelések „beállításához” elegendő időnek kell eltelnie.

Szintén ebben az évben a Dupla Avar kezelések talajlégzés értékei alacsonyabbak voltak a Kontrollhoz képest. Ebben az esetben arra következtettünk, hogy a talaj hőmérséklete sokkal kiegyenlítettebb, nem érvényesülnek a légköri hőmérséklet ingadozását befolyásoló tényezők olyan mértékben. A Kontroll kezeléshez képest mért tartósan alacsonyabb hőmérséklet csökkenti a mikrobiális aktivitást, ezáltal a talajlégzés mértékét. Ezt a megállapítást igazolják Fekete (2009) 2006-os talajlégzés mérésének eredményei is. Laboratóriumi körülmények között, azonos hőmérsékleten, közvetlenül az avartakaró nélküli talajmintákból mért talajlégzés értékei szerint a Dupla Avar kezelés CO₂-kibocsátás értékek magasabbak a Kontroll értékeitől.

A talajhőmérséklet növekedésével a talaj $\text{CO}_2\text{-C}$ kibocsátása minden kezelés esetében exponenciálisan növekedett (Tóth et al., 2007). A Q_{10} értéke azt mutatja, hogy 10°C -os hőmérséklet emelkedés hatására a kémiai reakciók, vagyis ebben az esetben a talajlégzés sebessége, hányszorosára növekedne. 10°C -os hőmérsékletnövekedés a valóságban azonban egyik előrejelzés szerint sem várható, ezért realisabb képet kaphatunk, ha a Q_{10} helyett a Q_2 értékét számítjuk ki. A Q_2 azt mutatja meg, hogy a századvégére várható közel 2°C -os átlaghőmérséklet emelkedés hatására hányszorosára növekedne a talajlégzés. Kotroczó (2009) számításai szerint Síkfőkúton 2°C -os talajhőmérséklet emelkedés hatására kb. 20 %-os talajlégzés növekedés várható. Ugyanakkor fontos megjegyezni, hogy a hőmérséklet emelkedése sem fokozhatja korlátlanul a talajlégzést. A CO_2 -nak a légkörbe távozásával ugyanis a talajnak csökken a szervesanyag-tartalma is, ami ezáltal limitálja a táplálékforrást a lebontó folyamatokhoz, visszafogva a talajlégzésből származó kibocsátást. Látható tehát, hogy ez igen összetett, ugyanakkor jól szabályozott folyamat.

2.6. Talajenzimek

2.6.1. Talajenzimek eredete

A talajoknak jól mérhető enzimatis aktivitása van. Az ún. „talajenzimek” eredete nagyon eltérő lehet, melyek közül a legfontosabbakat a 2. táblázat foglalja össze. Alapvető megállapítás, hogy az enzimek a talajokban immobilizált állapotban a degradációnak többé-kevésbé ellenállva, aktivitásuk több-kevesebb megtartásával hosszabb időn át megmaradnak. Lokalizációjuknak, illetve immobilizációjuknak a struktúrákban gazdag talajmiliókben számtalan megoldása, mechanizmusa lehetséges. Egyes feltételezések szerint az exoenzimokat a talajok szerves kolloidjai fogják fel és ezáltal immobilizálódnak, mozgásképtelenné válnak (Lynch, 1983). A szerves kolloidok maguk viszont agyagrészecskékhez kötődnek. Ez a folyamat végbemehet pl. akkor, amikor a talajban humuszanyagok szintézise folyik, mely az exoenzimokat és a lizáló sejtekből származó endoenzimokat is magával ragadja, és a friss humuszanyagokhoz köti, vagy azokba beépíti. Az enzimek ilyen lokalizációja még nem feltétlenül gátolja meg, hogy szubsztrátjaik oda diffundáljanak és a képződött termékek távozhassanak, ugyanakkor magát az enzimet a talaj fizikai és kémiai változásaival szemben bizonyos mértékben meg is védheti (Lähdesmäki & Piispanen, 1992).

2. táblázat. A talajenzim-aktivitás összetevői (Skujins, 1967)

Enzimaktivitás a talajban						
Szabad enzimek						
Akkumulálódott enzimek			Folyamatosan felszabaduló extracelluláris enzimek		Endocelluláris enzimek szaporodó mikrobasejtékben, növényi gyökerekben és a talajfauna tagjaiban	
Sejtalkotóhoz kötött		Sejtalkotókhöz nem kötött			Növényi gyökerekből	
		Mikroorganizmusokból és a talajfaunából		Mikroorganizmusokból		
NEM-SZAPO-RODÓ-SEJTEK-BEN	Intakt, de holt sejtekben	Sejtfragmen-tekben	Endocelluláris enzimek tönkrement sejtekből		Extracelluláris enzimek	
			Folyadék fázisban			
			TALAJKOMPONENSEKHEZ KÖTVE			
Talajenzimek eredete					ÉLŐLÉNYEK-BEN	
Helyzete a talajban						

A talajokban felhalmozódó enzimek azonban nemcsak alacsony molekulású, oldódó szubsztátok bontásában vesznek részt. Azt viszont nehéz elképzelni, hogy olyan anyagok kezdeti depolimerizációja, mint pl. a cellulóz vagy a keményítő, szervesanyagok szövetébe zárt enzimek hatására menjen végbe. Az exoenzimek, mint pl. az ureáz, feltehetően a

legkülönbözőbb humuszfrakciókhoz kapcsolódhatnak és ilyen szempontból különleges (specifikus) vonzatuk nincsen. Stabilizálásukhoz a poliszacharidok ugyanúgy hozzájárulhatnak, mint aromás polimerek. Szabad enzimek ezenkívül agyagásvány-felületekkel is társulhatnak (Szabó, 1999b).

2.6.2. A talajenzimek aktivitása

A talaj enzimek aktivitásának meghatározását gyakran használják a talaj minőségének és egészségi állapotának jellemzésére (Dick, 1984; Bergstorm & Monreal, 1998; Badiane et al., 2001; Verchot & Borelli, 2005). Az enzimvizsgálatok sok hasznos információt adnak a mikrobaközösségek működési összehasonlításához és a mikrobiális folyamatok modellezéséhez (Sinsabaugh et. al., 1994; Sinsabaugh & Moorhead, 1994). A baktériumok és a gombák extracelluláris enzimeik segítségével bontják le a szervesanyagokat felvehető formákká. Ezen enzimek lehetséges aktivitásának mennyiségi meghatározásával következtetéseket lehet megfogalmazni arra vonatkozóan, hogy a mikroorganizmusok, milyen hatást fejtenek ki környezetükre, hogy a meghatározott forrásokból szén, nitrogént vagy foszfort nyerjenek.

A sejten kívüli enzimek termelése a sejt számára nagy energiabefektetést igényel, különösen a nitrogén szempontjából. Ha a sejt már megtermelte az enzimet, többé nem irányítja az aktivitását. Azonban működik a sejt forrásainak hatékony használatát elősegítő visszacsatolási mechanizmus. Ha elegendő közvetlenül felhasználható szubsztrát van jelen, akkor az enzimprodukciónak lecsökken a transzkripció szintjére. De még az ilyen visszafogott esetben is történik alacsony szintű szintézis. Amikor a felhasználható szubsztrát készlet csökken, a végtermék indukálhatja az új enzimek termelését azáltal, hogy egy kaszkádfolyamatot indít el, mely végül megszünteti a transzkripció represszióját. Ennek eredményeképpen további enzimek termelődnek mindaddig, míg a felhasználható szubsztrát felesleg egy negatív visszacsatolást el nem indít. Ha az enzim sejten kívülre szállítódott, az aktivitását és a perzisztenciáját a környezet szabályozza, mégpedig a fiziko-kémiai változók, mint például a hőmérséklet, nedvesség tartalom és a pH, és a szubsztrátok és inhibitorok relatív gyakorisága. A legtöbb enzimet kompetitíve gátolja az aktivitásának végterméke, mely felhalmozódhat, ha a termékek feleslegben keletkeznek. A sejten kívüli enzimek más gátlásnak is ki vannak téve. A leggyakrabban előforduló gátlószerek a humuszanyagok, melyeknek jellegzetes hatása van enzimekre, fokozzák a stabilitásukat (meghosszabbítva a körforgásuk idejét) és csökkentik az aktivitásukat (a Michaelis-Menton egyenletben növekszik a K_m és csökken a V_{max}); az enzimek agyaghoz való kötődése is hasonló hatást eredményez (Burns, 1982; Sinsabaugh & Linkins, 1987).

Az avar lebontásban szerepet játszó enzimek jelentősége általában az, hogy lebontják a lignocellulózt és származékait és megszerzik a szerves nitrogént és foszfort. Ilyen enzimek a cellulázok, hemicellulázok, pektinázok, fenol oxidázok és peroxidázok, kitinázok, peptidázok és foszfatázok. Minden ilyen funkcionális kategória összetett, specifikus enzimeket takar. Általában minden egyes kötéstípushoz és monomerhez más enzim szükséges. Ezen felül, a polimerek belsejében ható enzimek többnyire különböznek a szabad végeket támadó enzimektől (Sinsabaugh et. al., 1999).

Az enzimszoportok aktivitását az együttes munkájuk végtermékének mérésével lehet vizsgálni, például a celluláz aktivitása kifejezhető a cellulózból keletkező glükóz arányával. A specifikus hidroláz, például cellobiohidroláz, aktivitása is mérhető.

A gyakorlatban a talaj és avar enzimaktivitásának vizsgálata egyszerű. A nehézségeket a vizsgálati körülmények kiválasztása és az eredmények közlése okozzák. Alapvetően azt kell eldönteni, hogy az enzimaktivitás mérésének feltételei a lehető legközelebb legyenek az környezetéhez, vagy a minták között szabványosított összehasonlításokat végezzünk. Az általunk használt módszernél az utóbbi stratégia az érvényes. Az a stratégia, mely talán a legjobb módja az eredmények közlésének, figyelembe veszi a mérésben azon erőket és forrásokat, melyeket a mikrobaközösségek fejtenek ki a szubsztrátok lebontásához és megszerzéséhez (Sinsabaugh et. al., 1999).

2.7. Foszfor a talajban és a foszfatáz

A foszfor az élő szervezet számára létfontosságú elem, és ezekben mint a foszfolipidek, nukleinsavak, ATP stb. alkotóelemeként jelentkezik. A szénnél és a nitrogénél jóval kevesebb mennyiségben szükséges. A talajokban általában 400-1200 mg/kg mennyiségben fordul elő, azonban ennek gyakran még 5%-a sem közvetlenül hozzáférhető, minthogy vagy mint oldhatatlan, anorganikus vas- és kalcium-foszfat, vagy mint pl. az inozit-hexafoszfat esetében, szerves komplexek alkotóiként szerepel. A szerves foszfátok mennyisége egyébként a talajmélység növekedésével rohamosan csökken. A gombákban a foszfor 0,5-1,0 %, a baktériumokban 1,5-2,5 % mennyiségben fordul elő. A magasabb rendű növények foszfortartalma 0,5-5,0 % (Campbell, 1977).

Az üledékes tartalékokkal dolgozó biokémiai körforgalmak, mint amilyen a foszforé is, sokkal kevésbé tökéletesek, mint a légköri tartalékkal működőké. Az élő szervezetek számára rendelkezésre álló foszfor mennyisége elsősorban is a körforgalom szerves fázisán át végbemenő áramlás sebességétől, az ökoszisztéma abiotikus frakciójából felvett nettó foszfátmennyiségtől és a foszfátok üledékbe vagy talajba épülésének

mértékétől és sebességétől függ. A foszforciklus szedimentációs szakaszának lassúsága és az a tény, hogy a biológiai közösség megnövekedett foszfátigényét inkább a szerves fázison át történő fokozott sebességű ciklálással, mintsem a szedimentációs fázisból való felvétellel elégíti ki az oka annak, hogy a foszfát olyan gyakran kritikus eleme az ökoszisztémáknak.

A foszfor ugyanazon ökoszisztémán belül különböző kémiai kötésekben és az ökológiai rendszer különböző élő és élettelen, illetve szerves és szervetlen komponensei között vándorolhat, melynek során sokszorosan mobilizálódik és immobilizálódik, hozzáférhetővé, illetve felvehetetlenné válik.

A foszfor ásványosításában részt vevő mikrobák mindenütt előfordulnak. E transzformációkban szárazföldi és vízi baktériumok, gombák és sugárgombák egyaránt közreműködnek. A szerves foszforvegyületek mineralizációja általában gyors, feltéve, hogy ezek nem adszorbeálódnak szervetlen anyagokon, vagy az enzimatis lebonnással szemben rezisztens komplexet nem alkotnak. A szerves foszforvegyületeket mineralizáló szervezetek egyidejűleg a felszabadult foszfort részben értékesítik is és immobilizálják. A még visszamaradt felvehető foszfort más autotrófok és heterotrófok hasznosítják. Következésképpen a rendelkezésre álló szabad foszfor mennyisége általában csekély, különösen akkor, ha a mikrobák szaporodásának feltételei biztosítva vannak.

A talajokban a szerves maradványok lebomlása során a foszfátok transzformáción mennek keresztül, amit viszont számos tényező, így pl. a kiinduló anyag természete és kora, foszfortartalma stb. befolyásolnak. Minthogy a lebontást végző mikrobáknak a foszfor esszenciális tápelemforrása, ezért foszforhiány esetén a mineralizáció lelassul, sőt le is állhat. Előfordulhat, hogy a foszfor abszolút mennyisége még kielégítő lenne, azonban a mikrobák számára nem hozzáférhető alakban van jelen, következésképpen mégis az ásványosítás korlátozó tényezőjévé válik. Ha a talajban a bomló szerves maradványok foszfáttartalma rendkívül alacsony, úgy a mikrobák a talaj anorganikus foszfátkészletét csökkenthetik (Szabó, 1999a).

A foszfor biológiai turnoverét számos talajtényező befolyásolja (Anderson, 1975). Így a talajmélység, a pH, a klíma, a talajművelés és a foszforellátás. A talaj összes foszfor tartalmának mintegy 30–70 %-a szerves foszfortartalmú vegyület, mely általában kötött formában van jelen, s így a növények számára nem elérhető. A foszfát az ezeknek a szerves frakcióknak a lebontásával segíti a növények foszfor felvételét. Rojo et al. (1990) szerint a szerves foszfor tartalmú vegyületek mineralizációja és a foszfátázaktivitás korrelál egymással. Az oldható foszfát vegyületek talajbeli koncentrációját a foszfátáz „feedback” rendszerű szabályozása

biztosítja. A szervesetlen, könnyen oldható foszfor tartalmú vegyületek koncentráció csökkenése serkenti a foszfatáz termelődését, különösen, ha egyidejűleg növekszik a szerves foszfor vegyületek mennyisége, míg a szervesetlen foszforvegyületek koncentrációjának emelkedése gátolja a foszfatáz képződését, így enzimaktivitás-csökkenést tapasztalhatunk (Gavrilova, 1974).

Hoffmann (1968) három típusát különbözteti meg a foszfatáznak: savas, semleges, bázikus, valamennyien a hidrolázok csoportjába tartoznak. A savas foszfatáz 4-6 pH érték mellett éri el a maximális aktivitását (Chunderova 1970). Ebbe a tartományba esnek a síkfőkúti talajok is. Minél mélyebb talajréteget vizsgálunk, annál alacsonyabb a foszfatázaktivitás mértéke (Fu et al. 1998; Samuel et al. 2000). A legtöbb kutató ezt a felszín közeli rétegek magasabb szervesanyag-tartalmával magyarázza (Kátai és Veres 2001), illetve a magasabb oxigén tartalommal. A legmagasabb értékeket ennek megfelelően az avartakaróban mérhetjük (Harrison & Pearce 1979). Mások, például Speir (1984) nem találtak korrelációt a talaj szervesszén-tartalma és a foszfatázaktivitás között, igaz ők trópusi körülmények közt vizsgálták. Nannipieri et al. (1979) szerint a foszfatázaktivitás növekedése rendszerint egybevág a bakteriális biomassza növekedésével.

A „foszfatáz” megjelölés lényegében enzimek gyűjtőcsoportját jelenti, melynek tagjai mind észterek, mind foszforsavanhidridek hidrolízisét katalizálják. Valójában öt csoportba oszthatók:

- foszfor-monoészter-hidrolázok
- foszfor-diészter-hidrolázok
- trifoszfor-monoészter-hidrolázok
- a foszforiltartalmú anhidridekre ható enzimek
- a P–N kötésre ható enzimek, mint pl. a foszfor-amidázok

A talajok foszfatázaktivitása jellegzetes évszakos változást is mutathat, de a vetésforgó és általában a növénytakaró összetételének befolyása még erősebben érvényesül. A foszfatázaktivitás nagyságrendje a talaj szerves foszforkészletének nagyságával egyenesen arányos (Szabó, 1999a). Jellemző, hogy bár a foszfatázaktivitások a fokozódó mikrobaszaporodás idején jelentősen növekednek (Ladd & Paul, 1973), mégis számos szerző szerint is a talaj foszfatázaktivitása nem mutat korrelációt a talajmikrobák légzési aktivitásával.

A talaj foszfatázaktivitása főleg mikrobiális eredetű, de a növények gyökerei és a velük kapcsolatban lévő ektomikorrhiza gombák is fejtenek ki foszfatázaktivitást (Bartlett & Lewis 1973). A gyökerekben a szabad enzimek egy része maguktól a gyökerektől származik. A rizoszférában intenzív, nagyrészt azonban a mikrobák által kivitelezett szervesfoszfát-mineralizáció megy végbe, amit a gyökerek foszforfelvétele követ.

Ezenkívül a növény gyökerei révén egyes észtereket, mint pl. inozit-hexafoszfátot előzetes mineralizáció nélkül közvetlenül is abszorbeálhat.

2.8. A cellulóz lebontása a talajban

A cellulóz a legnagyobb mennyiségben előforduló poliszacharid a természetben, mely magas polimerizációs fokú, β -1,4-kötésű D-glükóz molekulák lánc. A depolimerizációt minimumra csökkentő izolálási és tisztítási eljárásokat alkalmazva, a facellulóz esetében a polimerizációban részt vevő egységek számát 8000-10000-re becsülik, a molekulák hossza ennek megfelelően 1-10 μm közé esik. A primer sejtfalban általában rövidebbek, a szekunder falban hosszabbak (Papp, 2000). A natív cellulóz meghatározatlan hosszúságú, részben kristályos mikrofibrillumok aggregátuma. A gyapot kivételével a cellulózzrostok ligninesedett szövetekben fordulnak elő, és legfontosabb feladatuk, hogy a növényi szöveteknek mechanikai támasztékul szolgáljanak. Ennek a követelménynek elsősorban is a vastag sejtfalba épülve tesznek eleget. A növényi sejtfal, még a sejt pusztulása után is betölti formatartó szerepét.

A cellulózbontók között növényi kórokozók és ipari termékeink károsítói egyaránt előfordulnak, mégis e szervezetek pozitív szerepe és óriási jelentősége elsősorban is abból a tényből tűnik ki, hogy a fotoszintetizálók hatására a Földön évente szén-dioxid alakjában 3×10^{10} tonna szén transzformálódik szerves anyaggá, és ennek megközelítően egyharmada cellulóz, aminek szénkészletét a körforgalomba a cellulózbontók vezetik vissza (Szabó, 1999a).

A mikroszervezeteknek megfelelő ökológiai feltételre van szükségük ahhoz, hogy cellulóztartalmú anyagokon szaporodjanak. Elsősorban is optimális nedvességet igényelnek. A farontó *Basidiomycetes* alakjai a nedvességtartalom viszonylag szűk skáláján aktívak. A baktériumok, az *Ascomycetes* és a *Fungi Imperfecti* csoportok tagjai a nedvességtartalom és a hőmérséklet szélesebb intervallumain belül tevékenykednek, továbbá cellulózt olyan körülmények között is bontanak, melyet a bazidiomiceták már nem tolerálnak. A cellulózbontás intenzitásával jellemezhető a talajbiológiai aktivitás mind szabadföldi, mind modell-kísérletekben (Szegei, 1979).

Morfológiai szempontból a cellulóztartalmú szövetek támadására a gombák inkább alkalmasak, mint a baktériumok, mivel azokba hifafonalaik révén mélyebben hatolhatnak be. A baktériumok viszonylag lassan haladnak a megtámadott növényi szövetekben. Ezek az egyik sejtől a másikba csupán a nyílásokon át jutnak, melyek vékony membránját enzimatikusan degradálják. A baktériumok lokális degradatív aktivitása a belső felületekre bemélyedéseket, depressziókat „mar”. Előrehaladott lebontás esetén a

másodlagos fal teljes destrukciója észlelhető, mely barnává és amorffá válik. Ebben az állapotban a bakteriális lebontás a lágy korhadás bizonyos típusaihoz hasonlít, és ilyenkor feltehetően a sejtfal-poliszacharidok elsődleges emésztése megy végbe (Rose, 1981). Az izolált gyapotszálak bakteriális lebontása a külső felszínen kezdődik, szemben a gombák támadásával, mely a rost lumene felől indul ki. A külső felületre tapadó baktériumok az elsődleges sejtfalat feloldják, majd a másodlagos falat mélyen erodálják.

A cellulóztartalmú anyagok súlyának viszonylag lassú csökkenéséből arra következtethetünk, hogy lebontásuk a mikrobáknak igen nehéz feladatot jelent. Ez többek között arra vezethető vissza, hogy a cellulóztartalmú struktúrák igen tömörek, ami megakadályozza a degradáló enzimek szabad diffúzióját. A degradálhatóságot még tovább nehezíti, ha a cellulózhálózatot és mátrixot lignin is borítja. A sejtfal heterogén kémiai összetétele következtében a támadó mikroba komplex és nagyon specializált enzimspektrummal kell hogy rendelkezzen.

Maga a celluláz enzim (β -1,4-glükán glükánohidroláz), mely a cellulózban a β -1,4-glükán kötések hidrolizálja, a különböző szervezeteknél eltérő molekulasúlyú lehet. A *Myrothecium verrucaria* tenyészfolyadékának szűrlete maga is három cellulózbontó komponenst tartalmaz (Barman, 1969): az I-es molekulasúlya 55000, a II-esé 30000, míg a III-asé 5300. A II-es komponens a totális aktivitás 90%-áért felelős. A *Polyporus vesicolor*-ban legalább négy cellulolitikus enzim van jelen.

A celluláz többkomponensű enzimrendszer. Kromatográfiás és elektroforetikus technikákkal ezt a komplexet alkotóelemeire bontva, közöttük három különböző enzimtípust különböztettek meg (King & Vessal, 1969):

1. Az ún. C1-komponens, a feltevések szerint a cellulózláncokat a cellulázkomplex hidrolitikus enzimek számára „aktiválja” vagy deaggregálja. A C1-komponens a kristályos natív cellulózt amorffá és oldhatóvá alakítja. A komplexben a C1-komponens jelenléte igen fontos, amikor nagymértékben „rendezett” szubsztrátok bontása folyik.

2. β -(1,4)-glükánázok. Ezeket C_x -enzimeknek is nevezik. A cellulóz oldódó származékait cellobiózzá hidrolizálják vagy a cellulózt duzzasztják és részlegesen degradálják. A C_x -aktivitás kimutatására karboximetil-bontási tesztet fejlesztettek ki, bár e célra szubsztrátként a hidroxetil-cellulóz alkalmasabbnak mutatkozott. Az enzimaktivitást vagy a viszkozitás redukciója révén vagy a redukáló cukrok felszabadulásával mérik.

3. β -glükózidázok. Ezek a cellobiózt és a rövidláncú celooligoszacharidokat glükózzá hidrolizálják, a cellulózra azonban nincsenek hatással.

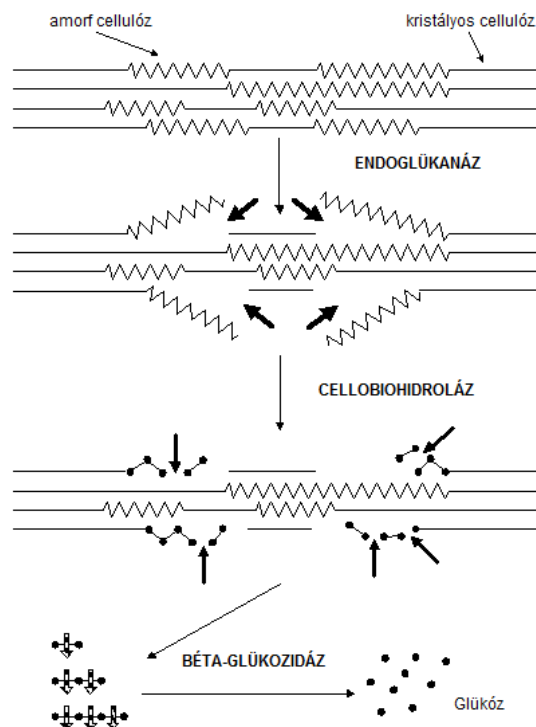
A cellulózbontó mikroorganizmusok tenyészfolyadékából nyert sejtmentes enzimkészítmények legtöbbszörében a két utóbbi csoport enzimeit mindig megtalálhatók. A C_1 -komponens kimutatása már gyakran nehézségekbe ütközik. A C_1 - és a C_x -komponensek különböző arányban szénhidráttal társulnak. Utóbbi a proteinrészhez kovalensen kötődhet, más esetekben disszociációra képes komplexek alakjában van jelen. A cellulóz lebontásában közreműködő enzimkomplex komponenseit ma már új nevekkal illetik (3. táblázat).

3. táblázat. A cellulóz bontásban résztvevő enzimek nevezéktana

Régi név	Új név
C_x -enzim	Endo- β -1,4 glükánáz
C_1 -enzim	Exo- β -1,4 glükánáz β -1,4 glükán glükohidroláz β -1,4 glükán-cellobiohidroláz
β -glükozidáz	β -glükozidáz

Ma azt tartják, hogy a C_x -enzim a depolimerizáció kezdeményezésében vesz részt és a cellulóz duzzasztásáért, továbbá a rövid rostok kialakításáért felelős. A C_1 -enzimet ma cellobiohidrolázként jelölik meg, mivel ez a terminális rostvégekről cellobiózmaradékokat választ le. A cellulóz enzimatis lebonatásának lépései (3. ábra):

1. A cellulózzrostok kristályos szakaszai között amorf szakaszokat endo- β -glükánáz (C_x) támadja.
2. Az amorf szakaszok felszakadnak, részben vagy teljesen kiszakadnak, miközben ezekből cellobiohidroláz hatására cellobióz vagy a két enzim együttes közreműködésére 3-5 glükózegységet tartalmazó oligoszacharidok szabadulnak fel.
3. β -glükozidáz hatására a 2-5 egységű oligoszacharidok glükózzá bomlanak.



3. ábra. A cellulóz hidrolízisének vázlata (Jakucs E., 1999)

2.9. Fehérjebontás a talajban

Becslések szerint (Sowden et al., 1977; Schulten & Schnitzer, 1998) a talaj teljes nitrogén tartalmának körülbelül 40%-a fehérje jellegű anyagokból áll (fehérjék, glikoproteinek, peptidek, aminosavak). A legtöbb ökoszisztémában a fehérjék jelentik a fő szerves nitrogén inputot és legnagyobbbrészt a fehérjékben tárolódik a talaj szervesanyag-tartalmának nitrogénje. A talaj mikroorganizmusai a szabad aminosavakat közvetlenül fel tudják venni, ezzel ellentétben a fehérjéket előbb extracelluláris enzimek segítségével le kell bontaniuk (Jones & Hodge, 1999).

A fehérjék bontását a talajban főleg a gombák és baktériumok által kiválasztott extracelluláris proteázok végzik, melyek a peptidkötések hidrolízise által kisebb peptideket, majd aminosavakat hoznak létre, ezért működésük nélkülözhetetlen a holt szerves vegyületek ásványosításában és a nitrogén körforgalomban. A proteázoknak számos változatát mutatták ki aerob és anaerob környezetben (Aoki et al., 1995). Az egyes proteázok jól definiált szekvenciát felismerve hasítanak. A keletkezett peptideket, aminosavakat aerob körülmények között számos mikroba anyag- és energiaigényének fedezésére szén-dioxidra, vízre, ammóniára stb. bontja.

A proteázaktivitás csökken a talajmélységgel és változik az évszakokkal. A talajból extrahált proteázok aktivitása a talaj szervesanyag-tartalmával pozitív, míg agyagtartalmával negatív korrelációt mutat (Szabó, 1999a). Ellentmondásos vizsgálatokat is lehet találni: a talaj kazeinhidrolizáló aktivitása nem tükrözi a talaj nitrogénmineralizációs kapacitását (Ross & McNeilly, 1975).

Jan et al. (2009) vizsgálatai szerint a fehérje mineralizáció kezdeti fázisa 20 ± 3 -szor lassabb, mint az aminosav mineralizáció, ezért a talaj nitrogén körforgalmának inkább az előbbi a limitáló tényezője. A talaj szervesen NO_3^- és NH_4^+ tartalmának nagy mértékű növelésekor a fehérje mineralizáció sebessége nem változik, tehát a könnyen felvehető nitrogén forrás rövid távon, közvetlenül nem hat a proteáz aktivitására. Hasonló eredményre jutott Geisseler & Horváth (2008), vizsgálataik szerint az NH_4^+ -ionnak nincs hatása a proteáz szintézisére, míg a talaj glükóztartalmának növelése gátolta a mikrobák proteáz termelését alacsony nitrogén tartalom mellett. A mikrobák proteáz szintézisének mértéke inkább a szén-igénytől függ, de limitált nitrogén hozzáférésnél a nitrogén-igény a meghatározó.

Kalisz (1988) szerint négy különböző mechanizmus befolyásolja az extracelluláris proteáz szintézisét és kiválasztását:

1. a szubsztrát jelenléte fokozza a proteáz kiválasztását
2. a végtermékek (aminosavak, NH_4^+) magas szintje és a könnyen bontható szén-források gátolhatják a proteáz termelést
3. a szén, nitrogén és kén alacsony szintje fokozza a termelést
4. a szubsztrát hozzáféréstől függetlenül kis mértékben folyamatosan termelődik, hasonlóan más extracelluláris enzimekhez.

3. Vizsgált terület

3.1. A Síkfőkút Project alapítása, története

A Síkfőkút Project interdiszciplináris hosszútávú bioszféra kutatási program az IBP (International Biological Programme) és a MAB (Man and the Biosphere) nemzetközi programok keretében, egy hazai klímazonális cseres-tölgyes erdő (*Quercetum petrae-cerris*) komplex kutatásának céljára alapították 1972-ben (Jakucs, 1973).

A modellterület az Északi-középhegységhez tartozó Bükk déli, dombvidéki táján, Egertől 6 km távolságra északkeleti irányban található. A Síkfőkút Project földrajzi koordinátái: é.sz. 47°90'; k.h. 20°46', tengerszint feletti magasság 320-340 m.

A cseres-tölgyes erdő talaja agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Stefanovits, 1985), míg a FAO besorolás alapján Cambisols (Iuss Wrb, 2006; Fekete et al., 2007). A Síkfőkút Project kijelölt erdő állományát a hosszútávú zavartalan vizsgálatok biztosítása érdekében az Országos Természetvédelmi Hivatal 9/1976. OTVH számú határozatával „kutatási célú természetvédelmi területté” nyilvánította (Jakucs, 1985; Tanácsok Közlönye, 1976). A terület védettségének fenntartásáról a 144/2007. (XII.27.) KvVM rendelet rendelkezik, ami a védett terület nagyságát 64-ha-ról 27 ha-ra csökkentette (Magyar Közlöny, 2007). A védett erdő ma a Bükk Nemzeti Park felügyelete alá tartozik. A Síkfőkút Project hosszútávú ökológiai kutatási projekt, fenntartásáról, a 2012-ig hatályos természetvédelmi kezelési terv intézkedik (Tóth et al., 2003).

A '80-as évek végén a területet is érintő fapusztulás miatt jelentős változások következtek be, az erdő fa- (Kotroczó et al., 2005; Kotroczó et al., 2007; Tóth et al., 2007; Mázsza et al., 2007), cserje- (Kárász et al., 1987; Kárász, 2001; Misik és Kárász, 2008) és a lágyszárú- (Papp, 2001; Papp et al., 2006; Koncz et al., 2008) szintjének faji összetételében, struktúrájában is, így az 1990-es évek végétől egyre inkább az ún. long-term monitoring jellegű kutatások kerültek előtérbe. Ezekhez a vizsgálatokhoz alapul szolgáltak a '70-es évektől folyamatosan rögzített botanikai, zoológiai, mikrobiológiai, és mikroklimatikus viszonyokkal összefüggő adatsorok. A Síkfőkút Project közel 40 éves vizsgálati adatsorai önmagukban is tudományos értéket jelentenek, ezek a magyarországi cseres-tölgyesre vonatkozó legrégebbi folyamatos hosszútávú adatsorok.

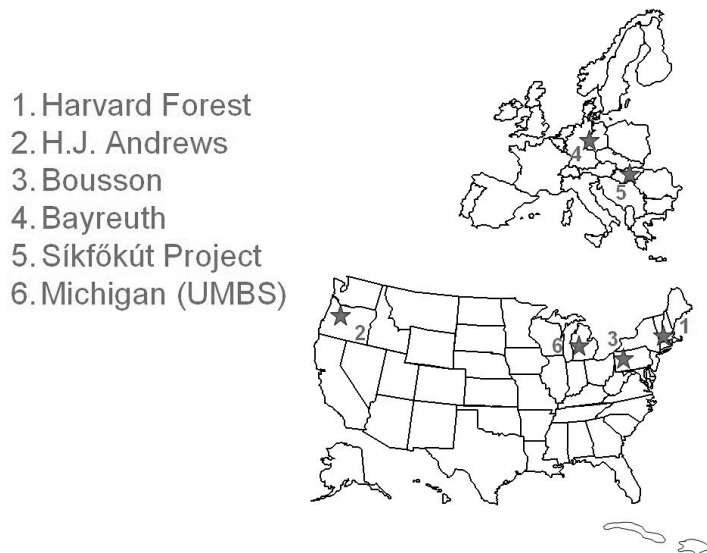
A Síkfőkút Project számos hazai és nemzetközi hálózat és projekt tagja:

- ILTER (International Long-Term Ecological Research),
- LTER-EUROPE (Long-Term Ecological Research – Europe),
- CEE (Central and East European) ILTER,

- LTER-HU (Long-Term Ecological Research - Hungary),
- GTOS (Global Terrestrial Observing System),
- ALTER-Net (A Long-term Biodiversity, Ecosystem and Awareness Research Network),
- ENFORS (Network for long-term Forest Ecosystem and Landscape Research),
- ENVEUROPE Project (Environmental quality and pressures assessment across Europe),
- DIRT (Detritus Input and Removal Treatment).

Új lendületet adott a kutatásoknak a Síkfőkút DIRT Project, vagyis az avarmanipulációs kísérletek megindítása, amely része az USA ILTER DIRT projectjének (4. ábra). A hosszútávú, több évtizedre tervezett avarmanipulációs szabadföldi kísérlet (Nadelhoffer et al., 2004) azt vizsgálja, hogy a klímaváltozás hatására hogyan változik az avarprodukción, továbbá hogy az avar input mesterséges megváltoztatása milyen módon befolyásolja a talaj hőmérsékletét, nedvességtartalmát, a talajban lévő szervesanyagok mennyiségét, a talaj C- és N- dinamikáját, a talajenzimek aktivitását, a mikroorganizmusok biomasszáját, a talajlélegzést.

A Síkfőkút DIRT Project keretében kapott eredmények önmagukban is értékelhetők, azonban az ILTER DIRT projektbe való bekapcsolódás a kutatás hatékonyságát jelentős mértékben megnöveli, ugyanis az azonos módszerekkel kapott nemzetközi eredmények alapján általánosabb érvényű következtetések vonhatók le.



4. ábra. DIRT kutatóhelyek az Egyesült Államokban és Európában

3.2. A terület geológiai és talajtani jellemzése

A Síkfőkút Project és közvetlen környezetének felszínalaktanával részletesebben Hevesi (1985) foglalkozott. A Project a Déli-Bükk Nagy-Eged – Bükkbérc – Bükkös-tető vonulatához D-DK-ről támaszkodó hegylábfelszín-maradvány „nyaki részén” helyezkedik el (Papp, 1985), az Egri-Bükkalja kistájhoz tartozik (Marosi és Somogyi, 1990). Szűkebb környezetére – a hegylábfelszín más területeihez hasonlóan – a nagyfokú litológiai változatosság és geomorfológiai formagazdagság jellemző, ami a természetes növény- és talajtakaró jellegében is különbözik. A mozaikosság kialakulásában az emberi tevékenységnek számottevő szerepe volt és van ma is (mezőgazdasági művelés, rontott illetve telepített erdők, helyenként nagymérvű talajerózió).

A terület oligocén agyagain (ide tartozik a Síkfőkút Project túlnyomó része) és a miocén kavicsos képződményeken elsősorban harmadidőszaki üledékeken képződött agyagbemosódásos barna erdőtalajok (Marosi és Somogyi, 1990), a riolittufán barnaföldek, helyenként erubáz talajok alakultak ki (Papp, 1985). A Bükkaljának ezen a részén nagy foltokban kerül felszínre az általában oligocén agyagra települt vörösbarna, erősen tömődött, agyagos nyirokszerű kőzetmálladék, a Síkfőkút Project területén is felbukkanó foltját pedig agyagbemosódásos barna erdőtalaj fedi.

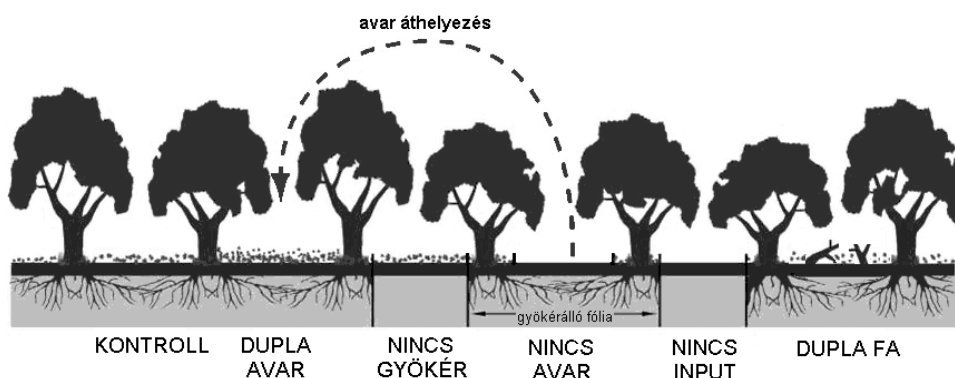
Az agyagbemosódásos barna erdőtalajok a lombos erdők sajátos erdőklíma hatására keletkeznek. A képződő kevésbé savanyú humusz vegyületek hatására és a kevesebb csapadék következtében a kilúgzási szintben mérsékelt a szilikátok szétesése, a kilúgzás viszonylag gyenge. Jellemző az agyagvándorlás, azaz a savanyú humuszanyagok hatására a kilúgzási szintből a bázisok kilúgozódnak, ugyanakkor az agyagrések is elmozdulnak. A vándorló agyag a felhalmozási szintig jut el, ahol jellegzetes vörösbarna agyagos szintet hoz létre. Így a kilúgzási szinthez viszonyítva a felhalmozódási szintben másfélszer több az agyagos rész. A szelvény savanyú, mérsékeltén savanyú.

A Síkfőkút Project talaját részletesen Stefanovits (1985) tanulmányozta. Vizsgálatai szerint a Síkfőkút Project területén az agyagbemosódásos barna erdőtalaj két típusa található, amelyek főleg az alapkőzet tekintetében, továbbá az A_1 szint vastagságában és kémhatásában különböznek egymástól. Az I. sz. talajszelvény vizsgálata szerint az egyik talajtípus kétrétegű talajképző kőzeten, azaz fosszilis talajszintre települt agyagon jött létre. A kőzet anyaga fosszilis agyagos-málladék lejtős anyagmozgásokkal áthalmazva. A II. sz. talajszelvény vizsgálata szerint a másik változat vörös agyagos kőzetmálladékon alakult ki. A málladék valószínűleg riolittufából keletkezett a harmadidőszak végén, vagy a negyedidőszak eleji interglaciálisokban.

4. Módszerek

4.1. A DIRT kísérletben alkalmazott kezelések

A DIRT (*Detritus Input and Removal Treatment*) koncepciót a Wisconsin Egyetemen 1957-ben dolgozták ki az ottani füves területek és erdő ökoszisztémák hosszútávú tanulmányozására (Neilson & Hole, 1963). Az avar kezelések az 5. ábra és a 4. táblázat mutatja.



5. ábra. A DIRT Projectben alkalmazott kezelések (Nadelhoffer et al., 2004. alapján)

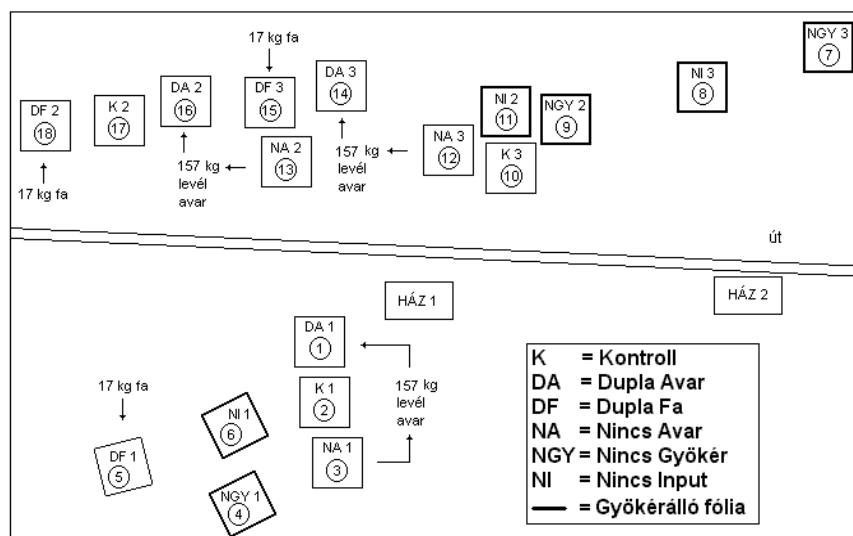
4. táblázat. A DIRT parcellák kezelése

A kezelés elnevezése	Leírás
Kontroll (K)	Normál avar input.
Nincs Avar (NA)	A talaj feletti avar inputot eltávolítjuk a parcelláról. Az avar eltávolítása gereblyézéssel történik.
Dupla Avar (DA)	A talaj feletti lombavart megduplázzuk annak az avarnak a felhasználásával, amelyet a Nincs Avar kezelésről távolítottunk el.
Dupla Fa (DF)	A talajfeletti fa inputot ágdarabok hozzáadásával megduplázzuk.
Nincs Gyökér (NGY)	A gyökerek növekedését kizárjuk a parcellából. A parcellát körülárkoljuk. Az árokba olyan gyökérálló műanyag fóliát vagy műanyag lemezt helyezünk, amelyik megakadályozza, a gyökereknek a parcellába történő benövését. A gyökér-avarprodukciónak kizárására a parcella növényzetét eltávolítjuk.
Nincs Input (NI)	A föld feletti avar inputot kizárjuk, mint a Nincs Avar kezelés esetében. A föld alatti gyökéravart kizárjuk, mint a Nincs Gyökérkezelés esetében.

4.2. A kísérleti parcellák létesítése és fenntartása

A talajban lévő szerves anyagok bomlásvizsgálatát a Síkfőkút DIRT Project keretében végezzük, amely része az USA ILTER DIRT Projectnek (4. ábra).

A síkfőkúti DIRT parcellákat 2000 novemberében állítottuk be. A parcellák kialakítása az USA DIRT Projektben alkalmazott módszerek szerint történt. A hatféle kezelés esetében három párhuzamos parcellát alakítottunk ki, így összesen $6 \times 3 = 18$ db, 7×7 m-es kísérleti parcella beállítására került sor (6. ábra).

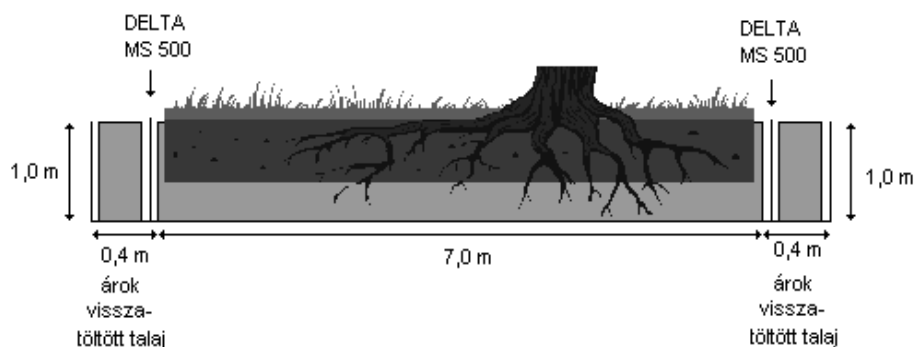


6. ábra. A DIRT parcellák elhelyezkedése Síkfőkúton

A hosszútávú, több évtizedre tervezett, ún. avarmanipulációs szabadföldi kísérletben, a következő kezeléseket alkalmaztuk: Kontroll (K), Nincs Avar (NA), Dupla Avar (DA), Dupla Fa (DF), Nincs Gyökér (NGY), Nincs Input (NI).

A Nincs Gyökér, illetve a Nincs Input kezelések esetében a parcellákat 1 m mély árokkal körbeárkoltuk. A kiásott árkokba gyökérálló 1 m széles Delta MS 500 típusú, kb. 0,6 mm vastagságú, nagysűrűségű polietilén lemezt helyeztünk, a gyökerek kívülről történő benövésének megakadályozására, majd az árkokat visszatemettük (7. ábra). Ezenél a parcelláknál, a gyökerek növekedésének megakadályozására a cserjeszintet eltávolítottuk.

A telepítési munkálatok megtervezése és kivitelezése során arra törekedtünk, hogy a területen egyetlen fát se kelljen kivágni, valamint a parcellák árkolásánál a munkagép soha nem került a parcella területére, hogy a talajt minél kisebb mértékben bolygassuk.



7. ábra. A DELTA MS 500-as műanyag lemez elhelyezése a talajban a Nincs Gyökér és a Nincs Input parcellák esetében a gyökök benövésének megakadályozására (Nadelhoffer et al., 2004. alapján)

A parcellák karbantartását folyamatosan, a mintavételek alkalmával végeztük. A Nincs Avar parcellákról az avart átvittük a Dupla Avar parcellákba, illetve a Dupla Fa parcellákba a faavar mennyiségét meg kell növelni. Ennek mértéke 17 kg faavar/év/parcella (Jakucs, 1985). A Nincs Gyökér és a Nincs Input kezelésű parcellákról a növényzetet rendszeresen el kell távolítani herbicides kezeléssel. Erre a célra a „Medallon” elnevezésű, 480 g/l glifozát-ammónium hatóanyag tartalmú gyomirtó szert alkalmaztuk, amely élő és magról kelő gyomnövények ellen hatásos, és hatóanyag tartalmát tekintve megegyezik a többi DIRT site-on alkalmazott szerekkel.

4.3. A Síkfőkút DIRT Projectben alkalmazott vizsgálati módszerek

A Síkfőkúton alkalmazott módszerek, az eredmények összehasonlíthatósága érdekében megegyeznek az ILTER DIRT project keretében alkalmazott módszerekkel. A módszerek kiválasztásánál az USA LTER talajtani kutatásokban alkalmazott módszerkönyvet tekintettük irányadónak (Robertson et al., 1999). A módszerek beállítása az amerikai kutatók személyes részvétele és munkája mellett Síkfőkúton, illetve a Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszékén történt.

Talajmintákat a terepi kiszállások alkalmával gyűjtöttük, rendszerint havi gyakorisággal, de a vizsgálatoktól függően, például enzimaktivitás méréshez csak háromhavonta. A talaj-vizsgálatainkhoz a talajmintákat Oakfield® típusú (G-model, Oakfield Apparatus Company, USA) talajmintavevővel vettük. Egy parcelláról (az elvégzendő vizsgálatok mennyiségétől függően), általában 4-6 almintát vettünk 0-15 cm-es

mélységből, véletlenszerűen. Az almintákat összekevertük, homogenizáltuk, majd ezután használtuk fel az elemzésekhez.

A mintavétel után, a minta előkészítését és az azt követő vizsgálatot azonnal el kell végezni. Ha a vizsgálatot el kell halasztani, akkor a mintákat legjobb hidegen tartani, de nem lefagyasztva. Ha elkerülhetetlen egy hosszabb halasztás, a mintákat le kell zárni és lefagyasztani. Azonban a fagyasztás és a felolvasztás megváltoztatja a vizsgálat végeredményét; például az aggregátumok és a sejtek roncsolásának következtében növekszik az enzimek aktivitása (Sinsabaugh & Linkins, 1989). Ezért nem ajánlott közvetlenül összehasonlítani a soha le nem fagyasztott és a lefagyasztott minták aktivitásait. A mintavételek után a talajt zacskóban, hűtőszekrényben tároltuk minden esetben, és a mintavételt követő néhány napban fel is dolgoztuk.

4.3.1. Elemtartalom vizsgálat

A talajmintákat az elemtartalom vizsgálatához 0-5 cm-es és 5-15 cm-es talajmélységből vettük.

A talajminták elemtartalmának feltárására kétféle oldószert használtunk:

- ammónium-laktátot (AL) – az oldható és a könnyen kicserélhető tápelem-tartalom kivonására (MSZ 20135/1999),
- kalcium-kloridot (0,01M CaCl_2) - a könnyen oldható tápelem-tartalom kivonására, Houba et al. (1990) módszere szerint.

Mindkét esetben 5-5 g előkészített (darált, szitált) légszáraz talajt a kétféle kivonószerezrel 2 órán keresztül körforgó rázógéppel rázattuk, majd szűrtük. Az így kapott szűrletekből határoztuk meg az elemtartalmat a Debreceni Egyetem AGTC Mezőgazdaságtudományi Karának Agrokémiai és Talajtani Tanszékén található műszerekkel.

A Ca és Mg-ot atomabszorpciós módszerrel (AAS) mértük, SpectrAA-20 Plus spektrofotométerrel (Varian Australia Pty Ltd. Mulgrave, Ausztrália). A foszfort fotometriásan foszfomolybdovanadát módszerrel mértük, Metertech VIS SP-850 Plus spektrofotométerrel (Metertech Inc., Taipei, Tajvan). A nitrogén-formákat oldatból folyamatosan áramló rendszerben (CFA) fotometriásan mértük SKALAR SA 2000 készülékkel (Hollandia). A talaj szén-tartalmának meghatározását szárazégetéses elven működő elemanalizátorral végeztük, Nagy (2000) módszere alapján, VARIO EL CNS elemanalizátorral.

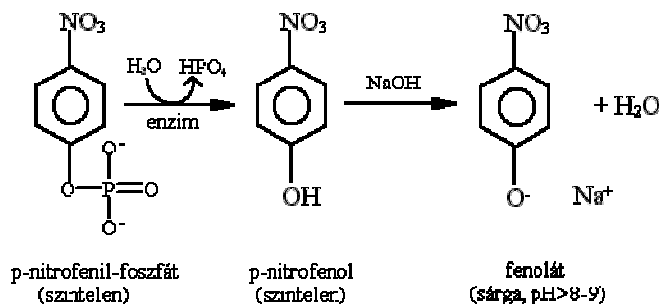
4.3.2. A talaj pH mérése

A talaj pH-ját vizes szuszpenzióból mértük. 5 g légszáraz talajhoz 12,5 ml desztillált vizet adtunk. Összerázás után a szuszpenziót 30 percig állni hagytuk. A pH mérésére Orion gyártmányú kombinált üvegelektrodát és Cole-Parmer digitális pH-mérőt használtunk. A méréseket a talajmintavételek alkalmával rendszeresen, háromhavonta mértük laboratóriumi körülmények között.

4.3.3. A foszfatáz aktivitásának meghatározása

A talaj foszfatáz aktivitását a 2001-2006-os időszakban, a vegetációs periódusban, általában három havonta végeztünk, összesen 17 alkalommal.

A foszfatáz aktivitásának meghatározását Sinsabaugh et al. (1999) szerint végeztük. A módszer egy szintetikus szubsztrát, a p-nitrofenil-foszfát (pNP-PO₄) enzimatisz hidrolízisekor felszabaduló p-nitrofenol meghatározásán alapul. A talajban lévő enzim hatására a szubsztrátból szintelen p-nitrofenol képződik. NaOH hatására a pH lúgossá válik, a képződött szintelen pNP átalakul sárga színű fenoláttá. Ennek színintenzitása arányos a talaj enzim aktivitásával (8. ábra).



8. ábra. A p-nitrofenil-foszfát enzimatisz hidrolízise

A talajminta foszfatáz aktivitásának meghatározását két 5-5 g -os szitált almintából (A, B) végeztük, melyekből 50 ml desztillált vízzel homogén szuszpenziót készítettünk. Mindkét almintában 2-2 mérési mintát állítottunk be (A₁, A₂, B₁, B₂). A mérési beállításokat az 5. táblázat tartalmazza.

A meghatározás során kétszörös kontrollt alkalmaztunk. A talajoldat zavaró színhatásának kiküszöbölésére almintánként 1-1 szubsztrát nélküli kontrollal dolgoztunk (A₀, B₀). A pNP-PO₄ spontán bomlásából származó hiba kiküszöbölésére 3 talajmintánként 1 talajszuszpenzió nélküli kontrollt használtunk (S).

Egy talajminta meghatározására tehát 4 mérési mintát (A_1 , A_2 , B_1 , B_2), két szubsztrát nélküli (A_0 , B_0) kontrollt és minden harmadik talajminta után 1 talajszuszpenzió nélküli kontroll (S) használtunk.

5. táblázat. A foszfatáz aktivitás meghatározásához szükséges beállítások

Oldatok (ml)	Talajminta						A szubsztrát spontán lebomlása kontroll
	Alminta (A)			Alminta (B)			
	1A ₁	1A ₂	1A ₀	1B ₁	1B ₂	1B ₀	
Talajszuszpenzió	1	1	1	1	1	1	-
0,1 M-os acetát puffer (pH 5)	-	-	1	-	-	1	1
50 mM-os pNP-PO ₄	1	1	-	1	1	-	1

A mintákat és a kontrollokat 1 órán át 30 °C-on vízfürdős rázógéppben inkubáltuk. Inkubálás után a kémcsövekhez 0,5 ml 0,5 M-os $CaCl_2$ -ot adtunk, hogy a fotometrálist zavaró agyagkolloid részecskéket az oldatból kicsapjuk. Majd 2 ml 0,5 M NaOH-t adunk minden oldathoz, mely kettős célt szolgál: egyrészt a lúgos pH-jú közeg leállítja a reakciót, másrészt a szín előhívásához szükséges. A lúgos pH hatására a színtelen p-nitrofenolból (amit egyébként az analitikai kémiában indikátorként használnak) sárga színű fenolát keletkezik. A fel nem használt $CaCl_2$ illetve a maradék NaOH egymásra hatása következtében fehér színű $Ca(OH)_2$ csapadék válik ki az oldatból.

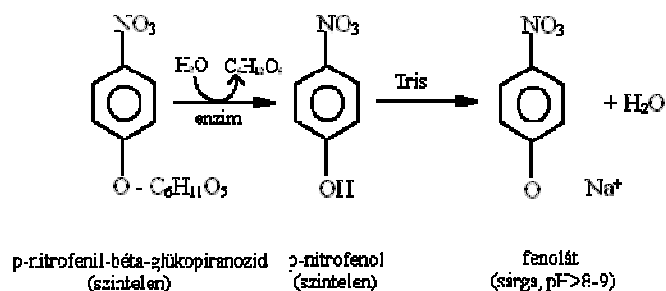
Az oldatokat 2500-as fordulatszámon 10 percig centrifugáltuk, majd a felülúszót 410 nm-en Genesys 10 típusú készülékkel fotometráltuk. Előzetesen készítettünk egy standard görbét, melyet elmentettünk a fotométerbe és a későbbi mérésekhez ezt használtuk. A standard görbéhez a hígítási sort 10 $\mu\text{mol/ml}$ koncentrációjú pNP standard (SIGMA) törzsoldatból készítettünk. A Na-acetát pufferrel hígított törzsoldathoz adtunk még 0,5 ml 0,5 M-os $CaCl_2$ -ot és 2,0 ml 0,5 M-os NaOH-ot, így végül 4,5 ml oldatunk lett, ami megegyezik a minták térfogatával. Az enzim aktivitását $\mu\text{mol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ mértékegységben, száraz talajra vonatkoztatva fejeztük ki.

4.3.4. A β -glükózidáz aktivitás meghatározása

A talaj β -glükózidáz aktivitását a 2001-2006-os időszakban, a vegetációs periódusban, általában három havonta végeztük, összesen 17 alkalommal.

Ez az eljárás is, a foszfatáz aktivitás meghatározáshoz hasonlóan, szintetikus szubsztrát enzimatisz hidrolízisekor felszabaduló p-nitrofenol meghatározásán alapul. Ebben az esetben a mesterséges szubsztrát a p-nitrofenil- β -glükopiranozid (pNP- β -G). A talajban lévő β -glükózidáz

hatására a p-nitrofenil- β -glükopiranozidból színtelen p-nitrofenol képződik. TRIS hatására a pH lúgossá válik, a reakció leáll, a képződött színtelen pNP átalakul sárga színű fenoláttá. Ennek színintenzitása arányos a talaj β -glükozidáz aktivitásával (9. ábra).



9. ábra. A p-nitrofenil- β -glükopiranozid enzimatis hidrolízise

A meghatározás menete lényegében azonos a foszfatáz aktivitás meghatározással mindössze három dologban figyelhető meg eltérés:

- Szubsztrátként p-nitrofenil-foszfat helyett p-nitrofenil- β -glükopiranozidot használunk.
- Az inkubációs idő: 1 óra helyett 3 óra.
- A reakció leállítására és a szín kifejlesztésére 2 ml 0,5 M-os NaOH helyett 2,0 ml 0,1 M-os TRIS-t használunk, aminek a pH-ját NaOH-dal 12-re állítottuk be.

Az enzim aktivitását ebben az esetben is $\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ mértékegységben, száraz talajra vonatkoztatva fejeztük ki.

4.3.5. Proteáz enzim mérése

A proteáz aktivitását 2005-2006-ban mértük összesen 5 alkalommal. A meghatározást Ladd & Butler (1972) leírása alapján, Bruce Caldwell kiegészítései szerint végeztük. A módszer kazein fehérje bontás során felszabaduló tirozin koncentrációjának meghatározásán alapul. A fehérje-bontás során felszabaduló aminosav Folin-Ciocalteu's fenol reagenssel kék színreakciót ad. Az oldat színintenzitása arányos a talaj enzim aktivitásával.

A talajminta proteáz aktivitásának meghatározását két 5-5 g -os szitált almintából (A, B) végeztük, melyekből 50 ml desztillált vízzel homogén szuszpenziót készítettünk. Mindkét alminta esetében 2-2 mérési mintát állítottunk be (A₁, A₂, B₁, B₂). A mérési beállításokat a 6. táblázat tartalmazza. A meghatározás során kettős kontrollt alkalmaztunk. A talajoldat zavaró színhatásának kiküszöbölésére almintánként 1-1 szubsztrát nélküli kontrollal dolgoztunk (A₀, B₀). A kazein spontán bomlásából

származó hiba kiküszöbölésére talajszuszpenzió nélküli kontrollt használtunk (S).

Egy talajminta meghatározására tehát 4 mérési mintát (A_1 , A_2 , B_1 , B_2), két szubsztrát nélküli (A_0 , B_0) kontrollt és minden harmadik talajminta után 1 talajszuszpenzió nélküli kontroll (S) használtunk.

6. táblázat. A proteáz aktivitás meghatározásához szükséges beállítások

Oldatok (ml)	Talajminta						A szubsztrát spontán lebomlása kontroll S
	Alminta (A)			Alminta (B)			
	1A ₁	1A ₂	1A ₀	1B ₁	1B ₂	1B ₀	
Talajszuszpenzió	1	1	1	1	1	1	-
1% Na-azid	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
2% kazein	1	1	-	1	1	-	1
desztillált víz	-	-	1	-	-	1	1

A kémcsöveket vortexelés után 24 órán át, 30 °C-os vízfürdőben folyamatos rázatás mellett inkubáltuk. Az inkubációs idő elteltével minden kémcsőhöz 1 ml 20 %-os triklórecetsav (TCA) oldatot adtunk, és vortexeltük az összes kémcsövet. Majd 5 percig, 2500-as fordulatszámon centrifugáltuk a kémcsöveket. Minden kémcsőből 1 ml felülúszót áttettünk egy másik kémcsőbe, amihez 1,5 ml 1,4 M-os Na₂CO₃ oldatot és folyamatos keverés közben 0,5 ml háromszorosára hígított Folin-Ciocalteu's fenol reagenst adtunk. A kék szín fokozatosan jelenik meg, 30 perc elteltével 700 nm-en Genesys 10 típusú készülékkel fotometráltuk az oldatokat.

Előzetesen készítettünk egy standard görbét, melyet elmentettünk a fotométerbe és a későbbi mérésekhez ezt használtuk. A standard görbéhez a hígítási sort 1 µmol/ml koncentrációjú Tyrozin standard törzsoldatból készítettük. Az enzim aktivitását nmol g⁻¹ h⁻¹ mértékegységben, száraz talajra vonatkoztatva fejeztük ki.

4.3.6. Alkalmazott statisztikai módszerek

A különböző mintavételi időpontokban, a különböző kezelésű parcellák mért paramétereinek összehasonlítására variancia analízist használtunk, mellyel azt vizsgáltuk, hogy a különböző minták átlagai szignifikánsan különböznek-e egymástól. Szignifikancia szintként az 5%-ot választottuk (p=0,05). Ha különböztek Tukey-próbát végeztünk, annak vizsgálatára, hogy mely kezelések különböztek szignifikánsan egymástól. Az enzimaktivitások és más mért paraméterek közötti kapcsolat vizsgálatához Pearson-féle korrelációanalízist alkalmaztunk, mellyel megállapítható, hogy két változó függ-e egymástól. A statisztikai elemzések elvégzéséhez a SigmaStat 3.5 programot használtunk.

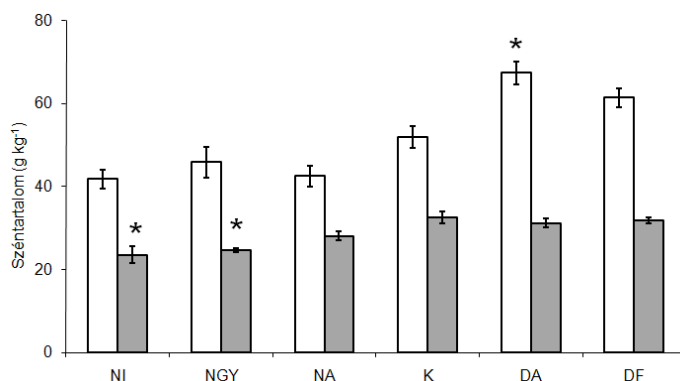
5. Eredmények és értékelésük

5.1. Az avarinput hatása a talaj elemtartalmára

Az elemtartalom vizsgálatot a parcellák beállítása utáni nyolcadik évben, a 2008. decemberében gyűjtött mintákból végeztük. Az eredmények bemutatására szolgáló ábrákat (10-21. ábrák) úgy szerkesztettük meg, hogy a kontroll-értékeket az ábra közepére, ettől balra az avarlevonásos (NI, NGY, NA), jobbra pedig a dupla avarkezelések (DA, DF) eredményeit tüntettük fel.

5.1.1. Az avarkezelések hatása a talaj széntartalmára

Az avarlevonásos kezelések hatására a talaj C-tartalma mindkét talajmélységben a kontrollhoz viszonyítva csökkent. A csökkenés az 5-15 cm-es talajmélységben az NI és az NGY kezelések esetében szignifikáns volt. A talaj C-tartalma a megduplázott kezelések hatására a 0-5 cm-es talajmélységben nőtt, a növekedés a DA kezelések esetében szignifikáns volt, az 5-15 cm-es mélységben viszont nem változott (10. ábra).



10. ábra. A változó avarinput hatása a talaj széntartalmára

Jelölések: talajmélység – fehér: 0-5 cm, szürke: 5-15 cm,

* – szignifikánsan ($p < 0,05$) különbözik a Kontrolltól.

Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

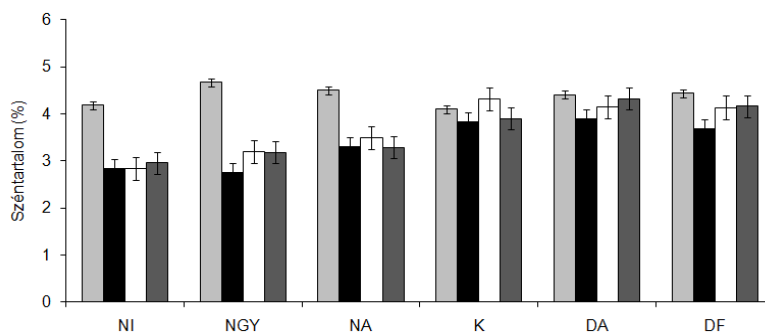
Az alsóbb rétegekben való felhalmozódás az avarduplázás hatására az első nyolc évben még nem mutatható ki. A bekerült többlet avar csak a felső réteg széntartalmának növekedését eredményezte. Az avarmegvonásnak a talaj széntartalmára nagyobb hatása van, mint az avar hozzáadásnak.

A fenti kísérleti eredmények alapján azt a következtetést vonhatjuk le, hogyha a klímaváltozás hatására csökkenne az avarprodukciónak, vagyis a talajba kerülő avar mennyisége, akkor ez hosszabb távon a talaj C-, (szerves

anyag-, humusz-) tartalmának a csökkenését eredményezné, ami károsan hatna a talaj hő- és vízháztartására, a felvehető tápanyagok mennyiségére. Ezzel szemben, ha a klímaváltozás hatására nőne az avarprodukció, az hosszabb távon a talaj szervesanyag-tartalmának növekedéséhez vezetne, ami kedvezően hatna a talaj fentebb említett tulajdonságaira.

A Síkfőkúti cseres-tölgyes erdő esetében inkább az első lehetőség látszik körvonalazódni, az eddigi mérési eredményeink ugyanis azt mutatják, hogy a klímaváltozás hatására az avarprodukció csökkenő tendenciájú (Tóth et al., 2008). Ez utóbbi megállapítást azonban nem lehet általánosítani. Nedvesebb klímájú területeken a felmelegedés növelheti a fa- és az avarprodukciót.

A talaj széntartalmára vonatkozóan rendelkezésre állnak régebbi adatok is. Ezeknél a talajminta a 0-15 cm-es rétegből származik. A kísérleti beállítás utáni negyedik évben már tapasztalható volt a széntartalom-csökkenés az avarmegvonásos kezeléseknél, de a duplázásos kezelések esetében a kontrollhoz viszonyítva csak csekély mértékben nőtt a talaj széntartalma (11. ábra).



11. ábra. A talaj széntartalma 0-15 cm-en

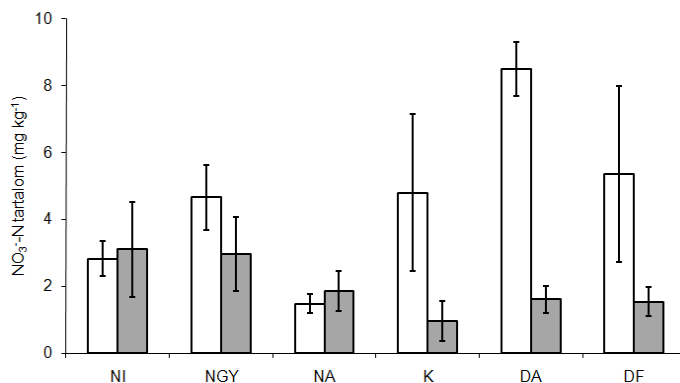
Jelölések (mintavétel időpontja): világos szürke – 2001. 04. 21., fekete – 2004. 12. 14., fehér – 2005. 06. 16., sötét szürke 2008. 12. 09.

Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

5.1.2. Az avarkezelések hatása a talaj NO_3^- -N, NH_4^+ -N, szerves-N, és összes-N tartalmára

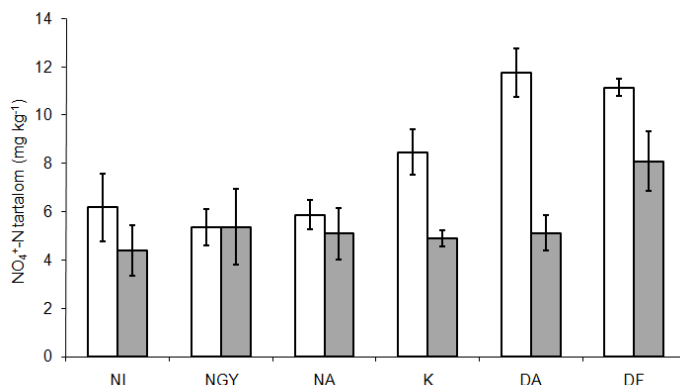
A legmagasabb NO_3^- -N értéket 0-5 cm-es talajmélységben a DA avarkezelés, a legalacsonyabbat az NI esetében kaptunk (12. ábra). A továbbiakban az avarkezeléseknek a talaj NO_3^- -N tartalmára kifejtett hatásával kapcsolatban azonban meglehetősen nehéz egyéb összefüggést vagy tendenciát találni, de ez igazából nem is várható. A nitrát vízben könnyen oldódó, nagy mozgékonyágú ion, pillanatnyi talajbeli koncentrációját számos tényező együttes hatása határozza meg, amelyben

szerepet játszik a nitrifikáció, a denitrifikáció, a növények nitrát felvétele, a talajból történő kimosódás, valamint mennyisége erős szezonalitást is mutat.



12. ábra. A változó avarinput hatása a talaj NO₃⁻-N tartalmára
Jelölések: talajmélység – fehér: 0-5 cm, szürke: 5-15 cm.
Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

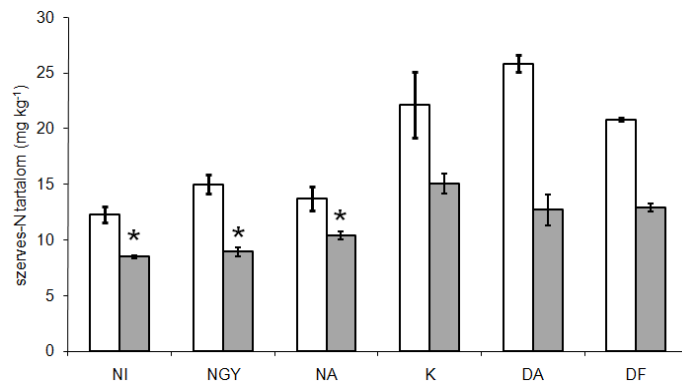
A talaj NH₄⁺-N tartalma a talaj felső 0-5 cm-es rétegében az avarlevonásos kezelések hatására csökkent, míg az avarmegduplázásos kezelésekénél nőtt, legmagasabb értéket a DA avarkezelés esetében kaptunk (13. ábra). Az 5-15-cm-es talajmélységben a kezelések hatása nem mutatható ki, egyedül a DF kezelés esetében kaptunk nagyobb értéket. A többé-kevésbé kiegyenlített eloszlás háttérében az állhat, hogy a NH₄⁺ jól kötődik a talajkolloidokhoz, ezért kevésbé mozgékony, és nehezebben változik.



13. ábra. A változó avarinput hatása a talaj NH₄⁺-N tartalmára
Jelölések: talajmélység – fehér: 0-5 cm, szürke: 5-15 cm.
Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

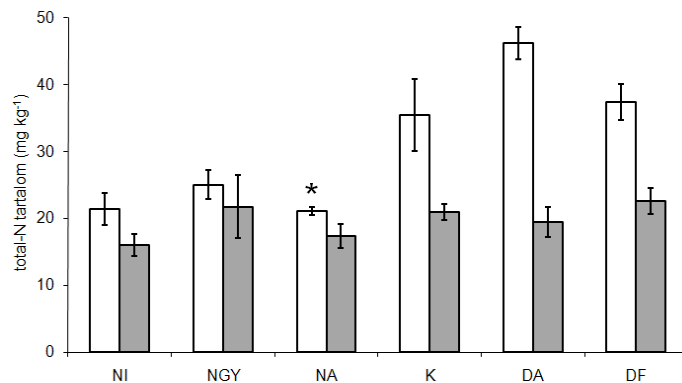
A talaj szerves-N tartalma az avarmegvonásos kezelések hatására mindkét talajmélységben csökkent, a csökkenés az 5-15 cm-es

talajmélységben mindhárom avarlevonásos kezelés esetében (NI, NGY, NA) szignifikáns (14. ábra). A megduplázott avarkezelések hatására a talaj 0-5 cm-es rétegében a szerves-N tartalom a DA kezelés esetében nőtt, a DF kezelésnél kismértékben csökkent, míg az 5-15 cm-es rétegben a DA és a DF kezelésnél is egyaránt csökkenés figyelhető meg.



14. ábra. A változó avarinput hatása a talaj szerves-N tartalmára
Jelölések: talajmélység – fehér: 0-5 cm, szürke: 5-15 cm,
* – szignifikánsan ($p < 0,05$) különbözik a Kontrolltól.
Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

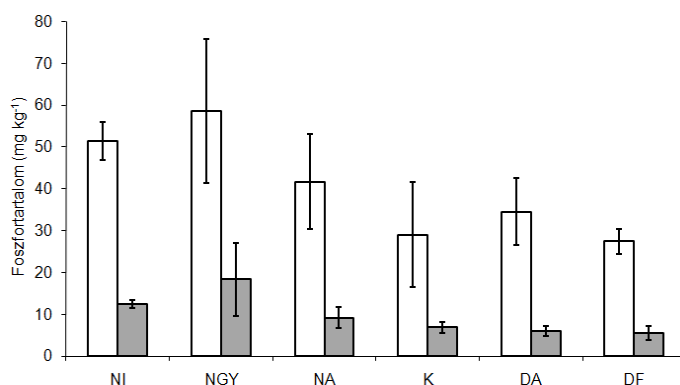
A kezelések hatása az összes N-tartalomra csak a felső 0-5 cm-es rétegben mutatható ki, de itt is csak az NA kezelés különbözik szignifikánsan a kontrolltól. Az alsóbb rétegben nincs különbség a különböző kezeléssű parcellák között (15. ábra).



15. ábra. A változó avarinput hatása a talaj összes-N tartalmára
Jelölések: talajmélység – fehér: 0-5 cm, szürke: 5-15 cm,
* – szignifikánsan ($p < 0,05$) különbözik a Kontrolltól.
Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

5.1.3. Az avarkezelések hatása a talaj foszfortartalmára

Figyelemre méltó, hogy a talaj felső 0-5 cm-es talajrétege - kezelésektől függetlenül - lényegesen nagyobb mennyiségű foszfort tartalmaz, mint az alatta lévő 5-15-cm-es talajréteg. Az avarelvonásos kezelések hatására a talaj foszfortartalma mindkét talajmélységben növekedett, míg az avart megduplázó kezeléseknél nem figyelhető meg változás a kontrollhoz viszonyítva (16. ábra).



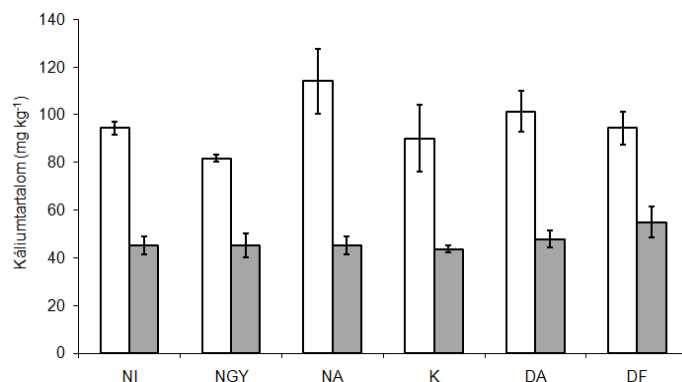
16. ábra. A változó avarinput hatása a talaj foszfortartalmára
Jelölések: talajmélység – fehér: 0-5 cm, szürke: 5-15 cm.
Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

Az avarelvonásos parcellák esetében a talaj nagyobb foszfortartalmának több oka lehet:

- Az NI és az NGY kezeléseknél a növényzet hiányában elmarad a növények foszfor felvétele így a talajban több foszfor maradhat.
- Kisebb a foszfatáz aktivitás, így a foszfor jelentős része szerves kötésben marad.
- Az avarelvonásos kezeléseknél a savasabb kémhatás miatt (lásd lentebb) a foszfor a vas- és alumínium- foszfátok révén kicsapódik.

5.1.4. Az avarkezelések hatása a talaj K^+ -tartalmára

A kálium az avarból és a talajból könnyen kimosódik (nem strukturális eleme az avarnak), ezért az avarkezelések hatása a talaj káliumtartalmára egyik talajmélységben sem mutatható ki (17. ábra).

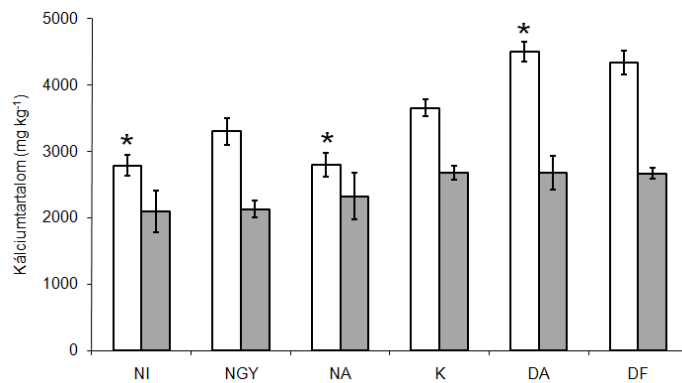


17. ábra. A változó avarinput hatása a talaj K^+ -tartalmára
Jelölések: talajmélység – fehér: 0-5 cm, szürke: 5-15 cm.
Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

5.1.5. Az avarkezelések hatása a talaj Ca^{2+} -tartalmára

A talaj Ca^{2+} -tartalma az avarrelvonások hatására a talaj felső 0-5 cm-es, de az 5-10-cm-es talajmélységben is csökkent a kontrollhoz viszonyítva, a csökkenés a 0-5 cm-es talajmélységben az NI és az NA kezelések esetében szignifikáns volt.

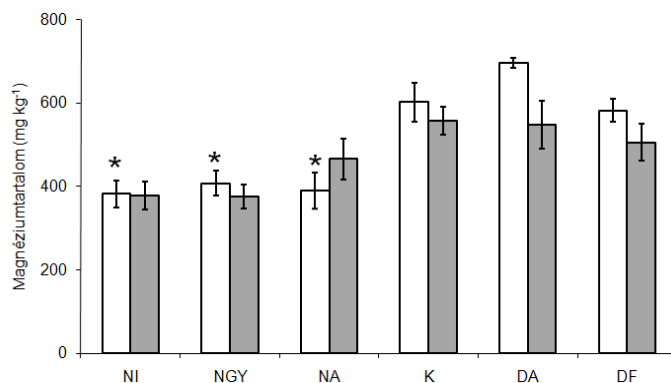
A duplázásos avarkezelések hatására nőtt a talaj Ca^{2+} -tartalma, a 0-5 cm-es talajmélységben a növekedés a DA kezelések esetében szignifikáns volt (18. ábra). Az 5-15 cm-es talajmélységben növekedés nem mutatható ki.



18. ábra. A változó avarinput hatása a talaj Ca^{2+} -tartalmára
Jelölések: talajmélység – fehér: 0-5 cm, szürke: 5-15 cm,
* – szignifikánsan ($p < 0,05$) különbözik a Kontrolltól.
Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

5.1.6. Az avarkezelések hatása a talaj Mg^{2+} -tartalmára

A talaj Mg^{2+} -tartalma az avarelvonásos kezelések hatására a talaj 0-5 cm-es, de az 5-15-cm-es talajmélységben is csökkent a kontrollhoz viszonyítva (19. ábra). A csökkenés a 0-5 cm-es talajmélységben mindhárom avarelvonás kezelésnél (NI, NGY, NA) szignifikáns volt. A duplázásos kezelések hatására a DA kezelések esetében nőtt a talaj Mg^{2+} - tartalma (19. ábra).



19. ábra. A változó avarinput hatása a talaj Mg^{2+} -tartalmára

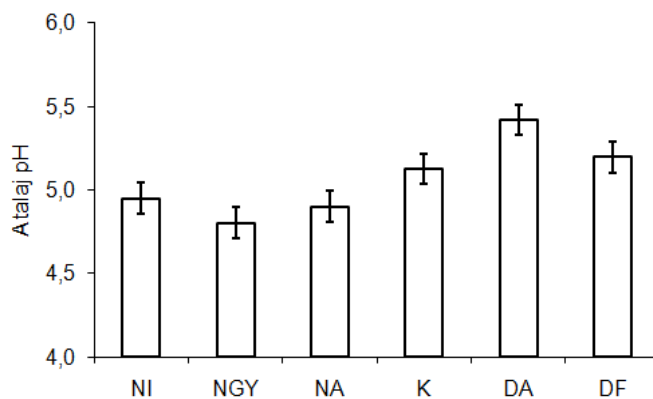
Jelölések: talajmélység – fehér: 0-5 cm, szürke: 5-15 cm,

* – szignifikánsan ($p < 0,05$) különbözik a Kontrolltól.

Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

5.2. Az avarkezelés hatása a talaj pH-ra

A talaj pH-ját a változó avarinput befolyásolja (20. ábra).



20. ábra. A talaj pH-ja 0-15 cm közötti talajrétegben

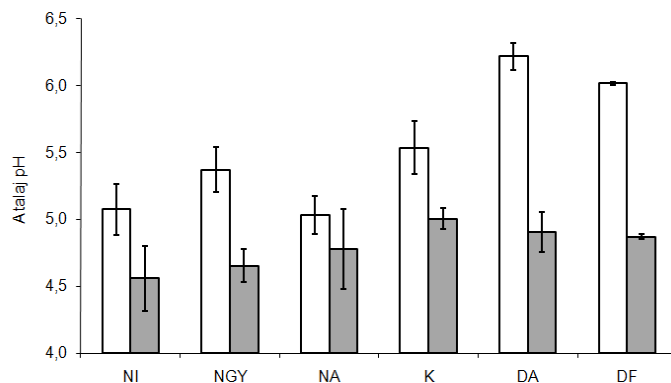
(A 2003-2006. évi mérések átlaga)

Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

A Dupla Avar és az avarmegvonásos kezelések talajának pH-ja szignifikánsan eltér egymástól. A csökkenő avarbevitel a talaj pH-ját csökkenti, a növekvő pedig növeli.

Az avarrelvonásos kezelések esetében a talaj pH csökkenésnek az lehet a magyarázata, hogy avarbomlás során keletkező savas intermediereket, humuszanyagokat a csökkenő avarinputtal járó csökkent Ca^{2+} - és Mg^{2+} -bevitel nem képes pufferolni. Ezzel szemben a Dupla Avar kezelésnél a talaj pH növekedés a nagyobb Ca^{2+} - és Mg^{2+} -bevitelnek, a nagyobb pufferkapacitásnak köszönhető.

Ha megvizsgáljuk a talaj kémhatását a különböző mélységekben, akkor látjuk, hogy a felső rétegben (0-5 cm) a különböző kezelések jelentősen eltérnek egymástól. A duplázásos kezelések és a megvonásos kezelések között szignifikáns a különbség. Ezzel szemben az alsóbb talajrétegben (5-15 cm) már alig érvényesül az avar hatása (21. ábra).

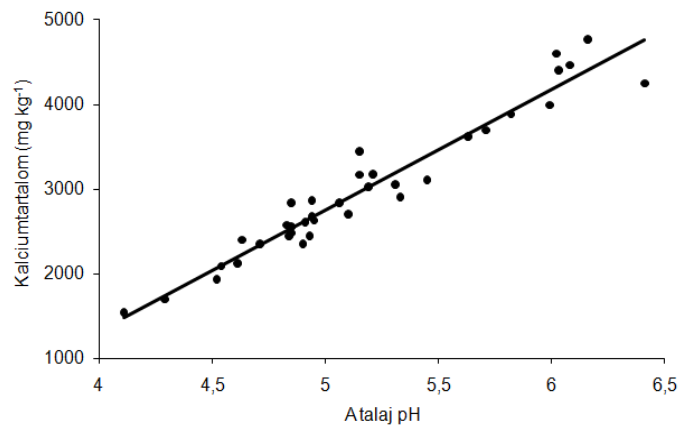


21. ábra. Az avarinput hatása a talaj kémhatására (2008. december)

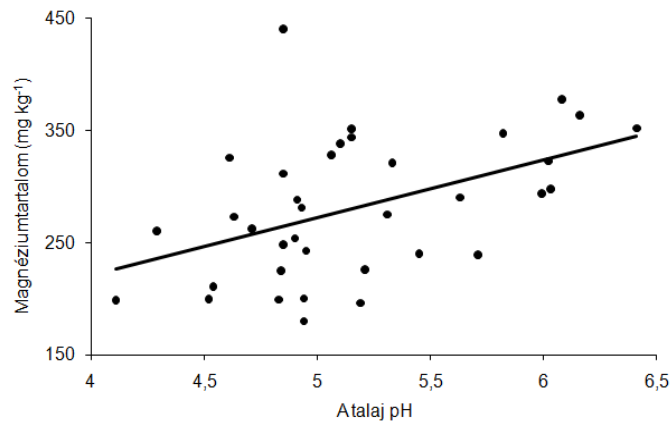
Jelölések: talajmélység – fehér: 0-5 cm, szürke: 5-15 cm.

Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

A talaj pH-ja és a talaj Ca^{2+} - és Mg^{2+} -tartalma között pozitív korreláció mutatható ki (22. ábra és 23. ábra) a síkfőkúti adatok alapján is. A két elem közül a kalcium esetében sokkal erősebb a kapcsolat ($R^2=0,94$), mint a magnéziumnál ($R^2=0,21$). A talaj pH-ja és a talaj Ca^{2+} - és Mg^{2+} -tartalma között pozitív korrelációt alátámasztja Járó és Führer (1987) megállapítása is, mely szerint az avarhullással (rügypikkely, virág, levél, termés) az évi kalcium-, magnéziumion visszapótlás változó, de többszörösen elegendő az esetleges savas ülepedés okozta savasodás közömbösítésére.



22. ábra. A talaj Ca^{2+} -tartalma és pH-ja közötti összefüggés



23. ábra. A talaj Mg^{2+} -tartalma és pH-ja közötti összefüggés

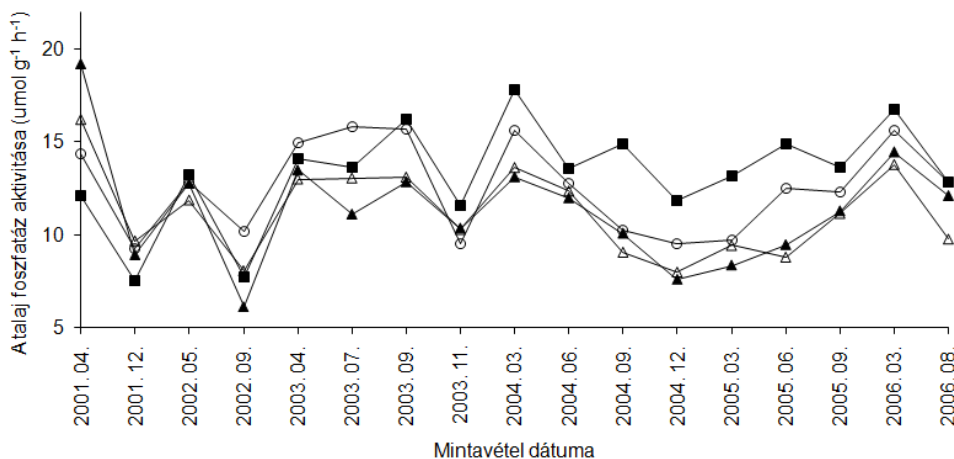
A fenti kísérleti eredmények alapján megállapítható, hogy ha a klímaváltozás hatására csökkenne az avarprodukció, akkor ez hosszabb távon a talaj Ca^{2+} -tartalmának a csökkenését eredményezné, ami károsan hatna a talaj pufferkapacitására, ami a talaj pH-csökkenését, savasodását eredményezné. Ezzel szemben, ha a klímaváltozás hatására nőne az avarprodukció, ez hosszabb távon a talaj Ca^{2+} -tartalmának növekedéséhez vezetne, ami kedvezően hatna a talaj pH-jára, azt lúgosabb irányba tolná.

Eredményeink rámutatnak, hogy az erdőkben kialakuló természetes avartakarónak óriási szerepe van a talaj kémhatásának alakulásában és ezen keresztül a megfelelő tápanyag-oldódási és tápanyag-szolgáltatási viszonyokban.

5.3. A talajenzimek változása az avarkezelések hatására

5.3.1. A foszfatáz

A foszfatáz esetében az első évben (2001) a Nincs Gyökér és a Nincs Input parcellák talajának aktivitása szignifikánsan magasabb volt a Dupla Avarhoz képest. A következő évben nem volt jelentős eltérés a különböző kezelések között. A 2003-as évtől kezdve a Nincs Gyökér és Nincs Input kezelések aktivitása csökkent, majd a 2004-es év második felétől a Nincs Avar parcellák átlagos aktivitása is szignifikánsan alacsonyabb volt a dupla kezelésekhez képest. A 2004-es évtől kezdve nem csak a duplázások kezelésektől, hanem a Kontrolltól is szignifikánsan alacsonyabbak voltak a megvonásos kezelésű parcellákon mért enzimaktivitások. Ez a különbség a következő években is megmaradt (24. ábra).



24. ábra A talaj foszfatáz aktivitásának változása az avarmegvonásos kezelések estében
Jelölések: ■ – Kontroll, ○ – Nincs Avar, ▲ – Nincs Gyökér, Δ – Nincs Input

A Nincs Gyökér és a Nincs Input parcellák kezdeti magasabb aktivitása valószínűleg a parcellák létrehozásának a következménye. Ezen parcellák kialakításakor a cserjéket kivágtuk, így nagy mennyiségű gyökér maradt a talajban. A lebomló gyökerek és a belőlük képződő szerves szubsztrátok tápanyagul szolgálnak a mikrobáknak, így azok elszaporodhatnak, és nőhet az enzimkibocsátásuk (Burns, 1982; Pregitzer et al., 2000). Ezen kívül a széteső gyökér- és mikorrhiza sejtekből felszabaduló enzimek is növelhetik az enzimaktivitást. Továbbá ezen parcellák körülárkolása és az evapotranspiráció megszűnése miatt nőtt a parcellák nedvességtartalma, ami fokozhatta a mikrobiális aktivitást.

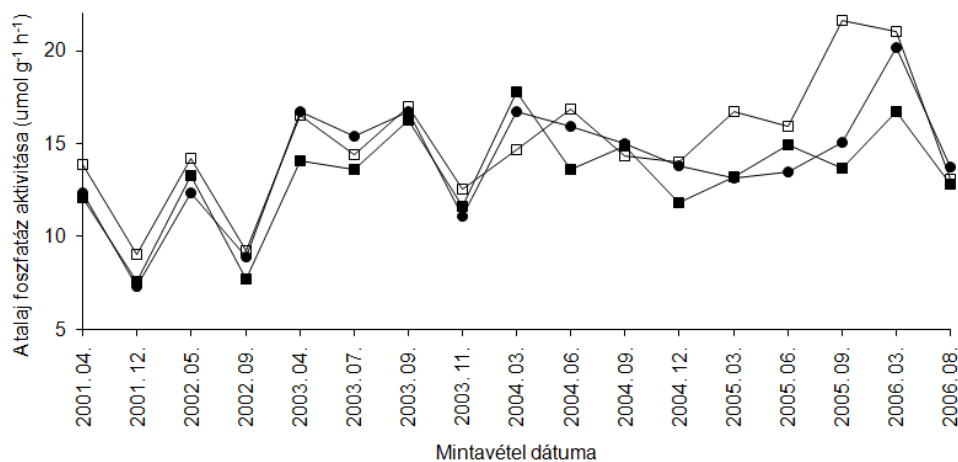
A parcellák beállítását követő harmadik évtől kezdődően azonban a Nincs Gyökér és Nincs Input kezelések talajának foszfatáz-aktivitása

jelentősen csökkent. Ennek oka valószínűleg a gyökerek és ezzel rhizoszférájuk felszámolása, mely így már nem termelt enzimeket, továbbá a finomabb gyökerek degradációja után jelentősen lecsökkenhetett a tápanyag a mikroorganizmusok számára. A Nincs Input parcellákról az avar eltávolításával megakadályoztuk a további szervesanyag-bevitelt.

A Nincs Avar parcella aktivitásának csökkenése a kísérleti beállítás utáni negyedik évtől figyelhető meg. Ennél a kezelésnél a gyökereket nem távolítottuk el, így a rizoszféra sértetlen maradt, ezért következhetett később az aktivitás csökkenés, amikor a talaj tartalék tápanyagai elfogytak, mivel nem kapott utánpótlást. Ezt támasztják alá Kotroczó (2008b) a talaj szervesanyag-tartalmára vonatkozó mérései is, melyek eredményeként szintén azt tapasztalta, hogy a Nincs Avar kezelésnél a talaj szervesanyag-tartalma a 2004-es évtől kezdve kezdett csökkenni.

A gyökereknek és rizoszférájuknak nagy jelentősége van a talaj foszfatáz aktivitásának kialakításában, és ezek kiesése hosszútávon jelentősebben visszaveti a foszfatáz-aktivitást, mint például a fenoloxidázét, mely esetében kevésbé csökkent az aktivitás a Nincs Gyökér és Nincs Input kezeléseknél (Fekete, 2009).

Az avarduplázásos kezelések (Dupla Avar, Dupla Fa) aktivitása általában szignifikánsan nem különbözik a Kontrolltól (25. ábra). A lomb- és faavar mennyiségének növelése nem gyakorol olyan jelentős hatást a talajra, mint ezek megvonása. Hasonló eredményt kapott más Síkfőkúton vizsgált enzimek (szacharáz, arilszulfatáz) esetében Fekete et al. (2007) is.



25. ábra A talaj foszfatáz aktivitásának változása az avarduplázásos kezeléseknél
Jelölések: ■ – Kontroll, ● – Dupla Avar, □ – Dupla Fa

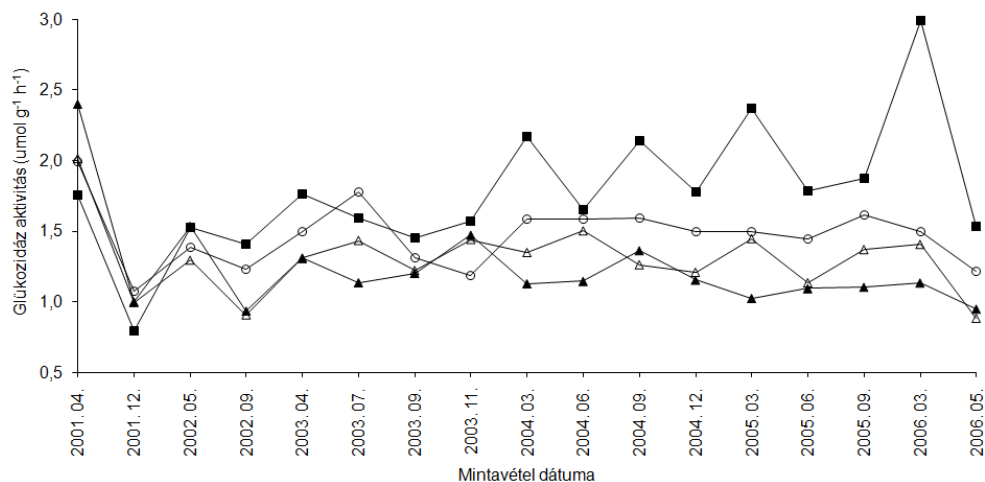
A Dupla Avar kezeléseknél a megvastagodott avarréteg kiegyenlített talajhőmérsékletet eredményez (Tóth et al., 2007), ami

kedvező lehet a lebontó szervezetek számára. Az avar lebontása már megindul a talaj felszínén lévő avartakaróban, így a talajba jelentős mennyiségű részben, vagy teljesen lebontott tápanyag kerül. A Dupla Avar parcellák szervesanyag-tartalmának növekedését Kotroczó (2009) igazolta, mely a kísérlet negyedik évétől figyelhető meg. Az lehet a magyarázata, hogy a Dupla Avar foszfatáz aktivitása elmarad a Dupla Fával szemben, mert az avarból bekerülő mineralizálódó tápanyagok növekedése katabolit repressziót idéz elő, amit más enzimeknél is igazoltak (Dick, 1994; Gregorich et al., 1994).

A Dupla Fa kezelés aktivitása volt a legmagasabb a 2005-ös évtől kezdve, ebben az időszakban átlagosan 23%-al magasabb aktivitást mértünk, mint a Kontrollban. Mivel a faavar nehezebben bontható, így nem kerül annyi tápanyag a talajba, mint a Dupla Avar esetében, így nem érvényesül az enzim termelésének gátlása. A Dupla Fa kezelésű parcellákon nem csak a foszfatáz értéke volt a legmagasabb, hanem Fekete (2009) itt mérte a legmagasabb arilszulfatáz és szacharáz értékeket és Kotroczó (2008a) talajlégzési eredményei is itt voltak a legmagasabbak 2004-től kezdve.

5.3.2. A β -glükózidáz

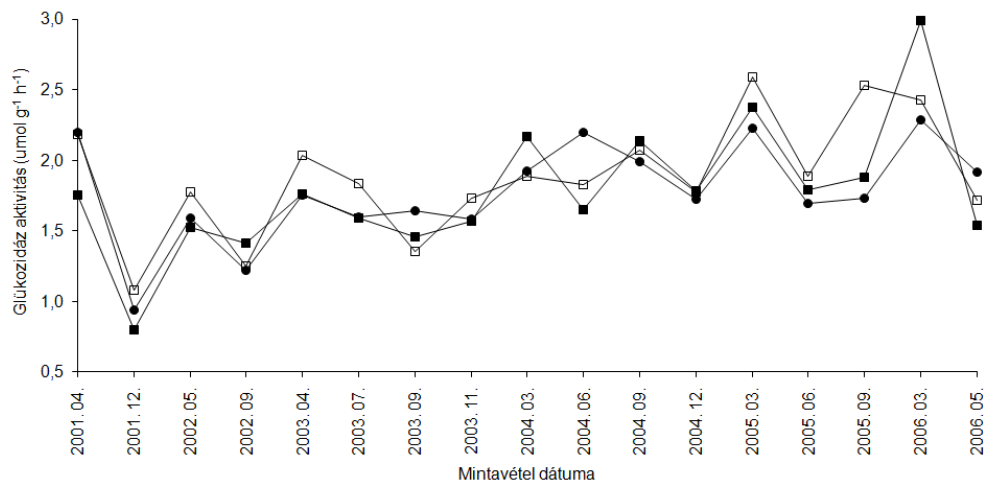
A különböző kezelésű parcellák talajának β -glükózidáz enzimaktivitása a kísérlet beállítását követő másfél évben nem mutatott szignifikáns különbséget. 2002 második felétől kezdve a Nincs Gyökér és a Nincs Input parcellák aktivitása alacsonyabb volt a Kontroll és az avarduplázásos kezelésekhez képest. A Nincs Input parcellákon mért enzimaktivitás átlagosan 31%-kal, a Nincs Gyökér parcellák esetében átlagosan 38%-kal volt alacsonyabb a Kontrollhoz képest. A 2003-as év végétől kezdve pedig a Nincs Avar kezelésű parcellák talajában is csökkent az enzimaktivitás. A 2004-es év második felétől kezdve az avarrelvonásos kezelések szignifikánsan elkülönülnek az avarduplázásos kezelésektől és a Kontrolltól. A Dupla Avar, a Dupla Fa és a Kontroll enzimaktivitásai nem különböznek jelentősen egymástól (26. ábra).



26. ábra A talaj β -glükózidáz aktivitásának változása az avarmegvonásos kezelések estében
Jelölések: ■ – Kontroll, ○ – Nincs Avar, ▲ – Nincs Gyökér, Δ – Nincs Input

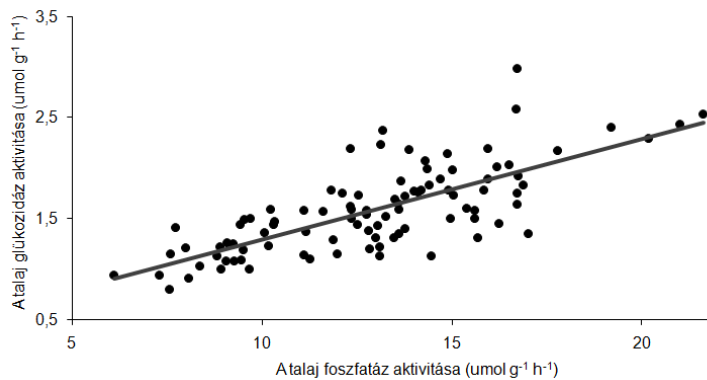
A talaj β -glükózidáz aktivitásának kialakításában, szintén jelentős szerepet játszanak a talajban lévő gyökerek és rizoszférájuk, mivel a cserjeirtott parcellákban (Nincs Gyökér, Nincs Input) tapasztaltuk leghamarabb a vátozást. Ebben az esetben azonban elmaradt ezen parcellák kezdeti enzimaktivitás emelkedése. A Nincs Avar parcellák talajában a β -glükózidáz aktivitásának csökkenése, hasonlóan a foszfátához, a talaj szervesanyagának csökkenésével indult meg.

Az avarduplázásos parcellák (Dupla Avar, Dupla Fa) talajának aktivitása általában szignifikánsan nem különbözik a Kontrolltól (27. ábra). Hasonlóan a foszfátához, ha a talajban rendelkezésre áll a mikrobák számára szükséges tápanyag, akkor ennek növelésével nem fokozódik az enzimaktivitás, mivel nincs szüksége fokozottabb anyagfelvételre. A lomb- és faavar mennyiségének növelése nem gyakorol olyan jelentős hatást a talajra, mint ezek megvonása.



27. ábra A talaj β -glükózidáz aktivitásának változása az avarduplázásos kezelések estében
Jelölések: ■ – Kontroll, ● – Dupla Avar, □ – Dupla Fa

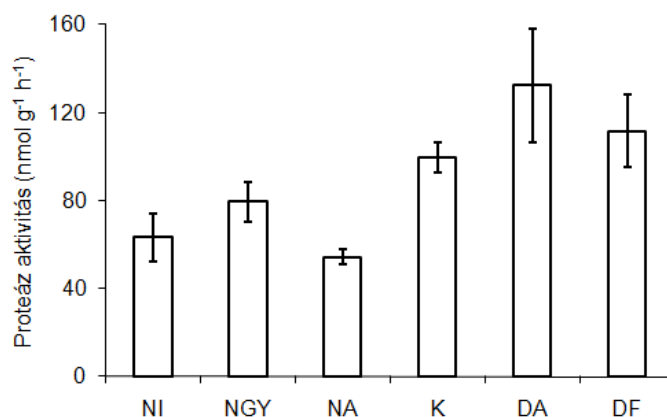
A talaj foszfatáz és β -glükózidáz enzimeinek aktivitása közel azonosan változott a különböző kezeléseknél. Ezen enzimek kibocsátását és működését a különböző környezeti tényezők hasonló módon befolyásolják (28. ábra).



28. ábra A foszfatáz és a β -glükózidáz aktivitásának kapcsolata

5.3.3. A proteáz

A proteáz enzimet csak a 2005-ös és 2006-os években mértük, így a kezdeti eltéréseket, esetleg a foszfatázhoz hasonló kezdeti aktivitás emelkedést, nem tudtuk megfigyelni. Mivel a többi enzim és egyéb mért paraméterek adatai alapján erre az időre már „beálltak” a kezelések, a proteáz aktivitás mérésének eredményeit az öt mérés átlagával szemléltetem (29. ábra).



29. ábra Proteáz aktivitásának változása különböző avarinputok hatására (2005-2006)
Az oszlopokon az átlag szórása van feltüntetve.

A proteáz esetében is a kezelések beállítása utáni ötödik évre lecsökkent az avarmegvonásos parcellák talajának aktivitása, szignifikánsan alacsonyabb volt a Kontrolltól és az avarduplázásos kezelésektől.

A legalacsonyabb aktivitásúak a Nincs Avar parcellák voltak, majd a Nincs Input és a Nincs Gyökér következett. Ebben az esetben a gyökerek kizárásának nem volt olyan jelentős szerepe, mint az avar megvonásnak, szemben a másik két enzimmel, hiszen nem a gyökértelenített parcellák aktivitása a legalacsonyabb.

A Kontroll, Dupla Avar és Dupla Fa proteáz aktivitása szignifikánsan nem különbözik egymástól. A három kezelés közül a Dupla Avarnak volt a legnagyobb az aktivitása, mely szintén az avar jelentősebb szerepére hívja fel a figyelmet. Továbbá a szervesanyag és ezzel együtt a szerves szén- illetve nitrogén-tartalom növekedésével nő a tápanyag mennyisége a mikroorganizmusok számára, amik a megfelelő növekedésükhöz szükséges nitrogént a fehérjék nagyobb mértékű lebontásával tudják biztosítani. A legnagyobb aktivitású Dupla Avar parcellákban volt a legmagasabb a talaj szerves nirtogén tartalma (14. ábra) a felső 5 cm-es rétegben, ami alátámasztja Kalisz (1988) megállapítását, mely szerint a proteáz kiválasztást fokozza a szubsztrát jelenléte. Meg kell jegyezni, hogy Geisseler & Horwath (2008) kísérlete alapján a proteáz szintézist gátolta a növekvő glükóz tartalom, de csak alacsony nitrogén tartalom mellett, viszont a Síkfőkúti erdőnek viszonylag magas a nirtogén depozíciója (16 kg ha⁻¹ év⁻¹, Horváth et al., 2005).

A proteáz esetében is megállapítható, hogy az avar elvonásnak jelentősebb a hatása, mint az avar hozzáadásának, hasonlóan a többi Síkfőkúton mért enzimhez.

5.4. A talajenzimek kapcsolata más mért paraméterekkel

A Síkfőkút DIRT Projekt keretében a parcellákban számos paramétert mértünk, melyekre hatással lehet az avarkezelés és amelyek befolyásolhatják és indikálhatják a lebontó folyamatokat. Ezen paraméterek és az enzimaktivitások kapcsolatát korrelációanalízissel vizsgáltam, melynek eredményét a 7. táblázatban foglaltam össze. A proteáz esetében, mivel ennek az enzimnek az aktivitását öt alkalommal mértük, nem mindig állt rendelkezésre elég adat az elemzés elvégzéséhez.

7. táblázat Talajenzimek kapcsolata egyéb mért paraméterekkel
(nincs szignifikáns korreláció: – ($p > 0,05$),
szignifikáns korreláció: + ($p < 0,05$); ++ ($p < 0,01$); +++ ($p < 0,001$))

	Talajhőmérséklet 10 cm-en (0,84 – 19,16 °C)	Talajnedvesség (12,50 – 36,16 %)	Talajlélegzés (24,76 – 206,60 mg-C m ⁻² h ⁻¹)	Baktériumszám (1,82*10 ⁶ – 8,35*10 ⁶ g ⁻¹ talaj)	Gombaszám (1,21*10 ³ – 8,32*10 ⁴ g ⁻¹ talaj)	Mikrobiális biomasza szén tartalom (88,30 – 886,75 ug-C g ⁻¹ száraz talaj)	Talaj pH (4,53 – 6,23)	Szervesanyag-tartalom (9,07 – 14,93 %)	Szén tartalom (2,72 – 5,29 %)
Foszfátáz	–	–	–	–	–	++	++	++	+++
β-glükozidáz	–	–	–	–	–	+	++	++	+++
Proteáz	n.a.	–	–	–	+	n.a.	+	n.a.	n.a.

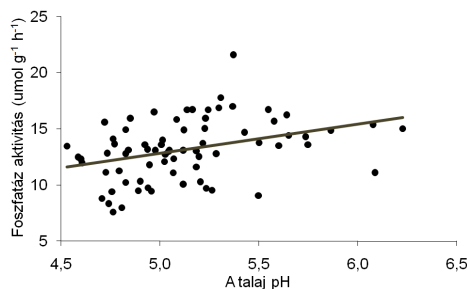
A talaj 10 cm-es mélységben mért hőmérséklete és a talaj foszfátáz és β-glükozidáz aktivitása között nem találtunk szignifikáns kapcsolatot. A lebontó folyamatoknak, mint minden biokémiai folyamatnak, a sebességére hatással van a hőmérséklet. Az enzimek esetében is megfigyelhető, hogy a kora tavaszi aktivitások az előző méréshez viszonyítva jelentősen emelkednek, mivel ekkor indul be jelentősebben az előző évi avar lebontása és elkezd emelkedni a hőmérséklet. A nyári (júniusi, júliusi) aktivitások általában alacsonyabbak, mint az előző tavaszi, ennek valószínűleg az oka a talaj nyári kiszáradása. Az általunk alkalmazott kísérleti körülmények között nem a hőmérséklet játsza a fő szerepet az enzimaktivitás kialakításában. Hasonló redményt kapott Fekete (2009) is arilszulfatáz és szacharáz esetében.

A talajnedvességgel sem kaptunk szignifikáns kapcsolatot. A Nincs Gyökér és Nincs Input parcelláknak bár magasabb a nedvességtartalma, mely serkentheti a lebontó folyamatokat, de a parcellák kialakítása után a szervesanyag jelentősen csökkent így a mikrobiális aktivitásuk alacsony. A Síkfőkúton vizsgált többi enzim esetében csak az arilszulfatáznál mutatható

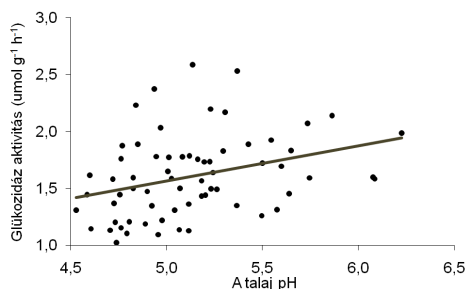
ki szignifikáns kapcsolat a nedveségtartalom és az aktivitás között, míg a szacharáz és a fenoloxidáz esetében csak a Dupla Fa parcelláknál (Fekete, 2007).

A különböző kezelésű parcellák talajának lemezöntéses technikával meghatározott baktériumszáma nem mutatott korrelációt az enzimaktivitásokkal, de a proteáz esetében pozitív kapcsolatot tapasztaltunk a gombaszámmal.

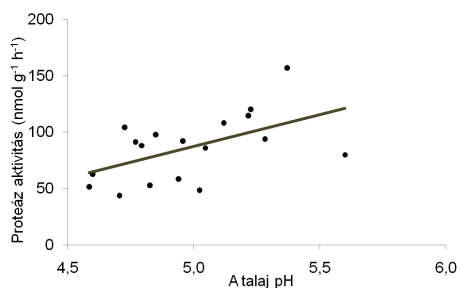
A talaj pH-jával mindhárom enzim szignifikáns korrelációt mutat. A mérési tartományunkon belül a talaj savasodásával csökkent az enzimek aktivitása. A proteáz ($R^2=0,29$) esetében ez a kapcsolat erősebb, mint a foszfatáznál ($R^2=0,13$) és a β -glükózidáznál ($R^2=0,11$) (30., 31. és 32. ábra). A kísérleti parcellák talajainak átlagos pH értékéhez (4,8-5,4) képest az általunk mért enzimek pH optimuma kis mértékben a semlegesebb tartományban mérhetők (foszfatáz – 5,0-5,5 (Dick et al., 2000); glükózidáz – 5,5-6,0 (Eivazi & Tabatabai, 1988); proteáz – 6,5-8,5 (Bonmati et al. 2009)).



30. ábra A foszfatáz aktivitás és a talaj kémhatásának kapcsolata



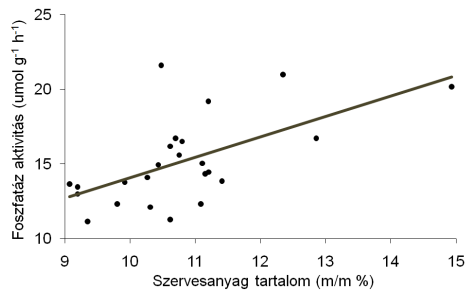
31. ábra A β -glükózidáz aktivitás és a talaj kémhatásának kapcsolata



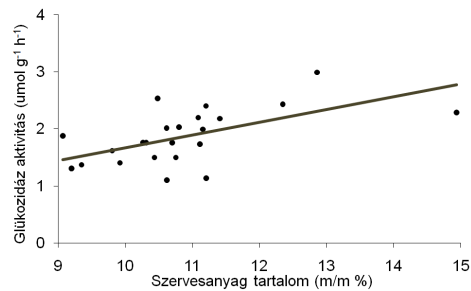
32. ábra A proteáz aktivitás és a talaj kémhatásának kapcsolata

Eredményeink alapján megállapítható, hogy a talaj szervesanyagának növekedésével szignifikánsan nő a talajenzimek aktivitása (33. és 34. ábra).

Főleg az avarmegvonásos kezelések esetében erős ez a kapcsolat. A foszfatáz ($R^2=0,36$) és a glükózidáz ($R^2=0,36$) estében a kapcsolat azonos erősségű.

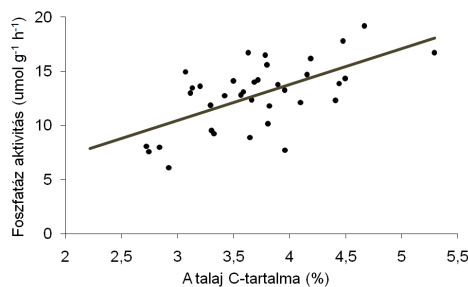


33. ábra A foszfatáz aktivitás és a talaj szervesanyag-tartalma közti kapcsolat

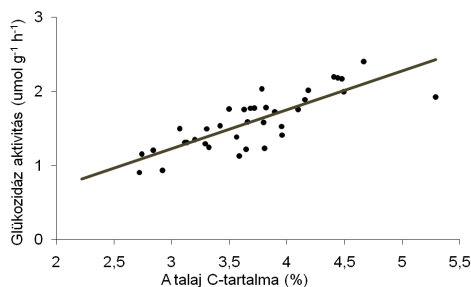


34. ábra A β-glükózidáz aktivitás és a talaj szervesanyag-tartalma közti kapcsolat

Az általunk mért változók közül az enzimaktivitással a legerősebb kapcsolatot a talaj szén-tartalmával tapasztaltuk (35. és 36. ábra). Ez a kapcsolat a glükózidáz ($R^2=0,66$) esetében jóval erősebb volt, mint a foszfatáznál ($R^2=0,38$). Hasonló eredményt kaptak mezőgazdasági területen végzett kísérletek esetében, ahol a plusz szervesanyag inputot szalma és trágya jelentette, a glükózidáz és galaktozidáz aktivitás szoros korrelációt mutatott a talaj teljes szén-tartalmával (Bandick & Dick, 1999). Az általunk mért talajenzimek aktivitását alapvetően a talaj kémhatása, szervesanyag- és szén-tartalma határozza meg.



35. ábra A foszfatáz aktivitás és a talaj szén tartalma közti kapcsolat



36. ábra A β-glükózidáz aktivitás és a talaj szén tartalma közti kapcsolat

6. Összefoglalás

A Síkfőkút DIRT Project kutatási program keretében azt vizsgáljuk, hogy a melegebb és szárazabb erdőklíma hatására hogyan változik a talajra jutó avar mennyisége és minősége, az avarbomlás sebessége, és ennek milyen következményei lesznek a talaj fizikai, kémiai állapotára és a talajban lejátszódó biológiai folyamatokra. A kérdések tanulmányozásához hosszútávú avarmanipulációs terepkísérletet alkalmaztunk. A különböző avarkezelésű parcellák alapítása utáni első nyolc évben a talaj elemtartalmára és a talajenzimek (foszfatáz, β -glükózidáz, proteáz) aktivitására vonatkozóan a következő eredményeket kaptuk:

Méréseink alapján megállapítható, hogy az avarmegvonásnak a talaj széntartalmára nagyobb hatása van, mint az avar hozzáadásnak, mivel a talaj széntartalma az avarrelvonásos kezelések hatására mindkét talajmélységben a kontrollhoz viszonyítva csökken, míg az avarduplázásos kezelések hatására csak a 0-5 cm-es talajmélységben nőtt. Az alsóbb rétegekben való felhalmozódás az avarduplázás hatására az első nyolc évben még nem mutatható ki. A bekerült többlet avar csak a felső réteg széntartalmának növekedését eredményezte.

Kimutattuk, hogy a talaj szerves-N tartalma az avarmegvonásos kezelések hatására mindkét talajmélységben csökkent, a 5-15 cm-es mélységben mindhárom avarrelvonásos kezelés esetében (NI, NGY, NA) szignifikánsan. A megduplázott avarkezelések hatására a talaj 0-5 cm-es rétegében a szerves-N tartalom csak a Dupla Avar kezelés esetében nőtt, míg az 5-15 cm-es rétegben csökkenés figyelhető meg.

A kezelések hatása az összes-N tartalomra csak a felső 0-5 cm-es rétegben mutatható ki, de itt is csak a Nincs Avar kezelés különbözik szignifikánsan a kontrolltól. Az alsóbb rétegben nincs különbség a különböző kezelésű parcellák között.

A talaj felső 0-5 cm-es rétege kezelésektől függetlenül lényegesen nagyobb mennyiségű foszfort tartalmaz, mint az alatta lévő 5-15-cm-es talajréteg. Megállapítottuk, hogy az avarrelvonásos kezelések hatására a talaj foszfortartalma mindkét talajmélységben növekedett, míg az avar megduplázó kezeléseknél nem figyelhető meg változás a kontrollhoz viszonyítva.

A talaj Ca^{2+} és Mg^{2+} -tartalma az avarrelvonásos kezelések hatására a talaj mindkét vizsgált mélységben a kontrollhoz viszonyítva csökkent, a csökkenés a 0-5 cm-es talajmélységben az avarmegvonásos kezelések esetében szignifikáns volt. A duplázásos avarkezelések hatására nőtt a talaj Ca^{2+} -tartalma a 0-5 cm-es talajmélységben, az 5-15 cm-es talajmélységben növekedés nem mutatható ki.

Méréseink alapján megállapítottuk, hogy a csökkenő avarbevitel a talaj pH-ját csökkenti. A Dupla Avar és az avarmegvonásos kezelések talajának pH-ja szignifikánsan eltér egymástól.

Bizonyítottuk, hogy az avarbomlás során keletkező savas intermediereket, humuszanyagokat, a csökkenő avarinputtal járó csökkent Ca^{2+} - és Mg^{2+} -bevitel nem képes pufferolni. Ezzel szemben a Dupla Avar kezelésnél a talaj pH-ja növekedett, ami a nagyobb Ca^{2+} - és Mg^{2+} -bevitelnek, a nagyobb pufferkapacitásnak köszönhető. A talaj pH-ja és a talaj Ca^{2+} - és Mg^{2+} -tartalma között szoros, pozitív korreláció mutatunk ki.

Eredményeink alapján megállapítható, hogyha a klímaváltozás hatására csökkenne az avarprodukciónak, akkor ez hosszabb távon a talaj Ca^{2+} -tartalmának a csökkenését eredményezné, ami károsan hatna a talaj pufferkapacitására, ami a talaj savasodását eredményezné.

A különböző avarkezelések hatására a talaj foszfatáz aktivitása megváltozott. A Nincs Gyökér és Nincs Input parcellák kezdeti magas enzimaktivitása a beállítás utáni harmadik évben lecsökkent. A negyedik évtől kezdve pedig az összes avarmegvonásos parcella foszfatáz aktivitása szignifikánsan különbözik a Kontrolltól. Ezzel ellentétben az avarduplázásos kezelések (Dupla Avar, Dupla Fa) foszfatáz aktivitása általában szignifikánsan nem különbözik a Kontrolltól.

A különböző kezelésű parcellák talajának β -glükózidáz enzimaktivitása a kísérlet beállítását követő másfél évben nem mutatott szignifikáns különbséget. Majd a cserjeírtott parcellák enzimaktivitásának csökkenése következett be, mely alapján megállapítható, hogy a foszfatázhoz hasonlóan, a β -glükózidáz aktivitásának kialakításában, szintén jelentős szerepet játszanak a talajban lévő gyökerek és rizoszférájuk. A 2004-es év második felétől kezdve az avarmegvonásos kezelések szignifikánsan elkülönülnek az avarduplázásos kezelésektől és a Kontrolltól. A Dupla Avar, a Dupla Fa és a Kontroll enzimaktivitásai nem különböznek jelentősen egymástól.

A talaj foszfatáz és β -glükózidáz aktivitásának tanulmányozása során megállapítható, hogy a gyökereknek és rizoszférájuknak nagy jelentősége van ezen enzimek aktivitásának kialakításában, és ezek kiesése hosszútávon jelentősebben visszaveti aktivitásukat.

A proteáz esetében a kezelések beállítása utáni ötödik évre lecsökkent az avarmegvonásos kezelések aktivitása. A legalacsonyabb aktivitásúak a Nincs Avar parcellák voltak, majd a Nincs Input és a Nincs Gyökér következett. Ez alapján megállapítható, hogy a gyökerek kizárásának nem volt olyan jelentős szerepe, mint az avar megvonásnak, szemben a másik két enzimmel, hiszen nem a gyökértelenített parcellák aktivitása a legalacsonyabb. A Kontroll, Dupla Avar és Dupla Fa proteáz aktivitása szignifikánsan nem különbözik egymástól. A három kezelés közül a Dupla

Avarnak volt a legnagyobb az aktivitása, mely az avar jelentősebb szerepére hívja fel a figyelmet. A három enzim vizsgálata alapján kijelenthető, hogy a lomb- és faavar mennyiségének csökkentése jelentősebb hatást gyakorol a talajra, mint ezek hozzáadása.

Korreláció vizsgálattal kimutattuk, hogy a Síkfőkúti erdő viszonyai között nincs szignifikáns kapcsolat az általunk mért enzimek aktivitása és a talajhőmérséklet, a talajnedvesség, a talajlégzés és a talaj baktérium száma között. Ezzel ellentétben pozitív korrelációt mutattunk ki az enzimek aktivitása és a mikrobiális biomassza szén tartalma, a talaj pH-ja, a talaj szervesanyag-tartalma és a talaj széntartalma között. Ezek közül a széntartalommal mutatták a legerősebb kapcsolatot, tehát alapvetően ez a tényező, mely legjobban befolyásolja az enzimek aktivitását.

Eredményeinkkel reméljük, hogy hozzájárultunk a talajban lejátszódó folyamatok jobb megismeréséhez, a klímaváltozás erdő talajra gyakorolt hatásainak feltárásához.

7. Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet szeretném kifejezni témavezetőimnek, Dr. Tóth János Attila, egyetemi docensnek, és Dr. Tóthmérész Béla, egyetemi tanárnak, akik szakmai hozzáértésük révén és emberileg nagyon sok segítséget nyújtottak munkámban.

Külön köszönettel tartozom Dr. Kotroczó Zsoltnak értékes szakmai tanácsaiért, a szerkesztésben nyújtott segítségével. Köszönöm Koncz Csabánénak (Mucinak) a vizsgálatok során nyújtott terepi és laboratóriumi segítségét. Továbbá köszönettel tartozom Dr. Nagy Péter Tamásnak, hogy segített az elemtartalom műszeres mérésekben.

A teljesség igénye nélkül köszönöm az alábbiakban felsorolt kollégáknak és barátoknak a terepi- és a labormunkák során nyújtott segítségét: Koncz Gábor, Veres Zsuzsa, Kovács Zsófia Eszter, Lukács József, Agócs József, Nánásy Tibor, Soltész Emese, Nagy Ágnes, Szijjártó Zsuzsanna,.

Köszönet illeti a nemzetközi kutatóhálózat tagjait, akik a DIRT project alapításánál, a parcellák telepítésénél, valamint a módszerek beállításánál, betanításánál tevékenyen részt vettek síkfőkúti látogatásuk alkalmával: Dr. Kate Lajtha, Dr. Richard D. Bowden, Dr. Bruce Caldwell, Dr. Kristin Vanderbilt, Dr. Knute Nadelhoffer, Dr. Jacqueline A. Aitkenhead-Peterson.

Végül, de nem utolsó sorban szeretném megköszönni Családomnak, hogy végig mellettem álltak és támogattak a munkám során!

8. Summary

8.1. Introduction

'Síkfőkút Project' was established by Pál Jakucs, in 1972, within the scope of Man and Biosphere programme. The aim of the project is to study of a typical climazonal Turkey oak-forest (*Quercetum petraeae-cerris*) of Hungary (Jakucs, 1973). Climate of the forest become warmer and dryer in the last three decades (Antal et al., 1997). There are significant changes in the species composition and structure of the Turkey oak forest (Tóthmérész, 2001; Kotroczó et al., 2007). This led to modified qualitative and quantitative composition of leaf litter production (Tóth et al., 2007) which also influences the physical, chemical and biological properties of the soil.

Effects of changing leaf litter production on the soil are examined as a part of ILTER (International Long-Term Ecological Research) DIRT (Detritus Input and Removal Treatment) intercontinental project. This is a research cooperation between the USA and Hungary, established in 2000. Basic concept of the project was developed in the Wisconsin University in 1957 to study their local grass-covered areas and forest ecosystems in the long term (Neilson & Hole, 1963). The main purpose of DIRT Project is to examine the long-term effects of qualitative and quantitative changes of litter production on the physical and chemical properties, as well as on dynamics and accumulation of organic matters in the soil under different climatic conditions (Nadelhoffer et al., 2004). Presently, there are four American (Harvard Forest, Bousson Forest, H.J. Andrews Forest, Michigan Forest) and two European (University of Bayreuth, Síkfőkút DIRT Project) DIRT research sites.

During the field experiments in the Turkey oak forest of Síkfőkút, there were litter manipulation through permanent artificial modifications (increasing or decreasing) of the quality and quantity of litter in the soil of experimental parcels. These processes consequently indicate the effects of decreasing or increasing litter production on the soil.

Síkfőkút DIRT project deals with the following questions:

- What changes can be observed in the quality and composition of litter production in Síkfőkút forest, considering long-term researches?
- How does different litter inputs modify
- humidity and temperature of the soil?
- element content (C, N, P, S, K, Ca and Mg) and pH value of the soil?
- organic matter composition (SOM) and C:N:S ratio of the soil?

- number of bacteria and fungi and biomass of soil-microorganisms?
- activity of soil enzymes?
- the ratio of soil respiration (CO₂-emission) and components of respiration?
- What sort of relations can be observed among the measured parameters?

During the reseaches of the DIRT project my topic was the long-term examination of element content, pH value of the soil and enzyme activities. My dissertation deals with these subject matters.

8.2. Materials and Methods

8.2.1.Site description

The model area is north-eastwards from Eger, about 6 km away from the town, in the southern, hilly part of the Bükk mountain, which belongs to the Northern Hungarian Mountain Range (In Hungarian: Északi-középhegység). Geographic coordinates of Síkfőkút Project are 47°90' North Latitude and 20°46' East Longitude. Height above the sea level is 320-340 metres. Soil type of the Turkey oak stand is brown forest soil with clay (Stefanovits, 1985), while according to FAO soil classification system it is classified as Cambisol (IUSS WRB, 2006; Fekete et al., 2007).

8.2.2.Experimental plots

Síkfőkút DIRT parcels was constructed according to the research protocol of USA ILTER DIRT Project. There are six types of treatments in the open field experiments of litter manipulation, which have been planned to continue for decades (Table 1). In November 2000, three collateral parcels were established for each treatment. Thus 18 parcels were constructed, the size of which were 7×7 m.

Table 1. Treatments of DIRT parcels

Name of treatment	Description
Control (C)	Normal litter input
No Litter (NL)	Aboveground leaf litter input is eliminated from the parcel. Removal of leaf litter is carried out by raking.
Double Litter (DL)	Aboveground leaf litter is doubled with the amount of leaf litter which was eliminated through 'No Litter' treatment.
Double Wood (DW)	Aboveground wood input is doubled by addition of branch fragments.
No Roots (NR)	Belowground litter input (i.e. growth of roots) is eliminated from the parcel. The parcel was surrounded with a ditch. In the ditch a 'root-resistant' plastic lamella was put which prevent the roots from growing into the parcel. Vegetation of the parcel is continuously eliminated by herbicide treatment.
No Input (NI)	Aboveground and belowground litter input are eliminated as well. Elimination of the aboveground leaf litter input is carried out as in case of 'No Litter' treatment, while removal of belowground litter is carried out according to 'No Roots' treatment.

8.2.3. Laboratory Methods

To measure pH, and nutrient element contents of the soil of parcels, samples were collected on 9 December 2008, eight years after the beginning of the experiment. On each parcels, approximately 100-100 grams of soil were collected from two soil depth (0-5 cm and 5-15 cm) with Oakfield Soil Sampling Tools.

For the preparation of soil extract two dissolvent were used: (i) ammonium lactate (AL) – for extraction of soluble and easily replaceable nutrient element content (MSZ 20135/1999); and (ii) calcium chloride (0.01 CaCl_2) – for extraction of easily soluble nutrient element content (Houba et al., 1990). For the preparation of soil extract, 100 ml of ammonium lactate and 50 ml of calcium chloride were added to 5 g of the prepared (milled, sifted and air-dried) soil samples. After it, soil suspensions were shaken with rotating shaking machines for 2 hours and then the samples were filtered.

Ca^{2+} and Mg^{2+} contents were measured with atomic absorption method (AAS), by SpectrAA-20 Plus spectrophotometer. Phosphorous content of the soil was measured photometrically with phospho molibdovanadate method, using Metertech VIS SP-850 Plus spectrophotometer. Nitrogen forms were measured photometrically in continuous flow analyzer (CFA) using SKALAR SA 2000 photometer. Carbon content of the soil was determined with dry burning method, using VARIO EL CNS element analyzer. Measurement of pH value was carried out with THERMO

standard glass electrode from diluted soil suspension and from soil suspensions containing calcium chloride.

During Síkfőkút DIRT Project, the soil enzyme activities were measured according to the methods of USA ILTER DIRT Project. Phosphatase, β -glucosidase and protease activities of the soil were determined by photometric method which was based on artificial decomposition of substrates (Sinsabaugh et al., 1999; Ladd & Butler, 1972). In case of phosphatase and β -glucosidase, soil enzyme examinations were carried out generally in every third month in the vegetation periods from 2001 to 2006. (This means totally 17 examinations.) Protease was measured in 5 cases between 2005 and 2006. Soil samples were taken from the upper 0-15 cm thick layer of the soil.

One-way analysis of variance (ANOVA) and correlation analysis were used during the statistical analyses.

8.3. Results

8.3.1. Effects of litter treatments on the element composition of soil

The effect of litter withdrawal on the carbon content of soil was larger than the effects of double litter input. In comparison with the control sample, carbon content of the soil decreased by leaf litter withdrawal in both two soil depth while 'Double Litter' treatments caused increased carbon content only in the depth of 0-5 cm. In the deeper soil layers (5-15 cm) 'Double Litter' treatment not caused carbon accumulation during the first 8 years of study. Only the carbon content of the upper soil layer increased by the surplus litter input.

We pointed out that organic nitrogen content of the soil decreased in both soil depths under the influence of litter withdrawal. In case of the depth of 5-15 cm, all three litter withdrawal treatments (NI, NR, NL) caused significant decrease in N content. Under the influence of doubled litter treatments, only 'Double Litter' treatment increased the organic N content of the upper 0-5 cm thick soil layer, while decreasing concentrations could be detected in the depth of 5-15 cm.

The effects of treatments on the total nitrogen content could be detected only in the upper 0-5 cm thick soil layer, however only the 'No Litter' treatment was significantly different from the control sample. Considering the lower soil layers, there are not significant differences among the parcels, which had been under various treatments.

Independently from the treatments, the upper 0-5 cm thick soil layer contained significantly larger amounts of phosphorous than the lower layer at depth of 5-15 cm. Phosphorous content of the soil increased in both soil

depths under the influence of litter withdrawal, while treatments with double amount of litter did not cause differences compared to the control sample.

Ca^{2+} and Mg^{2+} content of the soil was lower than that of control samples in case of litter withdrawal both in 0-5 cm and 5-15 cm soil depths,. In case of litter withdrawals, significant decrease could be observed in the depth of 0-5 cm. 'Double Litter' treatments increased the Ca^{2+} and Mg^{2+} content of the soil in the depth of 0-5cm while there is no increase in the depth of 5-15 cm.

8.3.2. Effects of litter treatments on the pH of the soil

According to our measurements, declining litter inputs (NL, NI) decrease the pH of the soil, while increasing leaf litter input (DL) had the opposite effect. The pH of the soils of 'Double Litter' treatment and litter withdrawals were significantly different from each other.

We demonstrated that decreased Ca^{2+} and Mg^{2+} input was not able to buffer the acidic intermediates and humic substances which derive from the decomposition of litter. Contrary, 'Double Litter' treatment increased the pH value of the soil as a consequence of higher Ca^{2+} and Mg^{2+} input and higher buffer capacity. Strong positive correlation was found between the pH value and the Ca^{2+} and Mg^{2+} content of the soil.

Our results suggest that if the leaf litter production decreased under the influence of climatic changes, the Ca^{2+} and Mg^{2+} content of the soil would increase and the soil would become more acidic in a long-term period.

8.3.3. Effects of litter treatments on the enzyme activity of the soil

We found that litter treatments significantly influence the activity of soil enzymes. The initially higher activities of 'No Roots' and 'No Input' parcels were presumably a consequence of the construction of parcels. During the parcel construction shrubs were removed and large amount of roots remained in the soil. Degradation of roots serves as nutrient source for microbes, so microorganisms can propagate and their enzyme emission can increase. Besides, enzyme activity can be also increased by those enzymes which are released from disintegrating cells of roots and micorrhiza. In addition, humidity of parcels increased as evapotranspiration stopped and parcels were surrounded by ditches which could increase microbial activity. After the decomposition of the remaining parts of roots and micorrhiza, the initial high enzyme activity of 'No Roots' and 'No Input' parcels decreased in three years after the construction. From the fourth year, significantly decreased phosphatase activities could be observed in case of all parcels which had been under litter withdrawal treatment (NL, NR, NI) as compared to the control sample. Contrary, there were not significant differences

between phosphatase activities of doubled leaf litter treatments (DL, DW) and control samples.

Under the influence of different treatments, β -glucosidase enzyme activities in the soil of parcels were not significantly different from each other after the first one and a half year of the examination. Thereafter, enzyme activity decreased on the parcels from which shrubs had been removed (NR, NI). Similarly to phosphatase, β -glucosidase activity was also influenced by roots and their rhizospheres in the soil. From the second half of 2004, litter withdrawal (NL, NR, NI) significantly decreased the β -glucosidase activity in comparison with the control sample and with the doubled litter inputs. Enzyme activities of 'Double Litter', 'Double Wood' and Control were not significantly different from each other. Roots and their rhizospheres play significant roles in the development of phosphatase and β -glucosidase activities; and elimination of these factors significantly hinder the activity of these enzymes in a long-term period.

In case of protease, litter withdrawal led to decreased activities in the fifth year of examination and enzyme activity followed forthcoming tendency: $NA < NI < NGY$. This leads to the consequence that root elimination had lower impact than litter withdrawal, in contradiction to the two other enzymes, since activity was the lowest on those parcels from which roots had not been removed. Protease activities of Control, 'Double Litter' and 'Double Wood' treatments were not significantly differ from each other. The activity was the highest for the 'Double Litter' treatment, which calls our attention to the importance of litter.

Correlation analysis did not show significant differences between the activities of the studied enzymes and the temperature, humidity and number of bacteria in the soil under the circumstances of Síkfölkút forest. Contrary, there was positive correlation between the enzyme activities and the carbon content of microbial biomass, pH, organic matter and carbon content of the soil. From these, carbon content showed the strongest correlation. Thus, this factor has the most influence on enzyme activities. Our result suggest that the examination of the three enzymes that reducing of the amount of litter has larger effects on the soil than the increased litter input.

We found that decreased leaf litter production of the forest under the influence of climatic changes leads to worsen the soil heat balance and increasing fluctuations in temperature in the soil. As a consequence of the decreased amount of leaf litter, fewer Ca^{2+} and Mg^{2+} get to the soil which leads to acidification of soil pH. In addition, carbon, nitrogen and organic matter content of the soil also decrease which limits the metabolism of microorganisms and consequently, leads to decreased activities of soil respiration and soil enzymes (phosphatase, β -glucosidase and protease).

9. Irodalom

- Anderson, G. 1975: In: Gieseking, J. E. (ed.): Soil Components. 1. Organic Components. Springer, New York. p. 305.
- Antal E., Justyák J., Tar K. (1995): A talaj nedvességének alakulása a síkfőkúti cseres-tölgyes erdőtársulásban. Erdő és Klíma. Debrecen. 106-117.
- Antal E., Berki I., Justyák J., Kiss Gy., Tar K., Vig P. (1997): a síkfőkúti erdőtársulás hő- és vízháztartási viszonyainak vizsgálata az erdőpusztulás és az éghajlatváltozás tükrében. Debrecen, 83 p.
- Aoki, K., Miyamoto, K., Murakami, S., Shinke, R. (1995): Anaerobic synthesis of extracellular proteases by the soil bacterium *Bacillus* sp. AM-23: Purification and characterization of the enzymes. Soil Biology and Biochemistry. **27**: 1377-1382.
- Ács F., Breuer H., Tarczay K., Drucza M. (2005): A talaj és az éghajlat közötti kapcsolat modellezése. Agrokémia és Talajtan **54**: 257–274.
- Badiane, N.N.Y., Chotte, J.L., Pate, E., Masse, D., Rouland, C. (2001): Use of soil enzymes to monitor soil quality in natural and improved fallows in semi-arid tropical regions. Applied Soil Ecology **18**: 229–238.
- Bandick, A.K., Dick, R.P. (1999): Field management effect on soil enzyme activities. Soil Biology and Biochemistry **31**: 1471–1479.
- Barman, T. E. (1969): Enzyme Handbook. 2. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.
- Bartlett E.M., Lewis D.H. (1973): Surface phosphatase activity of mycorrhizal roots of beech. Soil Biology and Biochemistry. **5**: 249-257.
- Bartholy L., Pongrácz R., Torma Cs. (2010): A Kárpát-medencében 2021-2050-re várható regionális éghajlatváltozás RegCM-szimulációk alapján. In: Csete L. (szerk): „Klíma-21” Füzetek. **60**: 3-13.
- Bergstrom, D.W., Monreal, C.M. (1998): Increased soil enzyme activities under two row crops. Soil Science Society of America Journal **62**: 1295–1301.
- Berki, I. (1991): Eichensterben in Nordungarn. Die Rolle des Nährstoffmangels. Allgemeine Forstzeitschrift **46**: 74–78.
- Berki I., Móricz N., Rasztovits E., Vig P. (2007): A bükk szárazság tolerancia határának meghatározása. In: Mátyás Cs., Vig P. (szerk.): Erdő és klíma V., NYME Sopron, 213-228.
- Bonmati, M., Ceccanti, B., Nannipieri, P., Valero, J. (2009): Characterization of humus-protease complexes extracted from soil. Soil Biology and Biochemistry **41**: 1199–1209.
- Borhidi A. (1987): Az erdőpusztulás nitrogénmodellje és a tölgypusztulás taxonómiai vonatkozásai. Erdészeti kutatások **79**: 237–240.
- Bowden, R.D., Nagel, L., Kotrocó Zs., Krakomperger Zs., Papp M. and Tóth J.A. (2006): Long-term change in vegetation composition and biomass in a Central European oak forest at the Síkfőkút International Long-Term Ecological Research (ILTER) Site, Hungary. Mid-Atlantic Ecology Conference. Ecology in the Field. New Jersey School of Conservation. Branchville, New Jersey, April 8-9 2006. Mid-Atlantic Chapter of the Ecological Society of America (MAESA) 2-3.

- Bozó L., Horváth L., Láng I., Vári A. (2010): Köztisztületi Stratégiai Programok – Környezeti Jövőkép, Környezet- és klímabiztonság. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest. 10-15.
- Burns, R.G. (1982): Enzyme activity in soil: Location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biology and Biochemistry*. **14**: 423-427.
- Campbell, R. (1977): Microbial Ecology. In: Wilkinson, J.F. (ed.): *Basic Microbiology*. Morrison and Gibb Ltd., London. 57-78.
- Chunderova, A.N. (1970): Enzyme activity and pH of soil. *Soviet Soil Sci.* **3**: 308-314
- Crow, S.E., Sulzman, E.W., Rugh, W.D., Bowden, R.D., Lajtha, K. (2006): Isotopic analysis of respired CO₂ during decomposition of separated soil organic matter pools. *Soil Biology and Biochemistry*. **38**: 3279-3291.
- Csóka Gy., Koltay A., Hirka A., Janik G. (2007): Az aszályosság hatása kocsánytalan tölgyeseink és bükköseink egészségi állapotára. In: Mátyás Cs., Vig P. (szerk.): *Erdő és Klíma V.* 229-239.
- Davidson, E. A., Janssens, I.A. (2006): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* **440**: 165-173.
- Dick, R.P. (1984): Influence of long-term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities. *Soil Science Society of America Journal* **48**: 569–574.
- Dick R.P. (1994): Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.) *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Madison. 107-124.
- Dick, W.A., Chenga, L., Wang, P. (2000): Soil acid and alkaline phosphatase activity as pH adjustment indicators. *Soil Biology and Biochemistry* **32**: 1915–1919.
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A. (1988): Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology and Biochemistry* **20**: 601-606.
- Fekete I. (2009): Avarkezelések hatása a síkfőkúti DIRT parcellák talajainak mikrobiális aktivitására és szerves anyag tartalmára. Doktori értekezés. 48-54.
- Fekete, I., Varga, Cs., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Tóth, J. A. (2007): The effect of temperature and moisture on enzyme activity in Síkfőkút Site. *Cereal Research Communications* **35**: 381-385.
- Fu J.H., Li F.L., Liu C.Q., Fan G.N. (1998): Preliminary approach of the effect of soil management on soil enzyme activities in red soil of young orchard. *Jour. Of Fujian Academy of Agricultural Science*. **13**: 23-28.
- Gavrilova A.N., Savchenko V.F., Shymko N.A. (1974): Forms of phosphorus and the phosphatase activity of the principal soil types in the BSSR Trans. 10 th Int. Congr. Soil Sci. 4, 281-288.
- Gálos B., Lorenz, P., Jacob, D. (2007): Klímaváltozás – szélsőségesebbé válnak száraz nyaraink a 21. században? In: Mátyás Cs., Vig P. (szerk.): *Erdő és Klíma V.* 57-67.
- Geisseler, D., Horwath, W.R. (2008): Regulation of extracellular protease activity in soil in response to different sources and concentrations of nitrogen and carbon. *Soil Biology and Biochemistry* **40**: 3040–3048.
- Gregorich E.G., Carter M.R., Angers D.A., Monreal C.M., Ellert B.H. (1994): Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* **74**: 367-385.
- Harrison A.F., Pearce T. (1979): Seasonal variation of phosphatase activity in woodland soils. *Soil Biology and Biochemistry*. **11**: 405-410

- Hayden, B. P. (1998): Ecosystem feedbacks on climate at the land-landscape scale. *Philos. Trans. R. Soc. London. Ser. B.* **353**: 5–18.
- Hevesi A. (1985): Geomorphology, geological structure. *In: Jakucs (ed.): Ecology of an oak forest in Hungary. Results of „Síkfőkút Project”* 1. Akadémiai Kiadó, Budapest. 15-16.
- Hoffmann G. (1968): A photometric method for the determination of the phosphatase activity in soils. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd.* **118**: 161-162.
- Horváth, L., Führer, E., Lajtha, K. (2005): Nitric oxide and nitrous oxide emission from Hungarian forests: link with atmospheric N deposition. *Biogeosciences Discussions* **2**: 703-723.
- Houba, V.J.G., Novozamsky, L., Lexmond, T.M., van der Lee, J.J. (1990): Applicability of 0,01 M CaCl₂ as a single extraction solution for the assessment of the nutrient status of soils and other diagnostic purposes. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **21**: 2281-2290.
- Igmándy Z. (1985): A kocsánytalan tölgy pusztulása Magyarországon. *Magyar Tudomány* **30**: 456–459.
- Igmándy Z., Béky A., Pagony H., Szontágh P., Varga F. (1986): A kocsánytalan tölgypusztulás helyzete hazánkban 1985-ben. *Az Erdő* **35**: 255-259.
- IUSS Working Group WRB. (2006): World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. *World Soil Resources Reports No. 103*. FAO, Rome.
- Jakucs E. (1999): A mikológia alapjai. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest. 142-145.
- Jakucs P. (1973): „Síkfőkút Project”. Egy tölgyes ökoszisztéma környezetbiológiai kutatása a bioszféra-program keretén belül. *MTA Biol. Oszt. Közl.* **16**: 11-25.
- Jakucs P. (1985): Aims and preparation of research. . *In: Jakucs P. (ed.) Ecology of an Oak Forest in Hungary. Result of "Síkfőkút Project"*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Jakucs P. (1990): A magyarországi erdőpusztulás ökológiai megközelítése. *Fizikai Szemle* **8**: 225-230.
- Jan, M.T., Roberts, P., Tonheim, S.K., Jones, D.L. (2009): Protein breakdown represents a major bottleneck in nitrogen cycling in grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry* **41**: 2272-2282.
- Járó Z., Führer E. (1987): A környezeti változások és a tölgypusztulás. *Erdészeti lapok* **36**: 319-321.
- Jones, D.L., Hodge, A. (1999): Biodegradation kinetics and sorption reactions of three differently charged amino acids in soil and their effects on plant organic nitrogen availability. *Soil Biology and Biochemistry* **31**: 1331–1342.
- Justyák J. (1995a): Mikroklimatológiai vizsgálatok főbb eredményei cseres tölgyes társulásban. *Erdő és Klíma*. Debrecen, 28-37.
- Justyák J. (1995b): A Síkfőkúti erdő tényleges evapotranspirációja. – Berényi Dénes professzor születésének 95. évfordulója tiszteletére rendezett tudományos emlékülés előadásai. Debrecen. 34-49.
- Kalisz, H.M., (1988): Microbial proteinases. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology* **36**: 1–65.
- Kárász I. (2001): A síkfőkúti erdő cserjeszintjének strukturális változásai. *In: Borhidi A., Botta-Dukát Z. (szerk): Ökológia az ezredfordulón I., MTA, Budapest.* 213-221.

- Kárász I., Szabó E., Korcsog R. (1987): A síkfőkúti tölgyes cserjeszintjének strukturális változásai 1972 és 1983 között. I. Egyedszám, sűrűség, diverzitás, borítás és a méretek változása. *Acta Acad. Paed. Agr.* **18**: 51-80.
- Kátai J., Veres E. (2001): Some physical, chemical, and microbial features grasslands and the rhizosphere effects of grasses. *Analele Universitii din Oradea.* VII. 45-54.
- King, K.W., Vessal, M.I. (1969): Enzymes of the Cellulase Complex. In: Gould, R. F. (ed.): *Cellulase and Their Applications 1.* American Chemical Society, Washington.
- Kiss Gy. (1995a): A talajnedvesség-tartalom időbeli változása a debreceni Nagyerdőben és a Síkfőkút Projecten. *Erdő és Klíma.* Debrecen. 118-125.
- Kiss Gy. (1995b): A csapadék a légnedvesség és a hőmérséklet tendenciái Debrecenben és Síkfőkúton. – Berényi Dénes professzor születésének 95. évfordulója tiszteletére rendezett tudományos emlékülés előadásai. Debrecen. 136-143.
- Kiss Gy., Berki I. (1996): Study on time series of some climatological elements of the Síkfőkút Project. *Carpathian Meteorology*, Visegrád (Hungary), Budapest, 177-182.
- Koncz G., Papp M., Matus G., Török P., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Tóth J.A. (2008): Egy észak-magyarországi cseres-tölgyes erdő magkészlete és struktúrájának változása 1973 óta. *Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében VIII.* Gödöllő, *Kitaibelia* **13**: 112.
- Kotroczó Zs. (2009): Erdőtalaj szén-dioxid kibocsátása és szerves anyag dinamikája avarmanipulációs kísérletekben. *Doktori értekezés.* 45-53.
- Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Koncz G., Papp M., R.D. Bowden, Tóth J.A. (2005): Egy cseres-tölgyes erdő fafaj összetételének és struktúrájának hosszú-távú változása (Síkfőkút Project). III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia (MTBK) "Az élőhelyek védelmében" Eger, 2005. november 3-6. 142 p.
- Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Koncz G., Papp M., R.D. Bowden, Tóth J.A. (2007): A Síkfőkúti cseres-tölgyes fafaj összetételének és struktúrájának hosszú-távú változása. *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 93-100.
- Kotroczó, Zs., Fekete, I., Tóth, J.A., Tóthmérész, B., Balázs, S. (2008a): Effect of leaf- and root-litter manipulation for carbon-dioxide efflux in forest soil. *Cereal Research Communications* **36**: 663-666.
- Kotroczó Zs., L. Halász J., Krakomperger Zs., Fekete I., D. Tóth M., Vincze Gy., Varga Cs., Balázs S., Tóth J. A. (2008b): Erdőtalaj szerves-anyag mennyiségének változása avarmanipulációs kísérletek hatására (Síkfőkút Project). *Talajvédelem* Különszám: 431-440.
- Ladd, J.N., Butler, J.H.A. (1972): Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biology and Biochemistry* **4**: 19-30.
- Ladd, J.N., Paul, E.A. (1973): Changes in enzymic activity and distribution of acid-soluble, amino acid-nitrogen in soil during nitrogen immobilization and mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* **5**: 825-840.
- Lähdesmäki, P., Piispanen, R. (1992): Soil enzymology: Role of protective colloid systems in the preservation of exoenzyme activities in soil. *Soil Biology and Biochemistry* **24**: 1173-1177.
- Lynch, J. M. (1983): *Soil Biotechnology, Microbiological Factors in Crop Productivity*, Blackwell Sci. Pub, London.
- Magyar Közlöny (2007): A Szőlőskei-erdő természetvédelmi terület védettségének fenntartásáról. 144/2007 (XII.27.) KvVM rendelet. 15342 p.

- Marosi S., Somogyi S. (1990): Magyarország kistájainak katasztere II. kötet, MTA FKI., Budapest
- Mátyás Cs. (2004): A természetes növénytakaró, az erdő klímaérzékenysége. *Természet Világa*, II. különszám, 70-73.
- Mátyás Cs., Nagy L., Ujváriné J. É. (2007): Klimatikus stressz és a fafajok genetikai válaszreakciója az elterjedés szárazsági határán: elemzés és előrejelzés. In: Mátyás Cs., Vig P. (szerk.): *Erdő és Klíma V.* 241-255.
- Mázsa K., Kotrocó Zs., Horváth F., Aszalós R., R. D. Bowden, Bölöni J., Krakomperger Zs., Papp M. és Tóth J. A. (2007): A tölgypusztulás hosszútávú következményei a Síkfőkút Projekt és a Vár-hegy erdőrezervátum faállomány-szerkezetében. In: Lakatos F., Varga D. (szerk.): *Erdészeti, Környezettudományi, Természetvédelmi és Vadgazdálkodási Tudományos Konferencia (EKT-V-TK) 2007. december 11. Sopron*, 122-123.
- Mészáros I. (1984): A talaj, a gyökér és a levél összehasonlító kémiai elemzése. *Az Erdő* **33**: 367-370.
- Mika J. (2000): Hazai éghajlati forgatókönyvek. III. Erdő és Klímakonferencia, Debrecen, június 7-9. 9-23.
- Mika J. (2004): Globális klímamodellek. *A Természet Világa*, II. különszám, 33-36.
- Misik T., Kárász I. (2008): A Síkfőkúti cseres-tölgyes erdő cserjeszintjének fiziognómiai struktúra változásai a klímaváltozás tükrében. *A Magyar Biológiai Társaság XXVII. Vándorgyűlése*, 2008. szeptember 25-26. 153-157.
- Nadelhoffer, K., Boone, R., Bowden, R. D., Canary, J., Kaye, J., Micks, P., Ricca, A., McDowell, W., Aitkenhead, J. (2004): The DIRT experiment. In: Foster, D. R., Aber, D. J. (eds) *Forests in Time*. Yale Univ. Press, Michigan.
- Nagy L. (1980): Kurzweilige Strahlungsbilanz des Eichenwaldes von Síkfőkút. (Short-wave radiationbalance in the sessile and turkey oak forest of Síkfőkút.) – *Acta Biol. Debrecina* **17**: 29-40.
- Nagy L. (1982): Kurzweilige Strahlungsinterzeption des Eichenwaldes bei Síkfőkút. In: Unger, K., Schuh, J. (eds): *Umwelt-Stress*. Martin Luther-Univ. Halle-Wittenberg., Wissenschaftliche Beitr. **35**: 298-302.
- Nagy L. (1985a): Climate of Bükkalja. In: Jakucs P. (ed.): *Ecology of an oak forest in Hungary. Results of „Síkfőkút Project” I.* - Akadémiai Kiadó, Budapest. 19-32.
- Nagy L. (1985b): Weather conditions in the sample area during the research period. In: Jakucs P. (ed.): *Ecology of an oak forest in Hungary Results of „Síkfőkút Project” I.* Akadémiai Kiadó, Budapest, 58-103.
- Nagy P.T. (2000): Égetéses elven működő elemanalizátor alkalmazhatósága talaj- és növényvizsgálatokban. *Agrokémia és Talajtan* **49**: 521-534.
- Nannipieri P., Pedrazzini F., Arca P.G., Piovaneli (1979): Changes in amino acids, enzyme activities, and biomasses during soil microbial growth. *Soil Science* **127**:26-34.
- Neilson, G. A., Hole, F. D. (1963): A study of the natural processes of incorporation of organic matter into soil in the University of Wisconsin Arboretum. *Wisc. Acad. Rev.* **52**: 231-237.
- Papp L., Papp M. (1984): Összehasonlító vizsgálatok egészséges és pusztuló kocsánytalan tölgyek gyökérzetén. *Az Erdő* **33**: 345-347.
- Papp M. (2000): *A növényi sejt*. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen. 72-82.

- Papp M. (2001): Változások a lágyszárú növényzetben a síkfőkúti cseres-tölgyes erdőben és környékén 25 év távlatában. In: Ökológia az ezredfordulón I. (Szerk: Borhidi A., Botta-Dukát Z.), MTA, Budapest. 223-230.
- Papp M., Koncz G., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Matus G., Tóth J.A. (2006): Cseres-tölgyes erdő lágyszárú szintjének hosszútávú vizsgálata. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében VII., Debrecen, Kitaibelia **11**: 71.
- Papp S. (1985): Soil of Bükkalja. – In: Jakucs (ed.): Ecology of an oak forest in Hungary. Results of „Síkfőkút Project” 1. - Akadémiai Kiadó, Budapest. 16-19.
- Pielke, R. A. (1998): Climate prediction as an initial value problem. Bull. Am. Meteorol. Soc. **79**: 2743–2746.
- Pregitzer K.S., Zak D.R., Maziasz J., DeForest J., Curtis P.S., Lussenhop J. (2000): Interactive effects of atmospheric CO₂ and soil-N availability on fine roots of *Populus tremuloides*. Ecological Applications, **10**: 18-33.
- Robock, A. (1998): Evaluation of the AMIP soil moisture simulations. Global Planet Change. **19**: 181–208.
- Robertson G.P., Bledsoe C.S., Coleman D.C. and Sollins P. (eds.) (1999): Standard Soil Methods for Long Term Ecological Research. Oxford University Press, New York.
- Rojó, M.J., Carcedo, S.G., Mateos, M.P. (1990): Distribution and characterization of phosphatase and organic phosphorus in soil fractions. Soil Biology and Biochemistry **22**: 169-174.
- Rose, A.H. (ed) (1981): Microbial Biodeterioration. In: Economic Microbiology, 6. Academic Press, London. 234-268.
- Ross, D.J., Speir, T.W., Giltrap, D.J., McNeilly, B.A., Molloy, L.F. (1975): A principal components analysis of some biochemical activities in a climosequence of soils. Soil Biology and Biochemistry **7**: 349-355.
- Samuel A., Kiss S., Sandor M. (2000): Phosphatase activities in a brown luvisc soil. Studia Universitatis Babeş-Bolyai-Biologia. **45**: 91-99.
- Schulten, H.R., Schnitzer, M. (1998): The chemistry of soil organic nitrogen: a review. Biology and Fertility of Soils **26**: 1–15.
- Sinsabaugh, R.L., Linkins, A.E. (1987): Inhibition of the *Trichoderma viride* cellulase complex by leaf litter extracts. Soil Biology and Biochemistry **19**: 719-725.
- Sinsabaugh, R.L., Linkins, A. E. (1989): Natural disturbance and the activity of *Trichoderma viride* cellulase complexes. Soil Biology and Biochemistry **21**: 835-839.
- Sinsabaugh, R.L., Moorhead, D.L. (1994): Resource allocation to extracellular enzyme production: a model for nitrogen and phosphorus control of litter decomposition. Soil Biology and Biochemistry **26**: 1305-1311.
- Sinsabaugh, R.L.; Moorhead, D.L.; Linkins, A.E. (1994): The enzymic basis of plant litter decomposition: emergence of an ecological process. Applied Soil Ecology **1**: 97-111.
- Sinsabaugh, R.L.; Klug, M.J.; Collins, H.P.; Yeager P.E.; Petersen, S.O. (1999): Characterizing Soil Microbial Communities. In: Robertson G. P.; Bledsoe C. S.; Coleman D. C., Sollins P. (eds.) 1999: Standard Soil Methods for Long Term Ecological Research. Oxford University Press, New York. 318-348.
- Skujins, J.J. (1967): Enzymes in soil. In: McLaren A.D. and Peterson G.H. (eds.): Soil Biochemistry, Vol. 3. Marcel Dekker, New York. 371-414.

- Sowden, F.J., Chen, Y., Schnitzer, M. (1977): The nitrogen distribution in soils formed under widely differing climatic conditions. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **41**: 1524–1526.
- Speir T.W. (1984): Urease, phosphatase and sulphatase activities of Cook Island and Tongan soils. *N. Z. J. Sci.* **27**: 73-79.
- Stefanovits P. (1985): Soil conditions of the forest. In: Jakucs, P. (ed.) *Ecology of an Oak Forest in Hungary. Results of „Síkfőkút Project” I.* Akadémiai Kiadó, Budapest, 50-57.
- Szabó I. M. (1999a): A bioszféra mikrobiológiája II. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1271-1364.
- Szabó I. M. (1999b): A bioszféra mikrobiológiája III. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1671-1681.
- Szegi J. (1979): Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 310.
- Tanácsok Közlönye (1976): Az Országos Természetvédelmi Hivatal Elnöke **8/1976.** OTVH számú határozata. (Tanácsok Közlönye 1976. június 26. XXV/27. sz.).
- Tar K. (1995): A Síkfőkúti erdő hőmérsékletének statisztikai szerkezetéről. *Erdő és Klíma*. Debrecen. 100-105.
- Tóth J. A., Papp M., Molnár V. A. (2003): A Szöllőskei-erdő Természetvédelmi Terület kezelési terve. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger.
- Tóth J. A., Papp M., Krakomperger Zs., Kotroczó Zs. (2006): A klímaváltozás hatása egy cseres-tölgyes erdő struktúrájára (Síkfőkút Project). A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. KvVM – MTA „VAHAVA” project zárókonferenciája. Időjárás és éghajlat: hatások és intézkedések. Poszter. Budapest, 2006. március 9.
- Tóth, J. A., K. Lajtha, Zs. Kotroczó, Zs. Krakomperger, B. Caldwell, R. D. Bowden, M. Papp (2007): The effect of climate change on soil organic matter decomposition. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* **3**: 75-86.
- Tóth J. A., Krakomperger Zs., Kotroczó Zs., Koncz G., Veres Zs., Papp M. (2008): A klímaváltozás hatása a Síkfőkúti cseres-tölgyes avarprodukciójára és talajdinamikai folyamataira. *Talajvédelem Különszám*, 543-554.
- Tóthmérész B. (2001): A síkfőkúti erdő fapusztulási dinamikájának monitoringja. In: Borhidi A., Botta-Dukát Z. (szerk): *Ökológia az ezredfordulón I.* MTA, Budapest, 211-212.
- Vajna L. (1989): A kocsánytalan tölgy pusztulásának kórok- és járványtani kérdései. *Az Erdő* **38**: 169–175.
- Varga, Cs., Fekete, I., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Vincze Gy. (2008): The Effect of litter on soil organic matter (SOM) turnover in Síkfőkút site. *Cereal Research Communications* **36**: 547-550.
- Verchot, L.V., Borelli, T. (2005): Application of para-nitrophenol (pNP) enzyme assays in degraded tropical soils. *Soil Biology and Biochemistry* **37**: 625–633.
- Wang, G., Eltahir, L. A. B. (2000): Ecosystem dynamics and the Sahel drought. *Geophys. Res. Lett.* **27**: 795–798.

10. Tudományos tevékenység jegyzéke

10.1. A témában megjelent szakcikkek

- Fekete, I., Varga, Cs., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Tóth, J.A. (2007): The effect of temperature and moisture on enzyme activity in Síkfőkút Site. *Cereal Research Communications* **35**: 381-385.
- Tóth, J. A., K. Lajtha, Zs. Kotroczó, Zs. Krakomperger, B. Caldwell, R. D. Bowden, M. Papp (2007): The effect of climate change on soil organic matter decomposition. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* **3**: 75-86.
- Tóth J.A., K. Lajtha, Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., B. Caldwell, R. D. Bowden, Papp M. (2007): A klímaváltozás hatása az elhalt szerves anyag lebontási folyamataira. In: Mátyás Cs. és Vig P. (szerk): *Erdő és Klíma V.* 307-322.
- Krakomperger Zs., Tóth J.A., Varga Cs., Tóthmérész B. (2008): The effect of litter input on soil enzyme activity in an oak forest. *Cereal Research Communications* **36**: 323-326.
- Varga, Cs., I. Fekete, Zs., Kotroczó, Zs. Krakomperger, Gy., Vincze (2008): The effect of litter on soil organic matter (SOM) turnover in Síkfőkút site. *Cereal Research Communications* **36**: 547-550.
- Fekete I., Halász J., Krakomperger Zs., Krausz E. (2008): Study of litter decomposition intensity in litter manipulative trials in Síkfőkút Cambisols. *Cereal Research Communications* **36**: 1779-1782.
- Tóth J.A., Krakomperger Zs., Kotroczó Zs., Koncz G., Veres Zs., Papp M., (2008): A klímaváltozás hatása a Síkfőkúti cseres-tölgyes avarprodukciójára és talajdinamikai folyamataira. *Talajvédelem Különszám*: 543-554.
- Kotroczó Zs., L. Halász J., Krakomperger Zs., Fekete I., D. Tóth M., Vincze Gy., Varga Cs., Balázs S., Tóth J.A. (2008): Erdőtálaj szerves-anyag mennyiségének változása avarmanipulációs kísérletek hatására (Síkfőkút Project). *Talajvédelem Különszám*: 431-440.
- Tóth, J.A., K. Lajtha, Zs. Kotroczó, Zs. Krakomperger, B. Caldwell, R. D. Bowden, M. Papp (2009): A klímaváltozás hatása az elhalt szerves anyag lebomlási folyamataira. „Klíma-21” Füzetek. *Klímaváltozás – Hatások – Válaszok*. **56**: 66-75.
- Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Veres Zs., Vasenszki T., L. Halász J., Koncz G., Papp M., Tóth J.A. (2009): Talajlégzés vizsgálatok tartamhatású avarmanipulációs modellkísérletben. *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 328-337.

10.2. A témában elhangzott előadások, poszterek

- Tóth J.A.; Fekete I.; Krakomperger Zs.; Lukács J.; Kotroczó Zs. (2001): A Síkfőkút DIRT Project keretében alkalmazott talajmikrobiológiai módszerek. XVI. Mikrobiológiai Tudományos Ülés, Nyíregyháza.
- Tóth J. A.; Lajtha, K.; Krakomperger Zs.; Vanderbilt, K.; Papp M.; Fekete I.; Caldwell, B. (2002): Effect of the litter layer on the temperature of the soil in an oak forest (Síkfőkút DIRT Project, Hungary). *International Long-Term Ecological Research CEE Regional Meeting*, Zvolen.

- Tóth J. A.; Papp M.; Fekete I.; Krakomperger Zs.; Lukács J. (2002): 30 years of ecological research from the Síkfőkút LTER Project (Hungary). International Long-Term Ecological Research CEE Regional Meeting, Zvolen.
- Tóth J.A., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., K. Lajtha, K. Vanderbilt, B. Caldwell, R.D. Bowden (2004): DITR Project Létesítése a síkfőkúti LTER kutatási területen. A Magyar Tudományos Akadémia Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Tudományos Testületének és a Magyar Professzorok Világtanácsának 13. évi Tudományos Ülése, Nyíregyháza.
- Tóth J.A., Krakomperger Zs., Kotroczó Zs., K. Lajtha, K. V., B. Caldwell, R.D. Bowden (2004): A Síkfőkút DIRT Project kutatási eredményei. A Magyar Tudományos Akadémia Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Tudományos Testületének és a Magyar Professzorok Világtanácsának 13. évi Tudományos Ülése, Nyíregyháza.
- Tóth J.A., Zs. Kotroczó, Zs. Krakomperger, J. Lukács, M. Papp, K. Lajtha, R.D. Bowden, B. Caldwell, K. Vanderbilt (2004): Síkfőkút ILTER DIRT Project (Hungary) Előadás, Vácrátót.
- Kotroczó, Zs., Zs. Krakomperger, M. Papp, R.D. Bowden and J.A. Tóth (2005): Thirty-one years of change in vegetation composition of a Central European oak forest at the Síkfőkút ILTER. INTECOL ESA Joint Meeting in Montreal, Quebec, Canada.
- Tóth J.A., Krakomperger Zs., Kotroczó Zs., Lukács J., Fekete I. (2005): A klímaváltozás várható hatása a talaj szerves anyagainak bomlására (Síkfőkút DIRT Project). A Magyar Tudományos Akadémia Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Tudományos Testületének és a Magyar Professzorok Világtanácsának XIV. évi Tudományos Ülése, Nyíregyháza.
- Fekete, I., Varga, Cs., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Tóth, J.A., Simon, L. (2005): Effect of Litter on Polyphenol-Oxidase Activity on Forest Soil in the Frame of Síkfőkút Dirt Project. Proceedings of the International Scientific Conference, Innovation and Utility in the Visegrad Fours. Vol. 1. Environmental Management and Environmental Protection, Nyíregyháza, Hungary.
- Fekete, I., Varga, Cs., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Tóth, J. A. (2005): The effect of litter on microbial enzyme activity in the frame of Síkfőkút long-term project. ELLS Summer University, Soil – Plant – Microbe Interactions Fundamentals and Applications, Uppsala, Sweden.
- Tóth J.A., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs. (2006): A talaj szerves anyag bomlási sebességének alakulása a klímaváltozás hatására (Síkfőkút DIRT Project). Globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. KvVM-MTA Zárókonferenciája, Budapest 2006. márc. 9.
- Bowden, R. D., L. Nagel, Zs. Kotroczó, Zs. Krakomperger, M. Papp, and J.A. Tóth (2006): Long-term change in vegetation composition and biomass in a Central European oak forest at the Síkfőkút International Long-Term Ecological Research (ILTER) Site, Hungary. Mid-Atlantic Ecology Conference. „Ecology in the Field” April 8-9, 2006. New Jersey, MAESA.
- Tóth J. A., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Lukács J., Fekete I., Papp M., Koncz G. (2006): Interkontinentális hosszú-távú avarmanipulációs terepkísérlet a talaj szerves anyag bomlás vizsgálatára. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest 2006. szept. 4.-6. 207. p.
- Krakomperger Zs., Kotroczó Zs., Fekete I., Veres Zs., Koncz G., Papp M., Tóth J. A. (2006): Talajenzim-aktivitás mérési eredmények a Síkfőkút DIRT Project keretében. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest 2006. szept. 4.-6. 123. p.

- Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Lukács J., Veres Zs., Koncz G., Papp M., Fekete I., Tóth J. A. (2006): Erdőtalaj szerves szénttartalmának dinamikája különböző avarinputok hatására. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest 2006. szept. 4.-6. 111. p.
- Fekete I., Varga Cs., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Tóth J. A., (2006): Litter affected changes in soil microbial activity in Síkfőkút site. X. Congress of Croation Society of Soil Science. Soils functions in the environment, Sibenik, Croatia.
- Tóth J. A., Krakomperger Zs., Kotroczó Zs., Koncz G., Veres Zs., Papp M., (2008): A klímaváltozás hatása a Síkfőkúti cseres-tölgyes avarprodukciójára és talajdinamikai folyamataira. Talajtani Vándorgyűlés. Nyíregyháza, 2008. május 28-29. 27. p.
- Kotroczó Zs., L. Halász J., Krakomperger Zs., Fekete I., D. Tóth M., Vincze Gy., Varga Cs., Balázsy S., Tóth J. A. (2008): Erdőtalaj szerves-anyag mennyiségének változása avarmanipulációs kísérletek hatására (Síkfőkút Project). Talajtani Vándorgyűlés. Nyíregyháza, 2008. május 28-29. 22. p.
- Vasenszki, T., Zs. Veres, Zs. Kotroczó, G. Koncz, Zs. Krakomperger, S. Balázsy, J. A. Tóth. (2008): The effect of different litter input on soil respiration in an oak forest. Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése. 2008. október 15. - 17., Keszthely.
- Kotroczó, Zs., G. Koncz, J. L. Halász, I. Fekete, Zs. Krakomperger, M. D. Tóth, S. Balázsy, J. A. Tóth. (2008): Litter decomposition intensity and soil organic matter accumulation in Síkfőkút DIRT site. Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése. 2008. október 15. - 17., Keszthely.
- Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Veres Zs., Vasenszki T., L. Halász J., Koncz G., Papp M., Tóthmérész B., Tóth J.A. (2008): Talajlégzés vizsgálatok hosszú-távú avarmanipulációs modellkísérletekben. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia. 2008. november 6.-9., Nyíregyháza.
- Kotroczó, Zs., G. Koncz, J. L. Halász, I. Fekete, Zs. Krakomperger, M. D. Tóth, S. Balázsy, J. A. Tóth (2009): Litter decomposition intensity and soil organic matter accumulation in síkfőkút dirt site. Acta Microbiol. Immunol. Hun. **56**: 53-54.
- Vasenszki, T., Zs. Veres, Zs. Kotroczó, G. Koncz, Zs. Krakomperger, S. Balázsy, J. A. Tóth (2009): The effect of different litter input on soil respiration in an oak forest. Acta Microbiol. Immunol. Hun. **56**: 107.
- Tóth J. A., Nagy P. T., Krakomperger Zs., Kincses S-né., Fekete I., Papp M., Kotroczó Zs. (2009): Elemtartalom-vizsgálatok a Síkfőkút DIRT project keretében. VI. Erdő és Klíma Konferencia. Nagyatád, 2009. október 8-9-10.
- Vasenszki T., Kotroczó Zs., Veres Zs., Koncz G., Krakomperger Zs., Papp M., Tóth J. A. (2009): A talaj szerves anyag vizsgálatok tartamhatású avarmanipulációs modellkísérletekben. 8. Magyar Ökológus Kongresszus, Szeged 2009. aug. 26.-28. 232. p.

10.3.Egyéb előadások, posztterek

- Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Koncz G., Papp M., R.D. Bowden, Tóth J.A. (2005): Egy cseres-tölgyes erdő fafaj összetételének és struktúrájának hosszú-távú változása (Síkfőkút Project). III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia (MTBK) "Az élőhelyek védelmében" Eger, 2005. november 3-6.
- Mázsa, K., Zs. Kotroczó, R. Aszalós, R.D. Bowden, J. Bölöni, F. Horváth, G. Kovács, Zs. Krakomperger, M. Papp, J.A. Tóth. (2005): Forest dynamical processes: decline and regeneration in sessile oak forests in the Bükk mts., Hungary. International

- Conference "Bridging The Gap - policies and science as tools in implementing Sustainable Forest Management", Alnarp, South Sweden.
- Papp M., Koncz G., Kotrocó Zs., Krakomperger Zs., Matus G., Tóth J.A. (2006): Cseres-tölgyes erdő lágyszárú szintjének hosszútávú vizsgálata. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében VII., Debrecen, Kataibelia **11**: 71 p.
- Tóth J.A., Papp M., Krakomperger Zs., Kotrocó Zs. (2006): A klímaváltozás hatása egy cseres-tölgyes erdő struktúrájára (Síkfőkút Project). Globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. KvVM-MTA Zárókonferenciája, Budapest 2006. márc. 9.
- Koncz G., Papp M., Kotrocó Zs., Krakomperger Zs., Matus G., Tóth J.A. (2006): A lágyszárú magkészlet szerepe cseres-tölgyes erdőben. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest 2006. szept. 4.-6. 109. p.
- Mázsa K., Kotrocó Zs., Horváth F., Aszalós R., R.D. Bowden, Bölöni J., Krakomperger Zs., Papp M. és Tóth J.A. (2007): A tölgypusztulás hosszútávú következményei a Síkfőkút Projekt és a Vár-hegy erdőrezervátum faállomány-szerkezetében. In: Lakatos F.-Varga D.: Erdészeti Tud. Konferencia 2007. december 11. Sopron – a szekcióülések előadásainak és poszttereinek kivonata. 25. p.
- Krakomperger Zs., Kotrocó Zs., Koncz G., Papp M., Veres Zs., Tóthmérés B., Tóth J.A. (2008): Egy cseres-tölgyes erdő fa-megújulási dinamikájának vizsgálata. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia. 2008. november 6.-9., Nyíregyháza.
- Papp M., Koncz G., Kotrocó Zs., Krakomperger Zs., Tóth J.A. (2008): Egy cseres-tölgyes lágyszárú növényzetének válasza avarmanipulációra. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia. 2008. november 6.-9., Nyíregyháza.
- Koncz G., Papp M., Matus G., Török P., Kotrocó Zs., Krakomperger Zs., és Tóthmérés B. (2008): Milyen egy cseres-tölgyes erdő "emlékezete": magkészlet vizsgálatok a Síkfőkút Projektben. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia. 2008. november 6.-9., Nyíregyháza.
- B. Tóth B., Kata E., Nagy P.T., Krakomperger Zs., Tóth J.A (2008) Az avar minőségének és mennyiségének hatása az ektomikorrhizás gombák és őshonos fák magoncainak kapcsolatára a talajadottságok figyelembevételével. 4. Magyar Mikológiai Konferencia. Debrecen, május 29-31.
- B. Tóth B., Kata E., Nagy P.T., Krakomperger Zs., Tóth J.A (2008) Az avar minőségének és mennyiségének hatása az ektomikorrhizás gombák és őshonos fák magoncainak kapcsolatára a talajadottságok figyelembevételével. „Molekuláktól a globális folyamatokig” V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Nyíregyháza, 2008. november 6-9. 71. p.
- B. Tóth B., Kata E., Nagy P.T., Krakomperger Zs., Tóth J.A (2008): The effect of litter quality and quantity on the interaction between ectomycorrhizal fungi and native tree seedlings, modulated by the soil environment. 21st New Phytologist Symposium The ecology of ectomycorrhizal fungi. Centre for Evolutionary & Functional Ecology (CEFE-CNRS) Montpellier, France, 10-12 December, 70. p.
- Kotrocó Zs., Krakomperger Zs., Papp M., Koncz G., Veres Zs., Fekete I., Vasenszki T., Tóth J.A. (2009): A klímaváltozás hatása a síkfőkúti cseres-tölgyes avartermelésére és faállományának felújulására. VI. Erdő és Klíma Konferencia. Nagyatád, 2009. október 8-9-10.

10.4.Egyéb szakcikkek

Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Koncz G., Papp M., R.D. Bowden, Tóth J.A. (2007): A Síkfőkúti cseres-tölgyes fafaj összetételének és struktúrájának hosszú-távú változása. Természetvédelmi Közlemények **13**: 93-100.