

NYÍREGYHÁZI FŐISKOLA



Avarkezelés hatása a talaj biológiai aktivitására

Bodó Botond
Környezettan

Konzulens: Dr. Fekete István, főiskolai docens

2014

Tartalomjegyzék

I. Bevezetés	
II. Irodalmi áttekintés.....	
2.1. Avar jellemzése, avarprodukciót meghatározó tényezők.....	
2.2 . Gombák ökológiai jelentősége.....	
2.3. Gombák környezeti tényezőkkel szembeni érzékenysége.....	
2.4 . Gomba biomassa meghatározás módszerei.....	
III. Anyag és módszer	
3.1. A kísérleti terület bemutatása	
3.2. A DIRT project bemutatása, történelme, célkitűzései	
3.3. A Síkfőkút kutatás történelme	
3.4. Ergoszterolos vizsgálatok	
3.4.1. A módszer lépései	
IV. Eredmények és Magyarázat.....	
V. Összefoglalás.....	
VI. Irodalomjegyzék.....	
VII. Mellékletek	

I.Bevezetés

Az elmúlt évtizedek során a sok helyen szárazodással, sivatagosodással és felmelegedéssel járó klímaváltozás jelentős méreteket öltött Földünkön. Ez a változás a tájhasználattal együttesen jelentős mértékben befolyásolja az adott területek biológiai aktivitását, emellett a talajok biológiai, fizikai, kémiai tulajdonságát. Az eltelt időt tekintve a globális felmelegedés egy jóval hosszabb intervallumon keresztül fejti ki hatását, ezzel ellentétben a területhasználat sokkal gyorsabb környezet állapot változásokat indukálhat. Mindezen folyamatok következtében megváltozhat a talajok mikroklimája (leginkább a hőmérséklet és a nedvesség tartalom), szerves anyag tartalma, mely gyakran okozója, vagy éppen következménye a növényfedettség és a hozzá kapcsolódó avarprodukció megváltozásának. A talajban lejátszódó kémiai és biológiai folyamatok a légkörbe juttatott üvegházhatású gázok miatt hatással vannak a globális klímaváltozásra. Talajlégzés következtében a szárazföldi területeken az összes kibocsájtott szén-dioxid koncentráció 85-90%-a kerül a levegőbe. Egyes kutatások szerint a talajokból történő teljes szénkiáramlásnak nagyjából 70%-át a lebomló avar adja. (Raich és Schlesinger, 1992).

Számos kutató (Jenkinson et al., 1991; Schimel et al., 1994; Kirschbaum, 1995) szerint a hőmérsékletnövekedés erőteljesebben indukálhatja a lebontó folyamatokat, mint a felépítő folyamatokkal. Ezért a légköri szén-dioxid szint további növekedését eredményező fokozott szén-dioxid kiáramlás indulhat meg a talajokból. (Townsend et al., 1992; Schimel, 1995; Kaye and Hart, 1998; Cox et al., 2000). Azonban ezzel ellentétes hatások is jelentkezhetnek, mert a légkörben megnövekedett szén-dioxid koncentráció hatására növekszik a fotoszintézis intenzitása, ami serkenti a növények fejlődését fokozva ezzel a talajok szénmegkötő képességét. (Bazzaz et al., 1996)

A jelenleg rendelkezésre álló modellek, vizsgálati módszerek, sok esetben még nem nevezhetők tökéletesnek, ezért ahhoz, hogy a jövőbeli változásokról átfogóbb képet kapjunk, pontosabb előrejelzésekkel rendelkezünk, új, az eltérő körülményeket is figyelembe vevő vizsgálatokra van szükségünk.

II. Irodalmi Áttekintés

2.1. Avar jellemzése, avarprodukción meghatározó tényezők

Az avar pontos meghatározására többféle fogalmat is megalkottak már a kutatók. Tágabb értelemben az ökoszisztéma holt szerves anyagainak az összessége, mely tartalmaz állati ürüléket, tetemeket, elhalt gyökereket is. Egy specifikusabb értelmezés szerint az avar, vagy avartakaró nem más, mint az erdőségekben a talaj felszínén összegyűlt ép, vagy részben elbomlott növényi maradványok, így a levelek, gallyak, ág és kéregdarabok összessége (Szabó, 1986). A növényi avar adja a talaj szerves anyag utánpótlásának a nagyobb részét. Waring és Schlesinger, (1985) szerint az erdők a növekedésükhöz szükséges tápanyagok 69-87%-hoz a növényi avar lebomlása során jutnak hozzá. A fennmaradó rész állati ürülékből és egyéb maradványokból, a gombák anyagcsere termékeiből, a légkörből, illetve egyéb forrásokból származik.

Magát az avart képződési helye szerint két típusra bonthatjuk fel. Vannak egy felszíni és egy felszín alatti rész, mely leginkább elhalt gyökerekből áll. Mindkét típus esetén tekintélyes mennyiségi és minőségi változások mutathatók be az egyes évek összehasonlítása során, még abban az esetben is, ha azonos típusú növénytársulásokról beszélünk (Aber et al., 1985; Eissenstat és Yanai, 1997).

Az erdőségek avarprodukción az ottani állomány összetétele nagymértékben befolyásolja. A nagy avarprodukción rendelkező állományok közé tartozik a síkfőkúti is, melynek legfőbb fajtái a *Q. cerris*, *Q. petraea*, a *Cornus mas*, illetve az *Acer campestre*. A kutatók nagy része szerint a klímaváltozás fontos szerepet játszik az 1970-es évek vége óta végbemenő tölgypusztulós folyamatokban (Tóth et al. 2011). Az területen mért meteorológiai adatsorok is alátámasztják, hogy az elmúlt évtizedek során az erdő klímája egyértelműen melegebbé, és szárazabbá vált (Antal et. al, 1997). Ennek köszönhetően Síkfőkút projekt 40 évében a terület avarprodukción nagy változásokon ment keresztül. A *Q. petraea* avarprodukción jelentősen csökkent, míg az *Acer campestre* esetében nagy mértékben növekedett a 70-es években mért adatokhoz képest (Tóth, et al 2007).

Tekintve, hogy a növényi avar legnagyobb részét a lombavar alkotja (Tóth, 1974) az állomány kora nagyban befolyásolja az avarprodukción mennyiségét. A lombkorona végleges kifejlődéséig általában nő az avarprodukción, majd stagnálásba kezd, az egyes évek között

avarhozam tekintetében azonban nagy különbségek lehetnek, az adott időszak időjárási paramétereinek függvényében (Jensen, 1974).

2.2. A talajban élő lebontó és a szimbióta gombák ökológiai jelentősége

Az erdők ökoszisztémájában ugyanannyi idő alatt a lebontók nagyobb szerves anyagmennyiséget dolgoznak fel, mint a fogyasztók (Odum 1971). A lebontásért elsősorban a baktériumok, egyes növényi szövetek által termelt anyagok, a talajban élő bizonyos állatfajok, valamint a gombák felelősek (Mcfadyen 1963). A barna erdőtalajok avar utánpótlásának jelentős hányadát a fák által termelt földre hulló lombavar adja, melyet főként, különösen az alacsonyabb pH-jú talajok esetében, a gombák lebontó tevékenysége jellemez (Tóth 1974, Stefanovits 1975, Németh 1996). Az avar szerves anyag tartalmának akár 70-80%-át lignocellulóz mátrix, egy ellenálló vegyületcsoport alkotja. Ezen vegyületek bontását elsősorban a bazídiumos és tömlős gombák végzik (Cooke- Rayner 1984, Rayner- Boddy 1988). A lombavar átlagosan 5-8% lignint tartalmaz. A lignin lebontását leginkább a fehér korhasztó gombák, a cellulóz lebontását pedig a barna korhasztó gombák végzik (Rihani 1995, Kimmins 2004). Fontos megjegyezni, hogy a lignint egyes baktériumfajok is képesek lebontani, ezek azonban a baktériumok jelentős részéhez hasonlóan érzékenyek a savas pH-ra, ezért 4,7-es pH-nál savanyúbb közegben már nem mutatnak jelentős aktivitást (Kimmins 2004). A gombák részt vesznek a talajok szerkezetének alakításában, a talajerózióval szembeni ellenálló képesség növelésében. Azáltal, hogy képesek sajátos, nagy aktivitású extracelluláris enzimrendszereik révén olyan ellenálló vegyületeket is lebontani, mint a lignin, vagy a tannin a gombák fontos szerepet játszanak az erdei ökoszisztémák tápanyagkörforgásában. A talajokban élő organizmusok biológiai aktivitásukat gyakran enzimjeiken keresztül fejtik ki. Az enzimek fogalmukat tekintve az élő szervezetek anyagcseréjét, és energiaforgalmát szabályozó biokatalizátorok. A talaj enzimjeinek egy része a talajrészecskékhez kötődve hat a talaj biokémiai folyamataira, függetlenül az élő szervezetektől. Ezen enzimek is élő szervezettől származnak, csak a sejtek pusztulása, feltáródása után kerülnek ki a sejten kívüli térbe (Tabatabai, 1994). A talajok enzimológiai vizsgálatainak hatására a talaj biokémiai, illetve a biológiai ismereteink jelentős mértékben

gyarapodtak (Skujins, 1978). A talajenzimek nem csak a talajban végbemenő biokémiai folyamatok indikátorai, hanem a talajok tápanyagciklusaiban is fontos feladatuk van (Dick, 1994; Dick et al., 1996).

Eredetüket tekintve a talajban található enzimek jellemzően mikrobiális eredetűek, emellett azonban előfordulhatnak állati, vagy növényi sejtekből származók is. Az erdőtalajok, így a síkfőkúti talajok esetében is különösen fontos szerepet játszanak a mikorhizza gombák enzimelei, melyek a talajban lévő szerves anyagok lebomlásával a növények számára fontos tápanyagokat mobilizálják. A mikorhizzás gyökerek felszívó felületét a környező talajt behálózó gombafonalak rendkívüli mértékben megnövelik, a mikorhizza nélküli gyökér felszívó felületéhez képest, így a gomba az anyagcseréjéhez és energiatermeléséhez szükséges szerves anyagokért cserébe megnöveli a növény víz és nyersanyag ellátottságát.

A makro,- mikroklimatikus illetve a szezonális változások a talaj nedvességtartalmát, talajhőmérsékletét változtatják, melyek bizonyított módon hatással vannak az enzimaktivitásra.

2.3. A gombák környezeti tényezőkkel szembeni érzékenysége

Mivel a talajban élő mikroorganizmusok érzékenyen reagálnak a környezet változásaira, ezért jó indikátorai a mikrobiális közösségekben lezajló változásoknak (Turco et al. 1994, Insam és Domsch 1988, Stahl 1988, Harris 1991). A mikroorganizmusokra számos külső élettelen tényező hat, mint a hőmérséklet, a talaj tápanyag és nedvességtartalma, a pH, vagy az oxigénellátottság. (Batjes, 1998) A talajok nedvességtartalmát nem csak a felszín párolgása, hanem a növényzet transzspirációja, azaz a víznek a növények gázcsere nyílásain keresztül történő elpárologtatása is csökkenti, ezért a környezet nedvességállapotát gyakran evapotranszspirációval azaz a talaj és növényzet együttes párologtatásával jellemzik (Meentemeyer, 1978; Berg, 1984; Dyer et al., 1990). Ha a talaj nedvességtartalma az optimális mértéket huzamosabb időn keresztül meghaladja, úgy csökken az aerob mikroorganizmusok aktivitása az oxigénszegény állapot bekövetkezése miatt (Troeh és Thompson, 2005).

A gombák csak egy bizonyos hőmérséklet-tartományban képesek élettevékenységeket folytatni. Az életjelenségek mindegyike bonyolult, enzimekkel katalizált biokémiai folyamatok eredményeként

jön létre. A hőmérséklettel szemben a tűrőképességük meglehetősen széles skálán mozog. A pszichrofil, azaz hidegkedvelő gombák a $-15\text{ }^{\circ}\text{C}$ alatti hőmérsékletben érzik jól magukat, a termofil, azaz hőkedvelő gombáknál a hőtűrés felső határa $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ körül van. Elmondható, hogy a mérsékelt övi gombáknál átlagosan $25\text{--}30\text{ }^{\circ}\text{C}$ az a hőmérséklet, melyen még optimális körülmények között tudják az életfeltételeiket biztosítani.

A baktériumok, gombák pH-igénye illetve -tűrése - akárcsak a hőmérsékletigénye - három paraméterrel - a minimális, az optimális és a maximális pH-értékkel jellemezhető. A mikroorganizmusok a 3-11 pH közegben képesek szaporodásra, ezen belül elmondható, hogy a gombák leginkább a 3-5 pH, míg a baktériumok a 6-8 pH-ba eső tartományt preferálják. Átlagosan azonban az optimumgörbájuk a 2-8 közötti pH tartományt öleli fel 4-5 körüli optimum ponttal. Mind a gombákra, mind a baktériumokra jellemző, hogy pufferrendszerük segítségével képesek a környezetük pH-ját szabályozni olyan irányba, melyben növekedésük már optimális körülmények között végbemehet. Kutatások kimutatták, hogy az enyhén savas pH semleges irányba történő változását a mikroorganizmusok egy jelentős része stresszhelyzetként élik meg, ugyanis ebben az esetben csökken a felvehető tápanyag mennyisége (Persson 1989).

A Síkfőkúton történt mérések kimutatták, hogy a DIRT project keretében elkészített 18 db parcella talajának pH-ja a savas tartományba esik, melynek mértékét a kezelések erősen befolyásolnak. A mérések szerint a terület talajai a 4,53- 6,25 közötti pH tartományba esnek (Krakomperger et al 2008).

A tápanyag utánpótlásában és a talajban lévő mikroorganizmusok aktivitásában meghatározó szerepe van az avarnak. A növényi avar széntartalma változó, olykor igen magas értékeket mutathat a különböző avar típusoknál. Néhány példa ezekre: faanyagok esetében az 50:1-et is igen gyakran túllépi a szén/nitrogén arány, ugyanez az érték a szárazföldi növényeknél 19:1, míg a humusz esetében 10:1 vagy 11:1-hez (Szegei 1979).

Kimmins (2004) megállapítása, mely szerint minél nagyobb mennyiségben van a talajban a nitrogén, és minél kisebb a két elem között az arány, annál hatékonyabban tudják elvégezni lebontó tevékenységeiket a mikroorganizmusok. Ehhez kapcsolódik a Heal és társai (1997) által végzett kutatásokból származó következtetés, mely szerint a mikroorganizmusok számára növekedésükhöz az 25:1 alatt van az optimális C/N tartomány, azonban a gombák és a baktériumok képesek ennél magasabb értékben is a környezetükben található szubsztrátokat degradálni. Ugyanis az avar nitrogénben gazdag összetevői a bomlásukkor elősegítik a

mikroorganizmusok nitrogén felvételét, serkentik a szerves nitrogén vegyületek felszabadulását, segítve ezzel a szerves anyagok lebomlását (Schimel et al, 1996). Ezzel lehet kapcsolatban az a tény, hogy a tápanyagszegény avar nehezebben bomlik le, mint a tápanyagokkal jól ellátott területen lévő avar. Ennek a nehezebb bomlásnak az okai, részben a nagyobb C/N arány, részben a lebontásnak ellenálló molekulák (pl. lignin) nagyobb mennyiségű jelenléte (Aber és Melillo, 1982; French, 1988; Van Vuuren et al., 1993).

A Síkfőkúton kezelt parcellákról vett talajminták átlagosan 13:1 – 11:1 közötti C/N mértéket mutatnak, azonban nagy összességben ez az arány akár tekintélyes különbséget is ölthet (Tóth et al. 2007).

2.4. Gombabiomassza meghatározás módszerei

A különféle környezeti hatásokra, meglehetősen érzékeny a mikroorganizmusok jelentős hányada, ezekre adott válaszukat a biomassza, a közösségi struktúra és az eltérő aktivitások, valamint a különböző biomarkerek megváltozása tükrözik. (White et al 1998).

Eleinte a talaj fizikai, kémiai paramétereit, mint pH, szerves szénttartalom, felvehető tápanyagok használták a talaj ökoszisztémákban fellépő környezeti stresszhatások monitorozásához. Azonban ezekkel az adatokkal nem lehet olyan érzékeny eredményeket elérni, melyek alkalmasak lennének a talajokban végbemenő folyamatok korai előjelzésére. A kutatóknak éppen ezért olyan új paramétereket kellett keresniük, melyek ezen meghatározásra alkalmasak. Tekintve, hogy a talajok mikrobiális közössége a külső környezet megváltozására, nagyon gyorsan reagál, ideális indikátoroknak tekinthetők (Atlas 1984).

Parkinson és Coleman (1991) a mikrobiális szervezeteknek a környezeti stresszre adott válaszát a hagyományos módon, folyamatok szintjén vizsgálta, megadva a mikroszervezetek számát, a mért enzimek aktivitását, a talajlégzés intenzitását. Ezen mérések által a populációk méretéről, és aktivitási értékükről kaphatunk megfelelő információkat.

A tudomány számára részben a mikroszkóppal dolgozó technikák teszik lehetővé a mikroorganizmusok tanulmányozását. A mikroszkópos vizsgálatokat jelentősen segítik a gyakran elengedhetetlen festékek, mint például az acridin orange (AO), vagy a fluoreszceindiatát (FDA), ezek nagyban megkönnyítik a vizsgálatot végző személy munkáját, mivel

lehetővé tehetik a mintában szereplő mikroorganizmusok szelektív festését (Jones, 1974; Hobbie et al., 1977; Petthipther et al., 1980).

Södeström (1977) új módszert dolgozott ki a talajban lévő gombabiomassza tartalmának mérésére, mely a minták fluorszcein-diatátos kezelésén, valamint az epifluoreszcens mikroszkóp használatából állt. Kutatásai során rájött, hogy a minta homogenizációja nagy mértékben befolyásolta azon hifák számát, melyek megfestődtek az FDA-tól. A hifák roncsolása ugyanis a citoplazma elvesztéséhez vezethet, mely lehetetlenné teszi a festődést. Ez a roncsolás pedig akár a gomba szám 20%-os alábecsülését is eredményezheti.

Matuoska és munkatársai (1995) a hifanövekedés lehetséges indikátoraként a kongóvörös festéket javasolták. A kongóvörös a β -poliszacharidokkal lép kapcsolatba, így kötődik a kitin-lánchoz is. Ezáltal a fluoreszcens intenzitást a növekedési rátával vizsgálva rájöttek, hogy a kongóvörös fluoreszcens mikroszkópiával alkalmas a növekvésben lévő és nem növekedő hifák megkülönböztetésére.

Széles körben alkalmazzák a mikrobiális biomassza meghatározásához a szubsztrát indukált respirációt (SIR) (Anderson 1992), a kloroform-fumigációs inkubációt (Jenkinson és Polson), és a kloroform-fumingációs extrakciót (Vance 1987).

Napjainkban számos a biomolekulák vizsgálatán alapuló módszer került a kutatók vizsgálatainak középpontjába. A biomassza az ATP fogyás alapján is mérhető, a genetikai alapon végzett fajsztíntű meghatározás pedig a DNS és az RNS segítségével történik. A mikrobiális közösségek összetétele vizsgálható még a légzési láncban megtalálható kinonok, a sejtfal felépítésében résztvevő muraminsav, hexózaminok, és a sejtmembránban fellelhető foszfolipidek, éterlipidek, valamint az ergoszterol meghatározásával (Appuhn and Joergensen, 2006; Baldrian et al., 2013; Joergensen and Wichern, 2008; Rousk and Bååth, 2007).

Bár a szakirodalmakban viszonylag sok módszert találunk amelyek a talaj gombabiomassza mennyiségének meghatározásához a rendelkezésünkre állnak, azonban a vizsgálatok számos nehézségekbe ütköznek. A legegyszerűbb módja a gombabiomassza vizsgálatnak, ha olyan sejtalkotókat keresnek, melyek specifikusan megtalálhatóak a gombákban, és a micéliumban lévő mennyiségük viszonylag állandónak tekinthető. Az elmúlt évtizedekben erre a célra leginkább felhasznált sejtalkotó vegyületek a kitin és az ergoszterol.

Az utóbbi időben azonban a kitin biomarkerként való alkalmazását egyre többen megkérdőjelezték, tekintve, hogy nem csak a gombák sejtfalának fő komponense, de számos ízeltlábú, külső vázában is megtalálható (Baldrian et al., 2013).

Szerencsésebb megoldásnak tűnik az ergoszterol, ami a gombák fő szterol vegyülete, főként szabad formában a foszfolipid kettős membránban és kis részben zsírsavhoz észterezett formában van jelen (Weete, 1989). Ez is megtalálható bizonyos mikroalgákban és protozoákban is, de ezek mennyisége általában elenyésző a talajokban, viszont az üszöggombák és néhány egyéb primitívebb gomba taxon nem képesek szintetizálni. (Newell, 1992). Az ergoszterol szerepe sokrétű a gombasejtek működése szempontjából. Szabályozó szerepet tölt be a fluiditásnak és permeabilitásának változtatásában, emellett befolyásolja a membránhoz kötődő enzimek aktivitását, és a sejtnövekedést is. (Peacock and Goosey, 1989; Buchenauer, 1990). A sejtek halálát követően viszont gyorsan bomlásnak indul. Jelenleg ez a legszélesebb körben alkalmazott vegyület a biológiai gomba biomassa kimutatásához.

2.5 Célkitűzés

A DIRT project létrehozásakor a fő célkitűzés az volt, hogy a segítségével modellezhessék a klímaváltozás, illetve a terület használat változások azon hatásait, melyek az avarprodukció és a mikroklíma megváltozásán keresztül hathatnak egy cseres-tölgyes erdő talajainak biológiai, kémiai és fizikai paramétereire. Kutatásaim célja a Síkfőkúton működő DIRT projekt keretében végzett hosszútávú terepkísérletben létrehozott 6 eltérő kezelési típussal rendelkező kísérleti területről származó talajminták gombabiomassájának vizsgálata. A gomba biomassa mennyiségére vonatkozó méréseinket a gombák felépítésében szerepet játszó ergoszterol meghatározásával végeztük, ugyanis különösen a mérsékeltövi lombhullató, és boreális erdőségek talajaiban végbemenő lebontó folyamatok jelentős részben a gombákhoz köthetők, ezért a biomasszájuk fontos indikátorként szerepel a talajban végbemenő változásoknál. Vizsgálataink során arra a kérdésre kerestük a választ, hogy az avarprodukció változások, melyek számos területen a klímaváltozás egyenes következményei, hogyan hatnak a talajokban élő gombák biomasszájára.

III. Anyag és módszer

3.1. A kísérleti terület bemutatása

A MAB (Man and Biosphere) programon belül Dr. Jakucs Pál vezetésével 1972-ben létrehozott Síkfőkút project interdiszciplináris hosszútávú program egy hazai klimazonális cseres- tölgyes erdő komplex kutatására. A Síkfőkút project az Északi-középhegység bükk-hegységi tagjának déli, dombvidéki táján, Egertől 6 km-re kelet – északkeleti irányba lévő 27 hektáros természetvédelmi oltalom alá eső erdő területet jelenti. A terület földrajzi koordinátái: északi szélesség $47^{\circ}56'$, keleti hosszúság $20^{\circ}25'$. A terület tengerszint feletti magassága 320-340 méter. A vizsgálati terület D-i irányba enyhén lejtő 1000-2000 m széles háton fekszik. Az átlagos évi csapadék 550 mm. A terület talaját Stefanovits (1985) vizsgálta. Az elvégzett vizsgálatai alapján agyagos talajképző kőzeten kialakult agyagbemosódásos barna erdőtalaj jelentősen savanyú változatai figyelhetők meg. Ezek egymástól az avarból visszatérülő tápanyagok és tompítóanyagok mennyiségében térnek el. A könnyen oldható tápanyagtartalom kevés. A project keretében kijelölt erdőszakaszt az Országos Természetvédelmi Hivatal 1976-ban a 9/1976 OTHV határozatával a hosszú távú, zavartalan vizsgálatok biztosításának érdekében „kutatási célú természetvédelmi területé” nyilvánította. A terület a Bükki Nemzeti Park felügyelete alá tartozik. A terület 1972 óta rendszeres ökológiai, klimatológiai és talajtani vizsgálatok színhelye.

A terület fontosabb növényfajai Tóth (2013) szerint:

- Lombkoronaszint: *Quercus petraea*, *Quercus cerris*, *Acer campestre*
- Cserjeszint: *Acer campestre*, *Acer tataricum*, *Cornus mas*, *Cornus sanguinea*,
Crataegus monogyna, *Euonymus verrucosus*, *Ligustrum vulgare*
- Lágyszárú szint főbb képviselői: *Carex montana*, *Carex michelii*, *Dactylis polygama*,
Festuca heterophylla, *Fragaria vesca*, *Lathyrus niger*, *Melica uniflora*, *Poa nemoralis*



1. Ábra: Szőlőskei erdő Természetvédelmi terület a DIRT project színhelyének műholdas képe Google Earth-ban

3.2. DIRT project bemutatása, történelme, célkitűzései

Az USA ILTER (International Long- Term Ecological Research) által szervezett DIRT (Detritus Input and Removal Treatments) interkontinentális nemzetközi projekt szintén egy hosszú távú monitoring vizsgálat. A DIRT programot a Wisconsin egyetemen dolgozták ki 1957-ben az ottani füves területek és erdős ökoszisztémák hosszú távú tanulmányozására. (Nielson és Hole 1963)

A nemzetközi projekt célja, hogy feltárja a klímaváltozás és/vagy területhasználatban bekövetkező változás milyen mértékben változtatja meg az avarprodukción, illetve ez a

változás milyen hatással van a talaj szerves anyag tartalmára, milyen folyamatokat idéz elő az adott talajok különböző kémiai, biológiai és biokémiai paramétereiben.

A Síkfőkút project mellett napjainkban a vizsgálatokhoz az Amerikai Egyesült Államokban négy (Harvard Forest, Bousson, H. J. Andrews és University of Michigan Biologican Station), Kínában egy (Huitong Natural Research Station) míg Európában a Síkfőkúti mellett Németországban egy (Universitát Bayreuth BITÖK) terület csatlakozott. Az 2. számú ábra az ILTER DIRT projectben résztvevő kutatóhelyek elhelyezkedését mutatja. A Síkfőkút DIRT projectben kapott eredmények önmagukban is meghatározó adatokként szerepelnek, azonban a nemzetközi kutatásban való részvétel nagymértékben növeli a kutatás hatékonyságát, ugyanis a területek egymástól lényegesen eltérő ökológiai paraméterrel bírnak, így a kutatók jól modellezhetik az észak mérsékelt öv számos területén a biomassza produkcióban tapasztalható, valamint a közeljövőben feltehetően bekövetkező változások talajra gyakorolt hatásait.

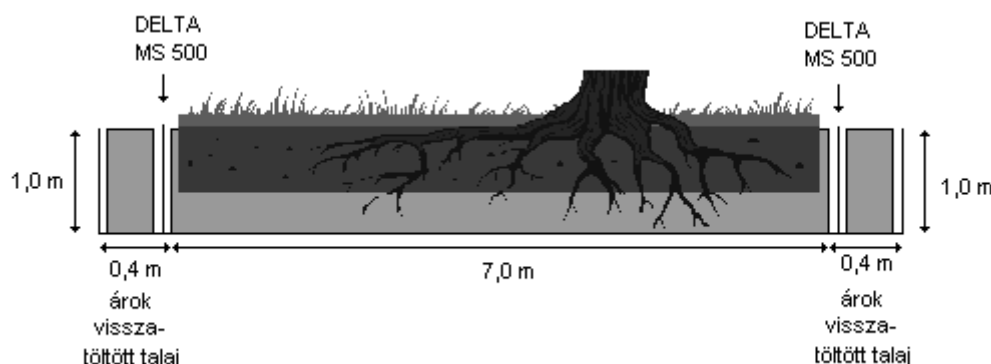
A projekt általános célkitűzéseire kapcsolódva a beállított avarmanipulációs kísérletben a következő kérdéseket vizsgálják még (Fekete, 2009)

- 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: a talaj hőmérsékletét, nedvességtartalmát szén és nitrogén tartalmát, pH-ját.

A kísérleti erdőben 2000. novemberében amerikai kutatók segítségével 18 parcellát létesítettek. A random módon kijelölt 7x7 m-es parcellákon hatféle avarkezelést háromszori ismétléssel alkalmazzák (1-es táblázat).

1. táblázat: A DIRT parcellák kezelései

Kezelés elnevezése	Leírás
Kontroll (K)	Normál avar input, nincs külső beavatkozás
Dupla Avar (DA)	A talaj feletti lombavar mennyiségét megduplázzák, annak az avarnak a felhasználásával amelyet a Nincs Avar kezelésről távolítottak el. Az avar áthordása folyamatosan történik egész évben
Dupla Fa (DF)	A talajfeletti fa inputot ágdarabok és gallyak hozzáadásával megduplázzák
Nincs Gyökér (NGY)	A parcellákat 40 cm széles 1 m mély árkokkal korbeárkolják. A kiásott árkokba gyökérrálló 1 m széles Delta MS 500 típusú 0,6 mm vastagságú nagysűrűségű polietilén lemezt helyeznek a gyökerek kívülről történő benövésének megakadályozására, majd az árkokat visszatemetik. A növényzetet kivágják, a légyszárúakat Medallonnal permetezve kipusztítják. az elszáradt növényi maradványokat összegerebélyzik. A parcella körüli fákról származó lombavar produkciót a helyszínen hagyják
Nincs Avar (NA)	A talaj feletti avar inputot eltávolítják a parcelláról. Az avar eltávolítása gereblyézéssel történik, egész évben folyamatosan. Az ágdarabokat, nagyobb gallyakat különválasztják a felszíni avar többi részétől
Nincs Input (NI)	A föld feletti avar inputot kizárják, mint a Nincs Avar kezelés esetében. A földalatti gyökéravart kizárják, mint a Nincs Gyökér kezelés esetében



3. ábra: Nincs Gyökér, és Nincs Input parcellák DELTA MS 500-as műanyag lemez segítségével történő elhatárolása (Nadelhoffer et al. 2004 alapján).

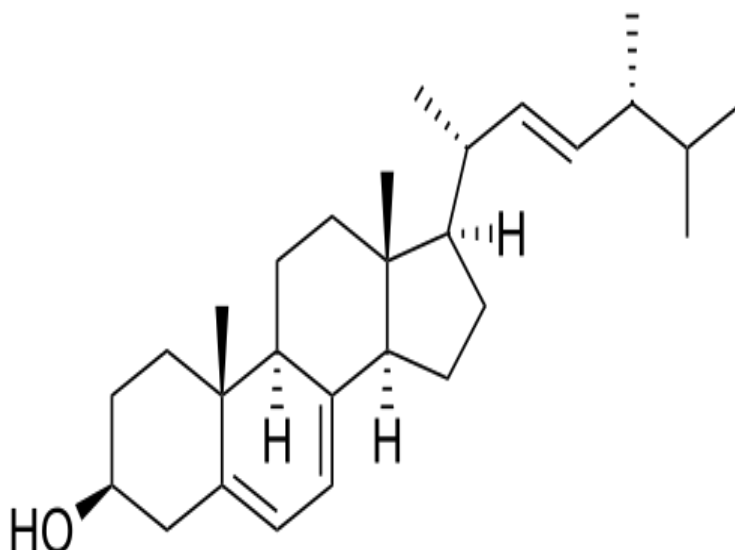
A kezelések talajainak néhány fontosabb, a gomba biomassza mennyiségét is befolyásoló paraméterét a 2. táblázat mutatja.

2. táblázat , pH, továbbá szén és szerves nitrogén tartalma Tóth János Attila adatai alapján (Tóth et al. 2011).

<u>Kezelés típusa</u>	<u>pH</u>	<u>széntartalom(g szén/100g talaj)</u>	<u>szerves nitrogéntartalom(g nitrogén/ 100g talaj)</u>
DA	5,64	6,73	2,586
DF	5,52	6,13	2,083
K	5,17	5,19	2,212
NA	4,72	4,24	1,372
NGY	4,9	4,48	1,498
<u>NI</u>	4,8	4,18	1,23

3.4. Ergoszterolos Gombabiomasszavizsgálat:

A kutatómunkám során a gombabiomassza ergoszterol általi mennyiségi meghatározását végeztem. Az ergoszterol kimutatására számos különböző módszert dolgoztak ki, azonban ezek gyakran túlságosan költségesek, időigényesek, vagy olyan eszközök szükségesek alkalmazásukhoz amelyek számunkra nem voltak hozzáférhetőek. A vizsgálataimat megelőzően megismertem egy a Nyíregyházi Főiskolán, Dr. Béni Áron, Dr. Fekete István és Sóki Erzsébet által kifejlesztett költség hatékony, környezetkímélő módszert, a gombabiomassza mennyiségének ergoszterolos meghatározására (Béni et al. 2014). A módszernek számos előnye van más módszerekhez képest.



4. ábra: Az ergoszterol molekulaszervezete

3.4.1. A módszer lépései

1. Talajmintavétel

A minták vételezése a talajmintavételi területen a talaj felső 5 cm-es részéből Oakfield G-model típusú talajmintavevővel történik parcellánként random 10 kiválasztott pontból. Homogenizálás után a felhasználásig hűtőben kell tárolni őket, törekedve a minél gyorsabb felhasználásra.

2. Talajminták előkészítése

A homogenizált minta 10 g-ját 50 mL KOH- MEOH (kálium-hidroxid - metanol) oldattal egy 100 mL-es Erlenmeyer lombikba kell belemérni.

3. Rázatás

A bemérést követően a lombikokat először mechanikus, majd ultrahangos rázatással kell kezelni. A rázatás optimalizálása érdekében a mechanikus rázatás 1 órán át kell tartson, az ultrahangos rázatás pedig fél órán keresztül, ugyanis ennél az időtartalomnál éri el a megfelelő (100%-os) hatásfokot, rövidebb, vagy hosszabb időn keresztül tartó rázatás esetén már csökken a hatékonysága.

4. Szűrés

Az ultrahangos rázatás befejezését követően az oldatokat 2-4 μm -es pórus átmérőjű redős szűrőpapíron keresztül le kell szűrni.

5. SPE tisztítás

Szűrés után a szűrt oldatot Supelco Visiprep 24 típusú vákuum egységben 1,5 ml (0,1mol/L-es) sósav illetve 2 ml izobutanol oldat felhasználásával tisztítjuk és dúsítjuk.

6. HPLC-n történő mérés

Az extrakciót követően a minták ergoszterol tartalmát folyadékkromatográfia segítségével kell meghatározni.

A HPLC mérési paraméterei a következők:

- RP-C18 oszlop: Phenomenex (150x4,6 mm; 3 μm)
- eluens: 100% metanol
- áramlási sebesség: 1,2 mL/perc
- nyomás: 134 bar
- mintabevitel: 20 μL
- hullámhossz: 282 nm

A HPLC műszert (Exformma Technologies EX1600HP HPLC system) ,05; 0,1; 0,2 mg/mL koncentrációjú ergoszterol standard oldatokkal a minták lemérése előtt kalibrálni kell. Az oldatok minden esetben 25 mL-es mérőlombikban a törzsoldat HPLC tisztaságú metanollal (CH₃OH) történő hígításával készülnek.

IV. Eredmények és azok magyarázata

3. táblázat: Az avarkezelések talajainak gombabiomassza átlagai és a standard hiba értékek (2014 február 28).

Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik.

Kezelések	Gombabiomassza (mg/g)	nedvesség tartalom (g víz/100g talaj)
DA	2,16 ^c ±0,37	42,1
DF	2,1 ^{bc} ±0,41b	41,6
K	1,99 ^{bc} ±0,27	39,7
NA	1,38 ^{ab} ±0,18	34,1
NGY	1,16 ^a ±0,22	36,5
NI	1,13 ^a ±0,28	38,1

4. táblázat: Az avarkezelések talajainak gombabiomassza átlagai és a standard hiba értékek (2014 június 24). Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik.

kezelések	0-5 cm	5-15 cm	15-25
DA	2,01 ^c ±0,220	0,64 ^c ±0,058	0,057 ^c ± 0,011
DF	1,4 ^{bc} ±0,086	0,73 ^c ±0,01	0,05 ^c ±0,004
K	1,1 ^b ±0,107	0,46 ^{bc} ±0,01	0,035 ^{bc} ±0,003
NA	0,42 ^a ±0,065	0,26 ^{ab} ±0,49	0,015 ^{ab} ±0,0004
NGY	0,48 ^a ±0,015	0,19 ^a ±0,23	0,014 ^a ±0,001

NI	0,39 ^a ±0,043	0,16 ^a ±0,016	0,013 ^a ±0,001
----	--------------------------	--------------------------	---------------------------

5. táblázat: Az avarkezelések talajainak gombabiomassza átlagai és a standard hiba értékek (2014 június 24).

kezelések	0-5 cm	5-15 cm	15-25
DA	19,5	17,2	17,2
DF	18	17,8	17,3
C	15,2	16,4	16,3
NA	12,2	16,5	16,5
NGY	13,7	16,1	15,8
NI	11	16,1	16

Az avarkezelések között mind a februári ($F_{(5,12)} = 7,56$; $p < 0,01$), mind a júniusi ($F_{(5,12)} = 36,62$; $p < 0,001$) méréskor szignifikáns különbség mutatkozott. A 2014 júniusi mintavételkor nem csak a felső 5 cm-es talajréteget vizsgáltuk hanem az alatta lévő 5-15 és 15-25 cm-es réteget is, melyeknél szintén szignifikáns különbséget találtunk a kezelések között. Az összes kezelés talajainál tapasztalható, hogy a nagyobb talajmélységek esetében szignifikánsan kisebb a gomba biomassza mennyisége, azonban a csökkenés mértéke kezelésenként változik. A legnagyobb több mint 35-szörös különbséget a legfelső és a legalsó mért talajréteg között a DA és a NGY kezelések esetén mértük. Ennek okát a DA esetében a felső rétegben található nagy mennyiségű szerves anyag jelenlétében kereshetjük, míg a NGY-nél a mélyebb rétegek alacsony értékeket mutatnak a gyökérzet hiánya miatt, mely kizárja a gyökérzethez kötődő mikorrhiza gombák jelenlétét is, illetve a gyökerek által termelt szerves anyagok és az ezekkel táplálkozó mikroorganizmusok is hiányoznak, így az alsóbb és a legfelső réteg között jelentősebb különbséget találunk. A kapott eredmények azt mutatják, hogy mind a felszíni avar, mind a gyökérzet hatással van a három talajréteg gomba biomasszájára, de a felső 5 cm-es réteg esetében a felszíni avar szerepe, míg a mélyebb rétegek esetén inkább a gyökérzet hiánya nyilvánul meg erőteljesebben.

Általánosságban elmondható az összes mérési időpontban és a talajmélység esetén, hogy legmagasabb értékek azoknak a kezeléseknek a talajaiban tapasztalhatóak, ahol a legnagyobb mennyiségben található avar a talajon, míg a legkisebb értékek az avar elvonásos kezeléseknél. A vizsgálataink során kapott eredmények alátámasztották a korábbi talajbiológiai méréseket, így az enzimaktivitás, talajlégzés, szerves anyag tartalom, avarbomlás sebességére végzett mérések eredményeit, melyek szerint a eltérő mennyiségű és minőségű avar input jelentősen befolyásolja a kezelések talajainak biológiai paramétereit, de a kezelések talajainak pH-ja szén és nitrogén tartalma is hasonló tendenciákat tükrözött (Fekete et al. 2008, Krakomperger et al 2008, Kotroczó et al. 2008, Varga et al. 2008, Fekete et al. 2011, Kotroczó et al. 2014 Fekete et. al 2014).

Az avar hozzáadásos kezelésű parcellákon nagyobb mennyiségű gomba biomasszát mértünk, azonban a növekedés aránya ezeken a területeken a kontrollhoz képest nem volt olyan mértékű, mint a csökkenés mértéke az avarelvonással kezelt parcellákon. Ennek oka az, hogy a különböző avar típusok (lomb, fa, gyökér) nagy mennyiségben tartalmaznak lignint és cellulózt, aminek a lebontásában a gomba biomasszájának hatalmas szerepe van.

A kezelések gombabiomasszájában jelentkező különbségek fő oka hogy az avarinputok eltérései révén a kezelések talajai eltérő tápanyag készlettel rendelkeznek, ami megszabja a talajokban megtelepedő lebontó szervezetek számát (Chang and Trofymow 1996). Ezt mutatja a gomba biomassza és a talaj szerves nitrogén és szerves szén készlete közötti korreláció is. Száraz, vízhiányos időszakokban időszakban a mikrobiális aktivitás is szignifikánsan visszaesik (Sardans and Penñuelas 2005)

Az avarkezelések mindentől függetlenül hatnak a talaj nedvességtartalmára, és a gombabiomassza mértékére. Az avartakaró a szigetelő hatás miatt megtartja a talaj nedvességtartalmát, ugyanakkor tápanyagot biztosít a lebontó szervezeteknek, ez növeli a gomba biomasszájának mennyiségét. Tehát ugyanabba az irányba növeli mindkét vizsgált paramétert.

A különböző mérési időpontok eredményeit összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy a talaj gombabiomassza tartalma folyamatosan változik. Ehhez a változáshoz hozzájárulnak a külső környezeti tényezők (így a nedvesség, hőmérséklet) melyek nagymértékben befolyásolják a talajban található mikroorganizmusokat.

V. Összefoglalás

Az ökológiai faktorként nagyon fontos talajgombák mennyiségi meghatározására az ergoszterolos módszer az egyik leghatékonyabb technika az ergoszterol élőlényekben történő specifikus előfordulása miatt. A minták műszeres vizsgálata jól mutatta az avarinput hatását a vizsgált talajok gombabiomassza tartalmára. Az ergoszterolos vizsgálatok nagy előnye érzékenyséjük, mellyel a gyors környezeti változásokra is jól detektálható választ adnak. Az összes korábban alkalmazott talaj biológiai módszernél nagyobb különbségeket találtunk a kezelések között.

VI. Irodalomjegyzék

Aber J. D., Melillo J. M. (1982): Nitrogen immobilization in decaying hardwood leaf litter as a function of initial nitrogen and lignin content. *Canadian Journal of Botany* 60: 2263-2269

Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. 1992. Soil bacterial biomass, activity phospholipid fatty acid pattern, and pH tolerance in an area polluted with alkaline dust deposition, *Appl. Environ. Microbiol.*, 58, 4026-4031.

Antal E., Berki I., Justyák J., Kiss Gy., Tarr K., Vig P. 1997. A síkfőkúti erdőtársulás hő- és vízháztartási viszonyainak vizsgálata az erdőpusztulás és az éghajlatváltozás tükrében, Debrecen, 83 p.

Appuhn, A., Joergensen, R.G., 2006. Microbial colonisation of roots as a function of plant species. *Soil Biol. Biochem.* 38, 1040–1051.

Atlas, R.M. 1984. Use of microbial diversity measurements to assess the environmental stress. In: *Current Perspectives in Microbiol Ecology* (Eds. Klug, M.J. and Reddy, C.A.), American Society for Microbiology, Washington, DC.

Baldrian, P., Vetrovsky, T., Cajthaml, T., Dobiasova, P., Petrankova, M., Snajdr, J., Eichlerova, I., 2013. Estimation of fungal biomass in forest litter and soil. *Fungal Ecol.* 6, 1–11.

Batjes N. H. 1998. Mitigation of atmospheric CO₂ concentrations by increased carbon sequestration in the soil, *Biol. Fertil Soils*, 27, 230-235.

Bazzaz F. A., Bassov S. L., Bernston D. M., Thomas S. C. 1996. Elevated CO₂ and terrestrial vegetation: implications for and beyond the global carbon budget. In: Walker B., Steffen W. (eds) *Global change and terrestrial ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, 42-76.

Aron Beni, Erzsebet Soki, Kate Lajtha, Istvan Fekete (2014) An optimised HPLC method for soil fungal biomass determination and its application to a detritus manipulation study. *Journal of Microbiological Methods*, 103: 124–130

Berg B. 1984. Decomposition of root litter and some factors regulating of process: longterm root litter decomposition in a Scots pine forest. *Soil Biol. Biochem.*, 16, 609-617.

Buchenauer H. 1990. Physiological reactions in the inhibition of plant pathogenic fungi. In *Chemistry of Plant Protection 6: Controlled Release, Biochemical Effects of Pesticides, Inhibition of Plant Pathogenic Fungi* (W. S. Bowers, W. Ebing, D. Martin and R. Wegler, Eds), pp. 217-292. Springer-Verlag, Berlin.

Chang S. X., Trofymow J. A. 1996. Microbial respiration and biomass (substrate-induced respiration) in soils of old-growth and regenerating forests on northern Vancouver Island, British Columbia. *Biology and Fertility of Soils* 23, 145-152

Chunderova A. N. (1970): Enzyme activity and pH of soil. *Soviet Soil Sci.* 3: 308-314

Cooke R. C., Rayner A. D. M. 1984. *Ecology of Saprotrophic Fungi*, Longman, London

Cox P. M., Betts R. A., Jones C. D., Spall S. A., Totterdell I. J. 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, 408, 750.

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 R. P., Breakwill D., Turco R. 1996: Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrating biological indicators. In: Doran J. W., Jones A. J. (Eds), *Handbook of Methods for Assessment of Soil Quality*. Soil Science Society America, Madison, pp. 247-272

Dyer M. L., Meentemeyer V, Berg B. 1990. Apparent controls of mass loss rate of leaf litter on a regional scale: litter quality versus climate, *Scand. J. For. Res.*, 5, 311-324.

Eissenstat D. M., Yanai R.D. (1997): *The Ecology of Root Lifespan*. *Advances in Ecological Research* 27:1-6

Fekete I. 2009 Avarkezelések hatása a síkfőkúti DIRT parcellák talajainak mikrobiális aktivitására és szerves anyag tartalmára doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem. Debrecen

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* 36: pp. 1779-1782.

Fekete István, Varga Csaba, Kotroczó Zsolt, Tóth János Attila, Várbiró Gábor (2011) The relation between various detritus inputs and soil enzyme activities in a Central European deciduous forest. *GEODERMA* 167-168: pp. 15-21.

Fekete István, Kotroczó Zsolt, Varga Csaba, Veres Zsuzsa, Tóth János Attila (2011) The effects of detritus inputs on soil organic matter content and carbon-dioxide emission in a Central European deciduous forest. *ACTA SILVATICA ET LIGNARIA HUNGARICA* 7: pp. 87-96.

Fekete István, Kotroczó Zsolt, Varga Csaba, Hargitai Rita, Townsend Kimberly, Csányi Gábor, Várbiró Gábor (2012) Variability of organic matter inputs affects soil moisture and soil biological parameters in a European detritus manipulation experiment *ECOSYSTEMS* 15:(5) pp. 792-803.

Fekete I., Kotroczó Zs., Varga Cs., Nagy P.T., Várbiró G., Bowden R.D., Tóth J.A., Lajth K. (2014): Alterations in forest detritus inputs influence soil carbon concentration and soil respiration in a Central-European deciduous forest. *Soil Biology and Biochemistry* 74:106–114.

French D. D. 1988. Some effects of changing soil chemistry on decomposition of plant litters and cellulose on a Scottish moor, *Oecologia*, 75, 608-618

Harris, J.A., Bentham, H., Birch, P. 1991. Soil microbial community provides index to progress, direction of restoration, *Restoration Manage, Notes* 9, 133-135.

Heal O. W., Anderson J. M., Swift M. J. 1997. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: Cadisch G., Giller K. E. (eds) *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*. CAB International, Wallingford, Oxfordshire, pp 3-30.

Hobbie, J. E., Daley, R. J., és Jasper, S. 1977: Use of nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.* 33, 1225-1228.

Hoffmann G. 1968: A photometric method for the determination of the phosphatase activity in soils. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd.* 118:161-162

Insam, H., Domsch, K.H. 1988. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites, *Microb. Ecol.*, 15, 177-188.

Jakucs P. 1973: „Síkfőkút Project”. Egy tölgyes ökoszisztéma környezetbiológiai kutatása a bioszféra-rogram keretén belül. *Magyar Tudományos Akadémia Biológiai Tudományok Osztályának Közleményei*, 16: 11–25.

Jenkinson D. S., Adams D. E., Wild A. 1991. Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming, *Nature*, 351, 304-306.

Jenkinson, D.S., Powlson, D.S. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass, *Soil. Biol. Biochem.*, 8, 209-213.

Jensen V. 1974. Decomposition of Angiosperm tree leaf litter. In *biology of plant litter decomposition*. Academic Press, London and New York, Vol. 1: 69-104

Joergensen, R.G., Wichern, F., 2008. Quantitative assessment of the fungal contribution to microbial tissue in soil. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2977–2991.

JONES, J. G. 1974: Some observations on direct counts of fresh water bacteria obtained with a fluorescence microscope. *Limnology and Oceanography* 17,540-543.

Kaye, J. P., Hart, S. C. 1998. Restoration and canopy-type effects soil respiration in a Ponderosa Pine, Bunchgrass ecosystem. *Soil Science Society Am. J.*, 62, 1062-1072.

Kimmins J. P. 2004. *Forest Ecology* (3. edition), Pearson Education, Inc. Upper Saddle River New Jersey USA, 5-27.

Kirschbaum M. U. F. 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage, *Soil Biol. Biochem.* 27, 753-760.

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) *TALAJVÉDELEM Különszám*: pp. 431-440.

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* 36:(1) pp. 663-666.

Kotroczó Zsolt, Koncz Gábor, Halász L. Judit, Fekete István, Krakomperger Zsolt, Tóth D. Márta, Balázs Sándor, Tóth János Attila (2009) Litter decomposition intensity and soil organic matter accumulation in síkfőkút dirt site. ACTA MICROBIOLOGICA ET IMMUNOLOGICA HUNGARICA 56: pp. 53-54.

Kotroczó, Zs., Zs. Veres, I. Fekete, Zs. Krakomperger, J. A. Tóth, K. Lajtha, B. Tóthmérész (2014): Soil enzyme activity in response to long-term organic matter manipulation. *Soil Biology and Biochemistry* 70:237-243.

Krakomperger Zs. 2010. Avarinput hatása a talaj elemtartalmára és a talaj enzimek aktivitására (Síkfőkút DIRT Project). Egyetemi doktori (PhD) értekezés.

Latypova R. M. (1965): Effect of environmental conditions on activity of soil enzymes Trudy Beloruss. Sel'Skokhoz. Akad. 37: 60-65

Macfadyen A. The contribution of the microfauna to total soil metabolism. In: Doeksen J., van der Drift J. 1963. Soil organisms, pp. 3-16 North-Holland Publ. Co., Amsterdam

Meentemeyer V. 1978. Macroclimate and lignin control in their decomposition rates, *Ecology*, 59, 465-472.

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 University Press, Michigan.

Németh T. 1996. Talajaink szervesanyag tartalma és nitrogen forgalma. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest, 42, 18-19.

Newell, S.Y., 1992. Estimating fungal biomass and productivity in decomposing litter. In: Carroll, G.C., Wicklow, D.T. (Eds.), *The Fungal Community: Its Organization and Role in the Ecosystem*. Marcel Dekker, New York, pp. 521-561.

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.

Odum, E. P. 1971. *Fundamentals of ecology*. W. B. Saunders Company. Philadelphia, London, Toronto. Third edition.

Parkinson, D., Coleman, D.C. 1991. Microbial communities, activity and biomass. *Agric. Exosyst. Environ.*, 34, 3-33.

Peacock G. A. and Goosey M. W. 1989. Separation of fungal sterols by normal-phase high-performance liquid chromatography: application to the evaluation of ergosterol biosynthesis inhibitors, *Journal of Chromatography*, 469, 293-304.

Persson, T., Lundkvist, H., Wiren, A., Hyvonen, R., Wessen, B. 1989. Effects of acidification liming on carbon nitrogen mineralization and soil microorganisms in mor humus, *Water Air Soil Pollut.*, 45, 77-96.

- Pettipher, G. L., Mansell, R., Mckinnon, C. H. és Cousins, C. M. 1980: Rapid membran filtration-epifluorescent microscopy technique for direct enumeration of bacteria in raw milk. *Appl. Environ. Microbiol.* 39, 423-429
- Raich J. W., Schlesinger W. H. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate, *Tellus*, 44B, 81-99.
- Rayner A. D. M., Boddy L. 1988. *Fungal decomposition of Wood, its Biology and Ecology*, John Wiley & Sons, Chichester, 1988.
- Rihani M., Kiffer E., Botton B. 1995. Decomposition of beech leaf litter by microflora and mesofauna. I. In vitro action of white-rot fungi on beech leaves and foliar components, *Eur. J. Soil Biol.*, 31, 57-66.
- Ross D. J. 1973: Some enzyme and respiratory activities of tropical soils from New Hebrides. *Soil Biol. Biochem.* 5: 559-567
- Rousk, J., Bååth, E., 2007. Fungal and bacterial growth in soil with plant materials of different C/N ratios. *Microbiol. Ecol.* 62, 258–267.
- Sardans J, Penñuelas J. 2005. Drought decreases soil enzyme activity in a Mediterranean *Quercus ilex* L. forest. *Soil Biology & Biochemistry* 37:455–461
- Schimel D. S., Braswell B. H., Holland E. A., McKeown R., Ojima D. S., Painter T. H., Parton W. J., Townsend A. R., 1994. Climatic, edaphic, and biotic controls over
- Schimel D. S. 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. – *Global Change Biol.*, 1, 77-91.
- Skujins J. 1978. History of abiotic soil enzyme research. In *soil Enzymes.* pp 1-49. Academic Press. London
- Sowerby A., Emmett B., Beier C., Tietema A., Penñuelas J. Estiarte M., Meeteren J. M., Hughes S., Freeman C. 2005: Microbial community changes in heathland soil communities along a geographical gradient: interaction with climate change manipulations. *Soil Biology & Biochemistry*, 37:1805-1813
- Söderström, B.E. 1977. Vital staining of fungi in pure cultures and in soil with fluorescein diacetate, *Soil. Biol. Biochem.*, 9, 59-63.
- Stahl, P.D., Williams, S.E., Christensen, M. 1988. Efficacy of native vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi after severe soil disturbance. *New Phytol.*, 110, 347-354.
- Stefanovits P. 1975. *Talajtan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*
- Stefanovits P. 1985. Soil conditions of the forest. In: Jakucs P. (ed.) *Ecology of an Oak Forest in Hungary. Results of "Sikfőkút Project"* I. Akadémiai Kiadó, Budapest, 50–57.
- Tabatabai M. A. 1994: *Enzymes.* In: Weaver R. W., Augle S., Bottomly P. J., Bezdicsek D., Smith S., Tabatabai A., Wollum A. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical properties*, No. 5. Soil Science Society of America. Madison, pp. 775-833

Tabatabai M. A., Bremner J. M. 1970: Factors affecting soil arylsulphatase activity. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34:427-429

Townsend A., Vitousek P., Holland E. A. 1992. Tropical soils could dominate the short-term carbon cycle feedbacks to increased global temperature, *Climatic Change*, 22, 293-303.

Troeh F. R., Thompson W. J. 2005. *Soil and soil fertility*. (6th edition) Blackwell publishing, 108, 111, 123

Tóth J. A. 1974. Az avarbomlás tanulmányozása a síkfőkúti bioszféra-kutatás keretében. *MTA Biol. Oszt. Közl.* 17.

Tóth J. A., P. T. Nagy, Zs. Krakomperger, Zs. Veres, Zs. Kotroczó, S. Kincses, I. Fekete, M. Papp, K. Lajtha (2011) Effect of litter fall on soil nutrient content and pH, and its consequences in view of climate change (Síkfőkút DIRT Project). *ACTA SILVATICA ET LIGNARIA HUNGARICA* 7: pp. 75-86.

Tóth J. A. 2013. 40 Éve az erdőökológiai kutatás szolgálatában: A Síkfőkút project, *Erdészettudományi Közlemények*, 3. évf. 1. szám 7-19. oldal

Tóth, J. A., Lajtha K., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Caldwell B., Bowden R. D., Papp M. 2007. The effect of climate change on soil organic matter decomposition. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 3: 75-86.

Turco, R.F., Kennedy, A.C., Jawson, M.D. 1994. Microbial indicators of soil quality. p. 73-99. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (eds.) *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Spec. Publ. 35. SSSA, Madison.

Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.*, 19, 703-707.

Van Vuuren M. M. I., Berendse F., De Visser W. 1993. Species and site differences in the decomposition of litters and roots from wet heathlands, *Canadian Journal of Botany*, 71, 167-173.

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

Waring R. H., Schlesinger W. H. (1985): *Forest ecosystems: concepts and management*, Academic Press, New York, USA

Weete, J.D., 1989. Structure and function of sterols in fungi, *Adv. Lipid Res.*, 23, 115–167.

White, D.C., Cecily, A.F., Leung, K.T., Macnaughton, S.J. 1998. In situ microbial ecology for quantitative appraisal, monitoring, and risk assessment of pollution remediation in soils, subsurface, the rhizosphere and in biofilms, *J. Microbiol. Methods.*, 32, 93-105.

VII. Mellékletek

I. Kép:
DIRT



Kontroll
parcella

II.Kép: Nincs Avar DIRT parcella



III.Kép: Dupa Avar DIRT parcella



IV.Kép: Dupla Fa DIRT parcella



V.Kép: Nincs Gyökér DIRT parcella



VI.Kép: Nincs Input DIRT parcella