

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi és Technológiai Kar



**Avarkezelések hatása a síkfőkúti DIRT parcellák
talajainak mikrobiális aktivitására és szerves anyag
tartalmára**

**The effect of kind and amount of litter on microbial
activity and soil organic matter on Síkfőkút site**

Doktori (Ph.D) értekezés tézisei

Fekete István Csaba

Témavezető:
Dr. Tóth János Attila

Debreceni Egyetem
Debrecen, 2009

1 Bevezetés, célkitűzések

A napjainkban sokat emlegetett globális klímaváltozást a Síkfőkút Project hosszú távú meteorológiai adatsorai is jelzik. Az erdő klímája az elmúlt három évtized folyamán melegebbé és szárazabbá vált (Antal *et al.*, 1997). A klímaváltozás sokoldalúan befolyásolja az erdő ökoszisztéma működési, szabályozási folyamatait, jelentős hatással van az erdő fafaj összetételére, struktúrájára, közvetlenül és közvetett módon (pl. az avarprodukciónak megváltozásán keresztül) befolyásolhatja a talaj szerves anyagainak mennyiségét és minőségi paramétereit, valamint biológiai aktivitását (Tóth *et al.*, 2006).

Az emberi beavatkozások másik fontos köre a területhasználat, illetve a művelési ág megváltozása, például az erdőségek irtása, vagy egykori szántóföldek újrafásítása. Ez szintén jelentősen hat az érintett területek avarprodukciónak és ezen keresztül a talajok fizikai, kémiai, és biológiai tulajdonságaira, így a talajokban élő mikroorganizmusok aktivitására.

Az értekezés a Síkfőkút Project területén beállított hosszú távú, több évtizedre tervezett avarmanipulációs szabadföldi kísérlet keretében vizsgálja az avarinput talajra gyakorolt hatását, az első 6 év kutatási eredményeinek tükrében.

A Síkfőkút DIRT Project tagja az USA ILTER (International Long-Term Ecological Research) által szervezett DIRT (Detritus Input and Removal Treatments) interkontinentális nemzetközi projektnek. A projekt általános célkitűzése annak feltárása, hogy a klímaváltozás, vagy a területhasználatban bekövetkező változás hatására hogyan változik az avarprodukciónak, illetve annak megváltozása - növekedése vagy csökkenése - milyen módon befolyásolja a talaj szervesanyag-tartalmát, és milyen folyamatokat idéz elő az adott talajok különböző kémiai, biokémiai, és biológiai paramétereiben.

Bár Síkfőkút DIRT Project keretében kapott eredmények önmagukban is értékelhetők, a nemzetközi projektben való részvételünk a kutatás hatékonyságát jelentős mértékben megnöveli. Az azonos módszerekkel kapott eredmények összehasonlítása alapján szélesebb körű, általánosabb érvényű összefüggésekhez juthatunk.

A dolgozat a projekt általános célkitűzéseivel kapcsolódva a síkfőkúti cseres-tölgyesben beállított avarmanipulációs kísérletben a következő kérdéseket vizsgálja:

- a lombavar bomlási sebességét
- néhány talajenzim aktivitásának az avarkezelések hatására bekövetkező változását, illetve a talaj nedvességtartalmával szemben tanúsított érzékenységet (arilszulfatáz, szacharáz, fenoloxidáz)
- a talaj szén-dioxid termelésének alakulását

- a humuszmennyiség változását
- a mikrobiális aktivitást befolyásoló néhány fontosabb talajkémiai és -fizikai paramétert, így a talaj hőmérsékletét, nedvesség tartalmát, szén és nitrogén tartalmát, pH-ját.

2 Terület- és projektismertetés, alkalmazott módszerek

A DIRT koncepciót 1957-ben dolgozták ki a Wisconsin Egyetemen az ottani füves területek és erdő ökoszisztémák hosszú távú tanulmányozására (Nielson és Hole 1963). Az USA-ban négy kutatóhelyen létesítettek DIRT parcellákat: Harvard Forest (alapítva: 1990-ben), Bousson (1991), H. J. Andrews (1997), University of Michigan Biological Station (2004). Az USA ILTER DIRT projecthez Európából a Síkfőkút DIRT Project mellett a németországi (Universität Bayreuth BITÖK) csatlakozott.

A Bükk hegység délnyugati részén elhelyezkedő Síkfőkúti Kísérleti Erdő 64 hektáros területén amerikai kutatók közreműködésével 2000 novemberében 18 parcellát létesítettünk. A korábban alapított DIRT Site-ok mintájára hatféle avarkezelést (1. táblázat) alkalmaztunk háromszori ismétléssel (Nielson és Hole, 1963).

1. táblázat. A DIRT (Detritus Input and Removal Treatments) parcellák kezelése

A kezelés elnevezése	Leírás
Kontroll (C)	Normál avar input, nincs külső beavatkozás.
Nincs Avar (NL)	A talaj feletti avar inputot eltávolítjuk a parcelláról. Az avar eltávolítása gereblyézéssel történik, egész évben folyamatosan. Az ágdarabokat, nagyobb gallyakat különválasztjuk a felszíni avar többi részétől.
Dupla Avar (DL)	A talaj feletti lombavar mennyiségét megduplázzuk, annak az avarnak a felhasználásával, amelyet a Nincs Avar kezelésről távolítottunk el. Az avar áthordása folyamatosan történik egész évben.
Dupla Fa (DW)	A talajfeletti fa inputot ágdarabok és gallyak hozzáadásával megduplázzuk.
Nincs Gyökér (NR)	A parcellákat 40 cm széles és 1 m mély árokkal körbeárkoltuk. A kiásott árkokba gyökérálló 1 m széles Delta MS 500 típusú 0,6 mm vastagságú, nagysűrűségű polietilén lemezt helyeztünk, a gyökerek kívülről történő benövésének megakadályozására, majd az árkokat visszatemettük. A gyökér-avarprodukciónak kizárására parcella növényzetét eltávolítottuk (a cserjéket kivágtuk), illetve időről időre a lágyszárúakat is elpusztítjuk a területen Medallonnal permetezve (hatóanyag: 480 g/l glifozát-ammónium), majd az elszáradt növényi maradványokat összegereblyézzük. A parcella körüli fákról származó lombavar produkciót a helyszínen hagyjuk.
Nincs Input (NI)	A föld feletti avar inputot, kizárjuk, mint a Nincs Avar kezelés esetében. A földalatti gyökéravart kizárjuk, mint a Nincs Gyökér kezelés esetében.

A lombavar bomlás vizsgálatához az Unger – féle cellulózteszt módszerhez hasonló eljárást használtunk (Szegei, 1979), de gyapotvatta helyett 3 g légszáras lombavart helyeztünk az 1x1 mm-es lyukbőségű 8x16 cm-es nylonháló zacskókba (Gosz *et al.*, 1973). Parcellánként 9 nylonháló zacskót helyeztünk ki, melyekből 3 – 3-at ástunk ki 3, 6, és 12 hónap elteltével és vittünk be laboratóriumi feldolgozásra. A zacskók kihelyezése az avarmanipulációs parcellákba 2004. április 5-én történt, 16 cm-es talajmélységbe leásva.

Az enzimaktivitás mérésekhez a talajmintákat Oakfield típusú talajmintavevővel vettük 20 cm-es talajmélységből (minden egyes parcellából, 5 talajmintát emeltünk ki, melyeket ezután homogenizáltunk).

A polifenoloxidáz aktivitást összesen 18 alkalommal mértük, 2002 júliusától 2005 júniusáig. A vizsgálatokat Sinsabaugh *et al.* (1999) leírása alapján végeztük. A foszfatáz enzim mérését Krakomperger Zsolt végezte Sinsabaugh *et al.* (1999) módszere alapján. A dolgozatban szereplő adatok a 2001 áprilisától 2005 szeptemberéig tartó időszakból származnak, és 15 mérésre épülnek. A minták vizsgálatához Zeiss Spekol 07 spektrofotométert használtunk.

2004 júniusa és 2006 októbere között a begyűjtött talajminták arilszulfatáz aktivitását 15 alkalommal Schinner (1996), a szacharáz aktivitását 13 alkalommal Frankenberger és Johanson (1983), míg a szén-dioxid termelését szintén 13 alkalommal Jenkinson és Powlson (1976) módszere szerint mértük 2007 májusáig.

A talaj holt szerves anyag tartalmát 2001 áprilisától 2006 októberéig Tyurin-féle módszerrel mértük (Buzás, 1988) összesen 9 alkalommal.

A talajminták szén és nitrogén tartalom meghatározását a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrumában Nagy Péter Tamás végezte Elementar VARIO EL C-H-N-O-S (Hanau, FRG) típusú készülékkel (Nagy, 2000).

A talajminták nedvesség tartalmának meghatározását 105°C-on történő 24 órás szárítással végeztük.

A talajhőmérséklet mérésére minden egyes parcella középpontjában 10 cm-es mélységbe 1 db ONSET gyártmányú StowAway TidbiT típusú talajhőmérséklet-mérő adatgyűjtőt (Onset Computer Corporation, USA) helyeztünk ki. Az adatgyűjtőket úgy programoztuk be, hogy a talaj hőmérsékletét óránként rögzítsék. Az adatok letöltése meghatározott időközönként, általában évente történt. A talaj pH(H₂O, KCl) mérésére Orion gyártmányú kombinált üvegelektrodot és Cole-Parmer digitális pH-mérőt használtunk.

A vizsgálatok során nyert adatok statisztikai elemzéséhez a Statistica 5.5, illetve a Microsoft® Office 2003 Excel® programokat használtuk. A kísérlet beállításakor gondoskodtunk a random mintavételről és az egyes mintaelemek függetlenségéről. A Kolmogorov – Szmirnov teszt segítségével döntöttük el, hogy az aktuálisan vizsgált adatok normál eloszlást követnek-e, a varianciák homogenitását pedig F_{max}-próba segítségével vizsgáltuk. Korrelációs számítást,

kétmintás t-próbát, valamint varianciaanalízist végeztünk, mely (a csoportok közötti szignifikáns eltérés esetén) kiegészült a Tukey-próbával. Egy esetben (a fenoloxidáz enzim vizsgálatakor) talákoztunk nem paraméteres próbát igénylő adatsorral, itt a Kruskal – Wallis tesztet, valamint a Mann – Whitney tesztet használtuk. A vizsgálatok során elfogadható szignifikancia szintnek az 5%-ot választottuk ($p=0,05$), az ilyen vagy ennél kisebb p érték esetén tekintettük a vizsgált értékcsoportokat szignifikánsan különbözőnek.

3 Új tudományos eredmények

3.1 A kezelések hatása a lombavar bomlási sebességére

A tesztcsoportokba helyezett lombavar bomlási sebessége a vizsgálat egy éve alatt exponenciálisan csökkent, ami annak tulajdonítható, hogy a kísérlet kezdeti szakaszában a könnyen bomló anyagok gyorsan mineralizálódtak, míg a lassan bomló komponensek (pl. lignin) anyagvesztése elhúzódott. Az első három hónapban csekély különbséget tapasztaltunk a kezelések között a lebomlás sebességében (a legnagyobb (DW) és a legkisebb (NL) anyagvesztésű kezelés között 11 %-ot). A második 3 hónap alatt ez valamelyest nőtt (a legnagyobb DW és a legkisebb NI között 19 %-ot mértünk). A következő 6 hónapos időszakban azonban már tekintélyes 49 %-os eltérést tapasztaltunk. A kezelések közti különbség statisztikailag is kimutathatóvá vált erre az időszakra, az ANOVA szignifikáns eltérést mutatott ($F_{(5;40)}=9,21$, $p<0,001$) a kezelések között. Az avarbomlás sebessége csökkenő sorrendben a következő volt: $DW>DL>C>NL>NI$. A lebontás sebessége az összes kezelés esetében csökkent a vizsgálat egy éve alatt, ám annak mértéke kezelésenként nagy különbségeket mutatott. A legnagyobb mértékű az avarlevonásos kezeléseknél volt (a NI esetében a második félévben csupán harmadannyi avar bomlott le, mint az elsőben, a NL-nél 53%-os volt a visszaesés), ezeket a C követte (41 %-kal), majd a DL következett (39 %-kal) és végül a DW (26 %-kal). Ezeket az eredményeket véleményem szerint a nehezebben bomló anyagokon élő k-stratégista lebontó szervezetek hatásával magyarázhatjuk, melyek jóval aktívabbak a nagyobb mennyiségű és magasabb lignintartalmú avar kapó parcellákon (Hamer és Marschner, 2002; Fontaine *et al.*, 2003). Valószínűleg ezzel magyarázható a gallyakkal, ág – és fakéreg darabokkal kezelt DW parcellák talajainak a többi kezelést meghaladó avarbontása. A terület talajának C/N aránya igen alacsony (a C kezeléseknél 12-es értéket mértünk), a magas C/N arányú faavar is csak nagyon kis mértékben emelte meg ezt az értéket (a DW-nál 12,23 -ot mértünk az első 5 év átlagában), így nem korlátozhatta az avarlebomlást.

A leásást követően a levelek fragmentálódásával, szerves vegyületeinek jobb feltáródásával folyamatosan növekszik az enzimek számára hozzáférhető támadási felület nagysága, ami felgyorsíthatja a lebomlás sebességét. Ezzel

magyarázható, hogy bár az egymást követő három, illetve hat hónapos periódusokban folyamatosan csökkent a lebontott anyag mennyisége, de a lebomlott lombavar aránya az adott periódus induló tömegéhez mérve nőtt a kontroll és a plusz avart tartalmazó kezeléseknél.

3.2 A kezelések hatása a talaj szerves anyag tartalmára

A vártnak megfelelően az eredmények azt mutatják, hogy a felszínre kerülő, vagy a felszín alatt keletkező avar mennyisége jelentősen befolyásolja a talaj szerves anyag készletét. A különbség leginkább az avarelvonással kezelt, illetve az avart kapó talajok között volt szembevetendő (pl. a DL és az avarelvonásos talajok között a Tukey-próba szerint szignifikáns különbség mutatkozott a 2002 – 2006 közötti időszakot vizsgálva), ami arra utal, hogy a talaj holt szerves anyag mennyiségének változása már néhány év alatt is, érzékelhető különösen a bevitt avar mennyiség jelentős csökkenése esetén. Ha a 2001 – 2002-es évek átlagát vetjük össze a tartós tendenciákat mutató 2003 – 2006 közötti évek átlagával, akkor a következő eredményeket kapjuk: a DL és a DW esetében 3 %-kal nőtt, a C-nál 2 %-kal csökkent az adott kezelésekre tartozó talajminták szerves anyag tartalma. Ezek az értékek nem tükröznek nagyobb mértékű változást, ugyanakkor az avarelvonással kezelt talajok mintáinak átlagai jelentős csökkenést mutattak a két időszak összehasonlításakor (NL: 14 %, NR: 17 %, NI: 8 %-ot.). Ezek az eredmények azt mutatják, hogy a természetes avarprodukciónál meghaladó avarmennyiségek nem növelték számottevően a talaj szerves anyag tartalmát (legalábbis a vizsgálatok hat éve alatt), ezzel szemben az avar elvonás hatása gyorsan (már egy – két év alatt) jelentős csökkenést okozott. A 2002 – 2006 közötti időszak kezelésekenkénti szerves anyag tartalmát vizsgálva az ANOVA szignifikáns különbséget mutatott a csoportok között ($F_{(5,36)}=6,26$; $p<0,001$). Az összes mérés alapján a kezelések talajainak szerves anyag tartalma csökkenő sorrendben a következő: DL>DW>C>NL>NR>NI. Ez a sorrend hozzávetőlegesen tükrözi a talajokba bekerülő avar mennyiségét is. A parcellák létrehozása utáni első egy, illetve két évben még érződik a NI és NR kezelések esetén az eltávolított növényzet pusztuló gyökereinek hatása. Véleményünk szerint ennek köszönhető az első vizsgálati évben a NI és különösen a NR kezelések talajainak magasabb szerves anyag tartalma. Ezután azonban már az avarelvonás negatív hatásai dominálnak. 2003-tól végig a mérések 2006-os lezárásáig az avarelvonásos kezelések talajmintáinál (NL, NR, NI) mértük a legalacsonyabb szerves anyag mennyiségeket. Ez alapján érthetővé válik, hogy néhány évtized alatt, miért csökken jelentős mértékben a legtöbb művelt terület talajainak szerves anyag tartalma, különösen ott, ahol a képződő biomasszát jelentős részben elvonják a területről.

Az avarprodukciónak éves ingadozásai, valamint az erdőt alkotó fafajok összetételének arányváltozásai (Tóth *et al.*, 2006), sem voltak képesek három

évtized alatt számottevően megváltoztatni a terület talajának szerves anyag mennyiségét. Erre utal, hogy Kovács (1978) három évtizeddel ezelőtt csaknem azonos eredményeket kapott az itteni talaj szervesanyag-tartalom vizsgálatakor, mint mi a kontrollkezeléseknél. Ez, valamint a fentebb leírtak azt mutatják, hogy a terület talajának humusztartalma csupán a drasztikusabb avarmennyiség változásokra (elsősorban csökkenésre) reagál gyors és egyértelmű módon.

3.3 A kezelések hatása a talaj enzimaktivitására

Azoknál az enzimvizsgálatoknál, melyeket a parcellák létesítését követően nem sokkal megkezdünk (fenoloxidáz, foszfatáz, glükózidáz) kivétel nélkül megfigyelhető, hogy a NR és NI kezelések talajmintái magasabb értékeket mutatnak a parcellák létrehozását követő 1-2 évben. Később visszaestek az itt mért értékek és a felszíni avart kapó egyéb kezelések (DL, C, DW) rendre megelőzték őket (kivéve a fenoloxidázt). Ennek oka véleményem szerint részben abban keresendő, hogy a NR és NI parcellák létesítésekor a területről leirtott növényzet széteső gyökérsejtjeiből enzimek kerültek a talajba (Burns, 1982), továbbá a gyökerek bomlásukkal szubsztrátként szolgáltak a mikroorganizmusok számára. Másrészt ezen parcellák talajainak magasabb a nedvesség tartalma (mivel a növényzet eltávolításával azok evapotranszspirációja is megszűnt), így az itteni talajok tápanyagkészletének lebomlása felgyorsul, hiszen a magasabb nedvességtartalom növeli a mikrobiális aktivitást (egy bizonyos nedvesség-tartományon belül). Természetesen ezek a hatások csak addig működnek, amíg a talajban elegendő szubsztrát áll rendelkezésre, illetve a gyökerekből felszabaduló enzimek el nem bomlanak. A foszfatáznál a 2001-2002-es években ezek a folyamatok lezajlottak. 2003 áprilisától a mérési periódus 2005. szeptemberi lezárásáig a kezelések között szignifikáns eltérést tapasztaltunk ($F_{(5,54)}=8,32$; $p<0,001$) az ANOVA-val végzett statisztikai vizsgálat során. A Tukey-próba szerint a NR-nél és az NI-nél a DL, C, és a DW egyaránt szignifikánsan magasabb értékeket mutat, a DW a NL-nél is. A fenoloxidáz esetén ez a visszaesés jóval lassabban történt, ennél a kezeléskor csak a 2004/2005-ös évadra váltak láthatóvá ezek a tendenciák és ekkor is csak a DL előzte meg a gyökérkezelésen átesett parcellák enzimaktivitásainak átlagát. Ez véleményünk szerint azzal magyarázható, hogy a fenoloxidáz egyik szubsztrátja a lignin, mely igen ellenálló vegyület révén csak lassan bomlik el a talajokban. A ligninben gazdag vastagabb gyökérzet bomlása hosszú időre nyúlik, sokáig fenntartva a szükséges szubsztrát mennyiség szintjét így a magasabb fenoloxidáz aktivitást is.

A szacharáz és az arilszulfatáz vizsgálatát három és fél évvel a parcellák létesítése után kezdtük el. A kezelések között szignifikáns különbség mutatkozott: az arilszulfatáznál az ANOVA szerint ($F_{(5,84)}=6,49$; $p<0,001$), a szacharáznál ($F_{(5,72)}=3,25$; $p=0,011$) értékeket kaptunk. Ezeknél az enzimeknél a plusz avar bevitelű kezelések (DL, DW) és a kontroll (C) mutatták a

legmagasabb aktivitást, míg a másik három (NL, NR, NI) kezelést alacsonyabb - gyakran szignifikánsan alacsonyabb – enzimaktivitás jellemezte (csakúgy, mint a foszfátáznál és a glükózidáznál a kezdeti 2 évet követően (Krakomperger *et al.*, 2008)). Ugyanakkor érdekes módon a DL (a legnagyobb biomassza tömeget kapó kezelés) dominanciája nem érzékelhető a C-al és a DW-dal szemben egyetlen általunk mért enzimmél sem (kivéve a fenoxidázt). A szacharáznál, az arilszulfatáznál és Krakomperger *et al.* (2008) szerint a glükózidáznál is a harmadik helyre szorult a DL aktivitása, a foszfátáznál pedig a másodikra (a DW mögé). Igaz a három említett kezelés között szignifikáns különbség nem észlelhető a Tukey-próbával.

3.4 A kezelések hatása a talajlégzésre

Az avarinput megváltoztatása - növelése vagy csökkentése - jelentős mértékben hat a talajlégzésre. A talajlégzés kezelésenkénti csökkenő sorrendje a következő volt: DL>NR>DW>C>NI>NL). A lombavar jelenlétének, illetve hiányának hatását mutatja, hogy a NL kezelés talajainak CO₂ kibocsátása a kétmintás t-próba szerint szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a lombavart tartalmazó parcelláké (DL, C, NR, DW). A gyökérlégzés hatása ennél a vizsgálatnál nem jelenhet meg, mivel talajmintákkal dolgozunk, amelyekben nincsenek élő gyökerek. Ez magyarázhatja, hogy a gyökérvár-kezelések (NR, NI) esetén nem mutatkozik meg az élő gyökerek hiánya, sőt a NR, NI parcelláinak kialakítását követően, az eltávolított növényzet gyökerei a talajban maradtak, így elbomlásuk révén hozzájárulhattak a talajlégzés mértékének időleges növekedéséhez. A NR és NI kezelések talajainak a vártnál magasabb szén-dioxid kibocsátását azok magasabb nedvességtartalma is indokolja. Sulzman és munkatársai (2005) az Andrews DIRT Site-on a tendenciákat tekintve hasonló eredményeket kaptak, mint mi. Bár a Síkfőkút Project esetén a C parcellák talajainál nem találtunk szignifikáns eltérést a DL és a DW kezelések mintáihoz képest, a kontrollkezelés összességében nálunk is alacsonyabb szén-dioxid-kibocsátást mutatott.

3.5 A talaj nedvességtartalmának hatása a talajenzimek aktivitására és a talajlégzésre

Szabó (1986) szerint az avar bomlása döntő módon függ a talaj nedvességtartalmától. Vizsgálataink során mi is azt tapasztaltuk, hogy a talajnedvesség fontos szerepet játszott a talajenzim aktivitások és a szén-dioxid kibocsátás alakulásában. Az évszakok szerinti különbségek is leginkább az eltérő nedvességtartalomhoz voltak köthetők, míg a hőmérséklet hatása – a módszerek jellegéből adódóan - kevésbé ütközött ki a vizsgálatok során. A talajnedvesség változását (különösen a jelentősebb ingadozásokat), mind a

talajlégzés, mind az enzimaktivitási értékek követték, igaz eltérő mértékben. Az avarelvonásos parcellák mintáinál szerényebb volt ez a hatás (különösen a NR és NI kezeléseknél), míg DL, DW, C kezeléseket esetén erőteljesebb. Ezeket a megállapításokat, a korrelációs számítások is alátámasztották. A szén-dioxid kibocsátás, az arilszulfatáz, és a szacharáz enzim esetében a DL, C, és DW kezelése jóval erősebb korrelációt mutattak, mint a másik három (NL, NR, NI) (sőt a nedvességértékek és a szacharáz aktivitás között az avarelvonásos kezeléseknél szignifikáns kapcsolatot sem találtunk, így itt korrelációról sem beszélhetünk). A fentiek magyarázatát véleményem szerint részben abban kereshetjük, hogy az avarelvonással járó kezeléseket esetén a talaj szűkösebb tápanyagkészlettel rendelkezik, így kedvezőbb nedvességviszonyok esetén sem tud olyan mértékben nőni a talajban élő lebontó szervezetek enzimaktivitása és talajlégzése, mint a másik három kezelés esetén. Emellett a NR és a NI parcellák talajai jóval nedvesebbek, mint a többi négy kezelésé. Az egész éven át viszonylag magas nedvesség tartalom mellett az időszakos növekedés hatása jóval korlátozottabb, mint a nagy maximum - minimum érték különbséggel rendelkező másik négy kezelésnél.

3.6 Az avarkezelések hatásának összesített értékelése

Az összes vizsgálat áttekintésekor szembevetendő, hogy az avarelvonásos kezeléseket (NL, NR, NI) és a többi (DL, C, DW) között jelentősek, gyakran szignifikánsak a különbségek, míg a többlet avar kapó kezeléseket (DW, DL), sohasem mutattak szignifikánsan magasabb értékeket a C-nál. A szacharáznál, az arilszulfatáznál, valamint a Krakomperger *et al.* (2008) által mért glükózidáznál a DL enzimaktivitása a kontrollé alatt maradt. Ezek az eredmények azt mutatják, hogy a felszíni, vagy felszín alatti avar kiesése sokkal drámaibb változásokat okoz a talaj-mikroorganizmusok aktivitása szempontjából, mint ha duplájára emeljük a lomb-, vagy faavar mennyiségét. Azoknál a vizsgálatoknál, melyeket röviddel a parcellák létesítése után kezdtünk, tehát három enzimmél és a talaj holt szerves anyag tartalmának mérésekor megfigyelhető volt a NR és kisebb mértékben a NI kezeléseket értékeinek kezdeti emelkedése. Ez a tendencia azonban egy – két évig érvényesült csupán, utána jelentős visszaesés történt (kivéve a fenoloxidázt, melynél a visszaesés kisebb mértékű és lassúbb volt).

Vizsgálataink bizonyították, hogy az erdőterületeken bekövetkező biomasza mennyiség változásoknak érzékeny indikátorai a talajokban végbemenő biológiai folyamatok, ami a talaj és a rajta tenyésző vegetáció sokirányú kapcsolatát is jelzi. A kísérletek eredményei azt mutatták, hogy az emberi beavatkozások növényzetre gyakorolt hatásai gyorsan tovább gyűrűznek, és a talajok szerves anyag bontó, átalakító, illetve szénraktározó képességén, valamint szén-dioxid kibocsátásán keresztül nemcsak a termőképességre, de Földünk éghajlatára is befolyással lehetnek.

1. Introduction

The much talked-of climatic changes of nowadays are also pointed out by the results of long-term meteorological measurements of Síkfökút Project, since climate of the forest became warmer and drier in the last three decades (Antal *et al.*, 1997). Regulation and functional processes of the forest ecosystem are variously influenced by the climate change, which has an effect on the structure and species composition of the forest; and through the changes in leaf-litter production, it influences the quality and quantity of organic materials and biological activity in the soil, both directly and indirectly (Tóth *et al.*, 2006).

Further anthropogenous changes in land use and cultivation, such as deforestation or reforestation of plough-lands, also have a significant impact on leaf-litter production of the aforementioned areas, which modifies the physical, chemical, biological characteristics and microbial activity of soils. The dissertation examines the results of the first 6 years of an experimental litter-manipulation, which was started to search the long-term effects of litter-input on the soil, on the area of Síkfökút Project. Síkfökút DIRT (**D**etritus **I**nput and **R**emoval **T**reatments) Project forms a part of the DIRT Project which was organized by the US-ILTER (International Long-Term Ecological Research). General purpose of the project is to reveal the connection between the modifications of leaf-litter production and the changes of climatic conditions and land use. It also studies how the modifications, decreases or increases in litter production influence the organic material content, and physical, chemical or biological processes of soils. Results of Síkfökút DIRT Project can be studied separately; however, within the scope of the international project, these results enhance the effectiveness of researches, since more general and widespread relations can be revealed through the comparison of data, which were collected with equivalent methods. In accordance with general purposes of the project and within the scope of a long-term experiment of leaf-litter manipulation in the oak-wood stand of Síkfökút, the dissertation examines the following problems:

- Decomposition rates of leaf-litter;

- Changes in some soil enzyme activities (arylsulfatase, sacharase, phenol-oxidase) and the sensitivity of soil enzymes for the humidity of soil as an effect of litter treatments;

- Changes in carbon-dioxide production and humus content of the soil;

- Some important chemical and physical parameters of the soil (temperature, humidity, carbon and nitrogen content, pH), which influence the microbial activity.

2. Materials and Methods

The DIRT treatments are derived from a project started in 1957 in forest and grassland ecosystems at the University of Wisconsin (Nielson and Hole

1963). Our researches constitute an important part of a long term international project which includes five more experimental sites (Nadelhoffer *et al.*, 2004) in USA (Harvard Forest, H. J. Andrews, Bousson, University of Michigan Biological Station) and Germany (Universität Bayreuth BITÖK) apart from Síkfökút Project. The Síkfökút DIRT project (located in Hungary) joined with the American ILTER DIRT network in November 2000.

The experimental site of 64 ha is located in the south part of the Bükk Mountains in North Eastern Hungary at 325 m altitude. GPS coordinates N 47°90' E 20°46'. This forest has protected since 1976 and it is part of the Bükk National Park at present. The annual precipitation amounts to 550 mm. The type of the soil according to the FAO Soil Classification is Cambisols. This forest is a semi-natural stand (*Quercetum petraeae-cerris* community) without forest management. Six treatments were established in the experimental site (Table 1). Each plot is 7m wide and 7m long (49 m²), and every treatment was set up in three replications.

Table 1. The applied DIRT treatments in open-field experiment (Síkfökút, Hungary).

Treatments	Description
Control (C)	Normal litter inputs. Average litter amount typical to the given forest site
No Litter (NL)	Aboveground inputs are excluded from plots. Leaf litter was totally removed by rake. This process was replayed continuously during the year.
Double Litter (DL)	Aboveground leaf inputs are doubled by adding litter removed from NO LITTER plots.
Double Wood (DW)	Aboveground wood debris inputs are doubled by adding wood to each plot. Annual wood litter amount was measured by boxes placed to the site and doubled amount of that was applied in case of every DW plots.
No Roots (NR)	Roots are excluded by inserting impenetrable barriers in backfilled trenches to the top of the horizon C. Root resistant plastic foil was placed into the plot in the depth of 1 m hindering the roots developing outside of the plot to get into the NR plot. Trees and shrubs were eradicated when the plot was established, and plant roots decayed in time
No Inputs (NI)	Aboveground inputs are excluded from plots, the belowground inputs are provided as in NO ROOTS plots. This treatment is the combination of NR+NL plots.

The litter decomposition activity was studied by litter bag method of Gosz *et al.* (1973) and Szegi (1979). Half of these test bags were filled with 3g air-dried leaf litter. In every test plot 9 of each bag was placed into the soil 18 cm deep. 3 of each bag were taken out after 3, 6 and 12 months. Bags were set to the parcels of litter manipulation in 5. April. 2004.

The soil samples were taken randomly from 5 places of each plot from the top 20 cm layer, using an Oakfield soil sampler (Oakfield Apparatus Company,

USA). Samples were homogenized and transported to the laboratory. The polyphenoloxidase (PPO) activity was measured 18 times under laboratory conditions from July 2002 to June 2005 during the vegetation growing periods. The measurement was carried out according to the method of Sinsabaugh *et al.* (1999). One hour incubation period and 30 °C incubation temperature was applied. Measurement of phosphatase (P) activity was also carried out according to Sinsabaugh *et al.* (1999), the activity was measured 15 times under laboratory conditions from April 2001 to September 2005 by Zsolt Krakomperger.

The absorbance was measured by spectrophotometer (Zeiss Spekol 07)

Between June 2004 and May 2007, arylsulfatase activity of the collected soil samples was measured 15 times according to Schinner (1996), while saccharase activity (Frankenberger and Johanson, 1983) and carbon dioxide production (Jenkinson and Powlson, 1976) were measured 13 times, respectively.

Humus content was measured with the Tyurin method (Buzás, 1988) 9 times altogether from April 2001 to October 2006.

To determine the carbon, nitrogen content and C/N ratio elemental analyzer like Elementar Vario EL C-H-N-O-S (Hanau, FRG) was applied (Nagy, 2000).

For detecting the soil temperature, an ONSET, StowAway TidbiT-type data-logger (Onset Computer Corporation, USA) was put into the centre of each parcel, at 10 cm depth. Data-loggers were programmed to measure the soil temperature in every hour. Data were downloaded at stated intervals, generally once a year. pH of the soil was measured with Cole-Palmer digital pH measurement system and with Orion-made combined glass electrode. The soil moisture content was determined in a drying oven at 105°C.

The experimental data were statistically evaluated by one-way ANOVA, Correlation matrices, (Statistica 5.5 version). Calculations including Student's t-test were carried out using Microsoft® Office 2003 Excel®. At the beginning of the experiment, we ensured the random sampling and the independence of each sampling elements. Kolmogorov – Smirnov test helped to determine the possible normal distribution of actual data, while variance homogeneity was examined with F_{\max} -probe. Correlation analysis, paired and two sampled t-probe and variance analysis were also carried out. When groups were significantly different, variance analysis were completed with Tukey's test. Non-parametric probe was needed in only one case (for the examination of phenoloxidase enzyme), when we used Kruskal – Wallis test and Mann-Whitney U test. During our researches, acceptable levels of significance was 5 per cent ($p=0.05$). When 'p' values were equal or less than 0.05, the examined values were considered to be significantly different.

3. Results and Discussion

3.1 Effects of treatments on the decomposition rate of leaf-litter

In the test bags, decomposition rate of leaf-litter exponentially decreased during the whole year of the experiment, which refers to the rapid mineralization of easily decomposable materials, while material loss of slowly decomposable components (e.g. lignin) was more time-consuming. There were only slight differences in the decomposition rates of treatments in the first three months. (Ten percent difference was detected between the largest (DW) and the smallest (NL) material lost.) However, in the next six months, the difference was more significant (48 percent). For this term, the difference between treatments could be proved statistically, since ANOVA showed significant differences between the treatments ($F_{(5;40)}=9,21$, $P<0,001$). Decomposition rates of leaf-litter were the following: $DW > DL > C > NL > NI$. In case of all treatments, decomposition rates decreased in the year of investigation, but the degree of decreasing showed large differences. The largest decreasing was detected during leaf-litter withdrawal (in case of NI, amount of decomposed leaf litter in the second half-year was one third than that of in the first half-year, while in case of NL the decrease was 53 percent), which was followed by the C (41 percent), DL (39 percent) and DW (26 percent). In my opinion, these results can be explained by the effect of K-strategist decomposing species on the slowly decomposable materials Hamer and Marschner, 2002; Fontaine *et al.*, 2003). These species are more active on the parcels which were treated with larger amount of leaf-litter, containing more lignin. Higher decomposition rate of DW soils, which were treated with branches, twigs and pieces of cortex, can be probably explained by the previous fact as well. C/N ratio is very low in the soil of the area (its value was 12 in case of C treatments). This value was only slightly increased by the forest litter which can be described by high C/N ratio (in case of DW, its value was 12.23). Therefore forest litter could not limit the decomposition of leaf-litter.

3.2 Effects of treatments on the organic matter content of soil

According to our expectations, results show that leaf-litter on and below the surface of the ground influences the organic matter content of soil. There was apparent difference between the leaf-litter treated soils and the leaf-litter withdrawal treatments (e.g. according to the Tukey-probe, a significant difference could be detected between DL and leaf-litter withdrawal of soils, between 2002 and 2006), which indicates that changes in the amounts of dead organic materials in the soil are perceptible within a few years, especially when amounts of added leaf-litter are significantly decrease. Comparison of the average values of 2001 and 2002 with the stable tendencies of 2003-2006

provides the following results: under different treatments, organic material content of soil samples increased by 10 percent in case of DL and DW, while decreased by 2 percent in case of C. These values do not show significant changes, however, average values of soil samples under leaf-litter withdrawal decreased remarkably, as we compared the two terms. (The decrease was 14 percent in case of NL, while NI showed 8 percent, NR 17 percent decreases.) These results indicate that (at least in the 6 years of the experiments) organic material content of the soil did not increase under the effect of leaf-litter treatment, when the amount of added leaf-litter exceeded the amount of natural leaf-litter production. Whereas, effects of leaf-litter withdrawal caused rapid decrease, within one or two years. From 2002 to 2006, ANOVA showed significant differences between the organic matter content of differently treated groups ($F_{(5,36)}=6,26$; $p<0,001$). Considering all measurements, organic matter content of different treatments can be ranked in the following order: DL>DW>C>NL>NR>NI. This order also reveals the approximate amount of leaf-litter which gets into the soil. In the first and second years after the marking out of parcels, perceptible effects of decaying plant roots could be experienced on the areas of NI and NR treatments, where vegetation had been removed during the treatment. In our opinion, this explains the higher content of organic materials in the soils under NI and NR treatments, however, negative effects of leaf-litter withdrawal were dominant in the following years. From 2003 to 2006 (to the end of our measurements), lowest concentrations of organic matters was measured in the soil samples of leaf-litter withdrawal treatments (NL, NR, NI). This helps to understand the causes of the decreasing organic matter content of cultivated soils. Decreasing organic matter contents could be measured especially on those areas, where most of the biomass was removed. Through the three decades of the experiment, neither the annual fluctuations of leaf-litter production, nor the qualitative and quantitative changes in the composition of tree species could considerably modify the organic matter content of the soil on the area (Tóth *et al.*, 2006). As an evidence of the previous statement, the organic matter content of the soil during Kovács' experiments (1978) was nearly the same as it was during our control treatments. All of these results refer to the fact, that rapid and definite changes in humus content of the soil occurs only under the influence of drastically changing (especially decreasing) amounts of leaf-litter.

3.3 Effects of treatments on the enzyme activity of the soil

The enzyme examinations (phenoloxidase, phosphatase, glucosidase), which were carried out right after the construction of parcels, absolutely showed higher values in soil samples of NI and NR treatments in the first years. Later these values decreased and was exceeded by the DL, C, DW treatments, in which surface leaf-litter was added to the soil. In my opinion, the previous

results can be explained by the following facts: as a consequence of plant removal, some enzymes may have got into the soil from the lysis of root cells, after the construction of NI and NL parcels (Burns, 1982); and additionally, lytic roots served as substrates for microorganisms. Otherwise, humidity of soil is higher in these parcels (because of the lack of evapotranspiration), which leads to quick decomposition of soil nutrients, since high humidity increases the microbial activity. Evidently, these effects cease to exist when all substrates are used up and root enzymes are degraded. In case of phosphatase, these processes passed in 2001 and 2002. ANOVA statistical analysis resulted in significant differences between treatments ($F_{(5;54)}=8,32$; $P<0,001$), from April, 2003 to the end of the measurements (September 2005). According to Tukey-probe, DL, C and DW showed significant differences in case of NR and NI, while DW showed significant difference in case of NL. The more slowly regression of phenoloxidase became apparent for 2004-2005. Even at that time, only DL surpassed the average enzyme activity of root-treated parcels. In my opinion, this can be explained by the fact that lignin is a resistant compound, the decomposition of which is very slow in the soil. The slow decomposition of root-lignin maintains the necessary amount of substrates for a long time. As lignin is a substrate of phenoloxidase, this leads to higher phenoloxidase activity. Examination of saccharase and arylsulphatase began three and a half year after the construction of parcels. ANOVA showed significant differences between treatments in case of arylsulphatase ($F_{(5;84)}=6,49$; $p<0,001$) and saccharase ($F_{(5;72)}=3,25$; $p=0,011$). Treatments with leaf-litter addition (DL, DW) and control samples (C) showed the highest activities, while treatments with leaf-litter withdrawal (NL, NR, NI) could be described lower (often significantly lower) activities (such as phosphatase and glucosidase in the first two years (Krakomperger, 2008)). Remarkably, dominancy of DL (which treated with the largest amount of biomass) against C and DW could not be detected by none of the examined enzymes (with the exception of phenoloxidase). In case of saccharase, arylsulphatase and glucosidase (Krakomperger, 2008), its activity can be ranked to the third place, while in case of phosphatase its activity can be ranked to the second place (after DW). Tukey-probe did not result in significant differences between the three treatments.

3.4 Effects of treatments on the soil respiration

Soil respiration is considerably influenced by decrease and increase of leaf-litter input. According to soil respiration, treatments can be ranked as follows: DL>NR>DW>C>NI>NL. According to two sample t-test, carbon-dioxide emission of the soils under NL treatment was significantly lower than that of the leaf-littered parcels (DL, C, NL, DW). In this case, effects of root respiration can be precluded, since our soil samples did not contain living roots. Consequently, absence of living roots does not exist in case of root-treatments

(NR, NI). Moreover, after the construction of NR and NI parcels, roots of removed vegetation remained in the soil, where their decomposition contributed to the temporary decrease of soil respiration. Higher carbon dioxide emission in the soils of NR and NI treatments can be explained by the higher humidity as well. On the Andrews DIRT site, results of Sulzman *et al.* (2005) were similar to our consequences, considering the tendencies. In case of Síkfőkút site, we did not find significant differences in the soil of C parcels, comparing with DL and DW samples, however, control treatment showed lower carbon dioxide emissions.

3.5 Effects of soil humidity on the activity of soil enzymes and the soil respiration:

According to Szabó (1986), decomposition of leaf-litter decisively depends on the humidity of soil. During our examinations, we also explained that soil humidity plays an important role in fluctuations of soil enzyme activities and carbon dioxide emission. Seasonal differences also connected to the changes of humidity, while effects of temperature were less significant. Fluctuations of soil humidity (especially significant fluctuations), however, to different extent, correlated with values of both enzyme activities and soil respiration. This influence was less considerable in case of leaf-litter withdrawal treatments (especially NR and NI), while it has more remarkable effects on DL, DW and C treatments. These statements are also supported by the results of correlation analyses. In case of carbon dioxide emission, arylsulphatase and sacharase, treatments of DL, DW and C showed higher correlation than NR, NL and NI treatments. (Moreover, in case of leaf-litter withdrawal, there was not significant connection between humidity values and sacharase activity, so correlation could not be pointed out.) I explain it by the fact that in contrast with other treatments, stock of nutrients is smaller under leaf-litter withdrawal, which causes lower values of decomposing enzyme activities and soil respiration even when humidity conditions are favourable. Additionally, humidity of NR and NI soils is considerably higher than in the other four treatments. As humidity is relatively high during the whole year, effects of periodical growth are more limited, in comparison with the other four treatments, which can be characterized by high maximum and minimum values.

3.6 Complete evaluation of the effects of leaf-litter treatments

Considering all of the measurements, there are apparent differences between leaf-litter withdrawal (NL, NR, NI) and the other treatments (DL, C, DW), while addition of double amount of leaf-litter never caused significant difference, comparing with the control samples (C). Moreover, in case of DL,

enzyme activities of saccharase and arylsulphatase were lower than in the control. This result refers to the fact that leaf litter withdrawal has more drastic effects on microbial activity than the doubling of leaf-litter or wood-litter. Short after the construction of parcels, at first NR and NI values increased, regarding the dead organic matter content of soil and the three enzymes. (However, increase of NI values was smaller.) But this tendency existed only for two years, and then it was followed by a considerable regression (with the exception of phenoloxidase, the regression of which was slighter and more slowly).

4 Irodalom / References

- Antal E., Berki I., Justyák J., Kiss Gy., Tarr K. és Vig P. (1997): A síkfőkúti erdőtársulás hő- és vízháztartási viszonyainak vizsgálata az erdőpusztulás és az éghajlatváltozás tükrében. Debrecen, p. 83.
- Burns R. G. (1982): Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biol. Biochem.* 14: 423-427
- Buzás I. (1988) (szerk): Talaj és Agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. Mezőgazdasági kiadó, Budapest pp. 242.
- Fontaine S., Mariotti A., Abbadie L. (2003): The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biol. Biochem.* 35: 837-843
- Frankenberger W. T., Johanson J. B. (1983): Method of measuring invertase activity in soils. *Plant and Soil* 74: 313-323
- Gosz J. R., Likens G. E., Bormann F. H. (1973): Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook Forest, New Hampshire. *Ecol. Monogr.* 43: 173-191.
- Hamer U., Marschner B. (2002): Priming effects of sugars, amino acids, organic acids and catechol on the mineralization of lignin and peat. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 261-268
- Kovács M. (1978): Stickstoffverhältnisse im Boden des Eichen-Zerreichen-Waldöko-systems. *Ecol. Plant.* 13: 75-82
- Jenkinson D. S., Powlson D. S. (1976): The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 8: 209-213
- 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* Vol. 36. 323-326
- Nagy P. T. (2000): Égetéses elven működő elemvizsgáló alkalmazhatósága talaj- és növényvizsgálatokban. *Agrokémia és Talajtan*, 49: 521-534.
- Nielson 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. *Wisconsin Academic Review*, 52: 231-227.
- Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin (1996): *Methods in soil biology*. Springer Verlag, Heidelberg, New York.
- Sinsabaugh R. L., Klug M. J., Collins H. P., Yeager P.E., Petersen S. O.: (1999): Characterizing Soil Microbial Communities. In: Robertson G. P., Coleman D. C., Bledsoe C. S., Sollins P. (ed): *Standard Soil Methods for Long-term ecological research*. Oxford University Press pp. 318-348.
- Sulzman E. W., Brant J. B., Bowden R. D., Lajtha K. (2005): Contribution of aboveground litter, belowground litter, and rhizosphere respiration to total soil CO₂ efflux in an old growth coniferous forest. – *Biogeochemistry* 73: 231-256

- Szabó I. M. (1986): Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. pp. 209-210, 218-219, 281-289
- Szegi J. (1979): Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. pp. 146, 245.
- Tóth J.A., Papp M., Krakomperger Zs., Kotroczó Zs. (2006): A klímaváltozás hatása egy cseres-tölgyes erdő stukturájára (Síkfőkút Project). A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. KvVM – MTA „VAHAVA” project. Poszterek a project zárókonferenciája. Budapest, 2006. március 9. (CD kiadvány)

5 Fekete István tudományos tevékenységének jegyzéke

5.1 Az értekezés témakörében megjelent előadások, poszterek

- Fekete I., Tóth J. A. (2001): A Síkfőkút DIRT Project.XVI. Mikrobiológiai Tudományos Ülés, Nyíregyháza.
- 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., 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. (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., Lukács J., Fekete I., Papp M., Koncz G. (2006): Interkontinentális hosszú-távú avarmanipulációs terepkísérlet a talaj szervesanyag-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): Erdőtálat szerves széntartalmának 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.

Kotroczó Zs., L. Halász J., Krakomperger Zs., Fekete I., D. Tóth M., Vincze Gy., Varga Cs., Balázsy S., Tóth J. A. (2008): Erdőtálat szerves-anyag mennyiségének változása avarmanipulációs kísérletek hatására (Síkfőkút Project). Talajtani Vándorgyűlés. Nyíregyháza, 2008. május 28-29. p. 22.

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

5.2 Az értekezés témakörében megjelent szakcikkek

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. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection, Nyíregyháza, Hungary

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 Volume 35, Issue 2, 381-385.

Varga Cs., Fekete I., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs. Vincze György (2008): Effect of litter amount on soil organic matter (SOM) turnover in Síkfőkút site. Cereal Research Communications Vol. 36. 547-550.

Kotroczó Zs., Fekete I., Tóth J. A., Tóthmérész B., Balázsy S. (2008): Effect of leaf- and root-litter manipulation for carbon-dioxide efflux in forest soil. Cereal Research Communications Vol. 36. 663-666

Fekete I., Varga Cs., Halász J., Krakomperger Zs., Krausz E. (2008) Study of litter decomposition intensity in litter manipulative trials in Síkfőkút Cambisols. Cereal Research Communications Vol. 36. pp 1779-1782

Kotroczó Zs., L. Halász J., Krakomperger Zs., Fekete I., D. Tóth M., Vincze Gy., Varga Cs., Balázsy S., Tóth J. A. (2008): Erdőtálat szerves-anyag mennyiségének változása avarmanipulációs kísérletek hatására (Síkfőkút Project). Talajvédelem Különszám, pp. 431 - 440.

5.3 Egyéb előadások, poszterek

Varga, Cs., Fekete, I., Piskolci, M., Dorka, D., Helmeczi, B., (2007): The effect of different mulching materials on quantitative changes of microbes in the soil of an integrated apple plantation. 7th International Multidisciplinary Conference, Baia Mare