

# Faállomány- és egyéb környezeti változók hatása a mohavegetációra az őrségi erdőkben

**TDK dolgozat**

**Márialigeti Sára, V. biológus**

**Témavezető: Dr. Ódor Péter, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék**

## **Bevezetés és célkitűzések**

Dolgozatom az őrségi erdők mohavegetációjával, a faállomány mohaközösségekre gyakorolt hatásával foglalkozik. Erdeinkben a mohaközösségek szerveződésében meghatározók a különböző aljzattípusok, emiatt érdemes megkülönböztetni a fák kérgén (epifiton), korhadó faanyagon (epixyl) és sziklákon megjelenő (epilitikus) mohaközösségeket (Smith, 1982a). A mérsékelt övi erdőkben az epifiton mohaközösség tekinthető a legintenzívebben kutatottnak (ld. Barkmann, 1958 és Smith, 1982b tanulmányait). Ennek oka talán az, hogy a mérsékelt övi növények közül a mohák mutatják ezt az életformát a legnagyobb tömegben (eltekintve a zuzmóktól, melyeknek növény-volta azonban vitatott). Vanderporten és munkatársai (2004) táji szinten vizsgálták a gazdálkodás és az erdősültség hatását az epifiton mohafajok számának és abundanciájának alakulásra. Eredményeik azt mutatják, hogy amellett, hogy sok moha preferálja a nagymértékű erdősültséget, sok, korábban erdeinek tartott mohafaj számára kedvezőbbek a nyíltabb, pionír jellegű erdőfoltok, ezért azok megőrzése is fontos a mohafajok fennmaradása szempontjából. Az erdők irtása, és a megmaradt állományokra jellemző intenzív vágásos gazdálkodás Európában jelentős mértékben átalakította, elszegényítette az epifiton mohaközösségeket (Rose, 1992). Ennek ellenére még a leginkább átalakított atlantikus régióra is jellemző, hogy a faállomány szerkezete az egyik legfontosabb faktor az epifiton közösségek számára (Aude and Poulsen, 2000).

Az erdei mohaközösségek szempontjából egy másik kulcsfontossággal bíró aljzattípus a holtfa (Harmon et al., 1986). Nagyon sok erdei mohafaj jelenik meg a korhadó faanyagon, köztük sok az obligát epixyl faj (Ódor 2000, Ódor and van Dort 2003). Az epixyl mohaközösségekben a korhadás során egy szukcesszió figyelhető meg, az eltérő korhadtsági állapotú fák a közösségek összetétele eltér, ezért ezek egyidejű jelenléte nagymértékben növeli a közösség diverzitását (Söderström, 1988a, Ódor and van Hees, 2004). A közösség szempontjából legalább ennyire fontos a fák mérete, mivel a nagyméretű fák sokkal fajgazdagabb mohagyepék jöhetnek létre, az aljzat nagyobb változatossága és hosszabb élettartama miatt (Rambo and Muir, 1998; Kruys and Jonsson, 1999; Kruys et al., 1999, Ódor and van Hees, 2004; Ódor et al., 2006). Mivel a gazdálkodás alatt álló és a természetközeli (kvázi érintetlen) erdők elsősorban a holtfa mennyiségi és minőségi sajátságaiban különböznek, számos összehasonlító tanulmány kimutatta, hogy a természetközeli erdők mohaközösségei elsősorban az epixyl fajok nagyobb fajgazdagságában és tömegességében különböznek (Lesica et al., 1991; Gustafsson and Hallingbäck, 1988; Andersson and Hytteborn, 1991; Söderström, 1988; Rambo and Muir, 1998; Ódor and Standovár, 2001). A holtfa sok esetben az egyéb aljzatokon megjelenő mohavegetációra is hatással van, pl. egy hazai természetközeli bükkösben kimutatható, hogy a holtfa lebomlása során a sziklák között felhalmozódó szerves anyag nagymértékben növeli a sziklai mohavegetáció diverzitását, valamint a sziklai és korhadéklakó közösségek jelentős átfedést mutatnak (Ódor and Standovár, 2002). Epixyl mohák esetében kiemelt jelentősége van a mikroklímának, általánosan elmondható, hogy a nedves, párás, hűvös viszonyok jóval fajgazdagabb epixyl

közösségek kialakulását teszik lehetővé, a holtfa mennyiségétől függetlenül is (Lindström, 2003; Ódor and van Hees, 2004; Ódor et al., 2006).

Lombhullató erdeinkben jelentős borítású mohaszint kialakulását a felhalmozódó lombavar sok esetben gátolja, ezért a talajlakó mohák elsősorban olyan helyeken tudnak megjelenni, ahonnan a lombavar elszállítódik (pl. fák gyökérlábai, útrézsűk, meredek lejtők, gyökértányérok, ld. Ódor et al., 2002). A víz által befolyásolt területektől eltekintve nagyobb talajlakó mohaborítás többnyire a meredek lejtőkön megjelenő a savanyú talajú lomberdőkben (savanyú talajú tölgyesek, bükkösök), valamint a fenyőelegyes lomberdőkben figyelhető meg. A talajlakó mohaszint esetében is nagy hatása van az erdőgazdálkodásnak.

Az erdők levágásának talajlakó mohavegetációra gyakorolt hatását is tanulmányozta Fenton et al (2004). E vizsgálatban, melyet különböző intenzitással vágott és bolygatatlan (kontroll) erdőfoltokban végeztek, azt találták, hogy bár a mohafajszaám a fakitermelést követően 4 év alatt visszaáll az eredeti szintre, a fajösszetétel jelentősen megváltozik, különösen a májmohák rovására. Frisvoll és Presto (1997) eredményei szerint a leggazdagabb, ritka fajokban is bővelkedő mohavegetáció a nedves, jó talajú és régen vágott erdőrészekben található. Humphrey és munkatársai (2002) faültetvények és természetközeli erdőállományok moha- és zuzmóvegetációját vizsgálták. Publikációjukban az ültetvények fajgazdagságának növelésére vonatkozó javaslatokat is megfogalmazznak.

Mohafajok bevonásával készültek erdők természetességi állapotát jellemző tanulmányok is. Ericsson és munkatársai (2005) a boreális régióban vizsgáltak természetközelinek tekintett, a biodiverzitás megőrzésében kulcsfontosságúnak vélt erdőfoltokat (woodland key habitats – WKH). Vizsgálatuk a tájtörténet nagy fontosságára hívja fel figyelmünket. Az eredeti élőhelyek feldarabolódásának problémájával foglalkozik Berglund és Jonsson (2003) vizsgálata. Tanulmányuk alapján a mohaközösség jelentős beágyazottságot mutat (vagyis a ritka fajok a gyakori fajok megjelenése után jelennek meg), ezért megfelelően nagy összefüggő, és mikrohabitatokban gazdag erdőállományokra van szükségük.

A talajlakó mohaszintet közvetlenül érő bolygatás hatásait is sokan tanulmányozták. Jonsson and Esseen (1998) összehasonlította az edényes- és mohaflóra bolygatásra adott válaszát, kolonizációját bolygatott erdőtalajon. Azt találták, hogy a mohavegetáció súlyosabb bolygatás után hamarabb regenerálódik, mint az edényes, sőt, a mohafajszaám néhány évvel a bolygatás után meghaladhatja a kezdeti állapotban tapasztaltat. E jelenséget a szerzők a mohák nagy és változatos regenerációs képességével magyarázzák. E két szerző egy korábbi (Jonsson and Esseen, 1990) vizsgálatában foglalkozott a fadőlés, mint bolygatás mohadiverzitásra gyakorolt hatásaival is. Gyökértányérok környezetének és bolygatásmentes foltoknak a mohaflóráját vetették össze, és azt találták, hogy a bolygatás a mohák fajszaámát növeli. Ennek több magyarázatát is adják: a gyökér kifordulása új, kompetíciótól mentes élőhelyet biztosít, ahol nagy a habitatdiverzitás és a talajban várakozó propagulumoknak lehetőségük nyílik a csírázásra. Vizsgálatuk szerint a bolygatás fajszerkezetre gyakorolt hatása még 100 év eltelté után is kimutatható. Egyetlen faj, az emeletes moha (*Hylocomium splendens*) bolygatásra mutatott reakcióit vizsgálta Rydgren (Rydgren et al., 2001). Azt találta, hogy a moha regenerációs készsége igen jó, ennek okait még vizsgálják. Különböző erdei élőlénycsoportoknak az edényes flóra minőségével való összefüggését vizsgálta Satersdal munkatársaival (2004). Úgy találták, hogy az élőhelytípusok mellett az edényes fajok is jó mutatói lehetnek az egyéb csoportok veszélyeztetett fajainak előfordulásának, mivel az edényesek a különböző környezeti tényezőkre hasonlóképpen reagáltak, mint a vizsgálat „célcsoportjai” (köztük a mohák). Mills és Macdonald (2004, 2005) különböző térléptékekben vizsgálta a mikrokörnyezetnek és aljzattípusoknak a mohákra gyakorolt hatását fenyőerdőkben. Eredményeik szerint a mohák megjelenése több szinten jelentkező habitat- és környezeti változóktól függ, ezért ezek nagy változatosságának megőrzésével biztosíthatjuk a mohák diverzitásának fennmaradását.

Jelen vizsgálat célja, hogy feltárjuk a talajsztint mohavegetációja (talajon és fekvő holtfán megjelenő mohák) és a faállomány közötti összefüggéseket az Őrségi erdőkben. Vizsgáljuk, hogy a faállomány és egyéb környezeti háttérváltozók közül mik tekinthetők „kulcsfaktoroknak” a mohaközösség kompozíciója, fajszáma és borítása szempontjából. További cél, hogy a feltárt összefüggések alapján olyan modelleket készítsünk, amelyek segítségével az egyszerűbb és könnyebben mérhető háttérváltozók alapján a mohavegetációra vonatkozó predikciókat lehet készíteni. Az ehhez hasonló modellek megkönnyíthetik az erdészet és a természetvédelem stratégia tervezését egy régióra vonatkoztatva.

## Anvag és módszer

A kutatási terület bemutatása (Ódor, 1997; Ódor et al., 2002; Tímár et al., 2002 nyomán)

Felvételeinket az Őrség és a Vendvidék 37 erdőállományában végeztük. Azért esett a választás hazánk e két tájegységére, mert sehol máshol nem jellemző az országban, hogy viszonylag hasonló termőhelyi és domborzati viszonyok mellett ennyiféle erdőtípus, illetve fafaj kombináció forduljon elő. A régióra jellemző, hogy viszonylag sok fafaj (kocsányos és kocsánytalan tölgy, bükk, gyertyán, erdeifenyő, lucfenyő) jelenik meg nagy tömegességgel és változatos elegyarányal az erdőkben, és emellett jelentős a különböző elegyfa-fajok (nyír, rezgőnyár, gesztenye, madárcseresznye, juharok, hársak) aránya. Ez a változatos fafajösszetétel növényföldrajzi, klimatikus és tájtörténeti hatásokkal egyaránt magyarázható.

A nyugati határszélen található területen erdőművelés sokáig egyáltalán nem volt, később pedig az országszerte jellemző nagybirtokok helyett kisebb, paraszti szálaló gazdálkodások alakultak ki. A gazdálkodás egyéb ágazatai (gabonatermesztés, legeltetés) a sok csapadékkal (évi 750-800 mm) együtt a talaj kilúgozódásához és elsavanyodásához vezettek sok helyen. Ezeken a területeken természetesen tudott megjelenni az erdei fenyő (alpin hatás) sok olyan acidofrekvens lágyszárú és mohafajjal együtt, melyek Magyarország többi tájain meglehetősen ritkán vagy egyáltalán nem fordulnak elő (pl. lágyszárúak: fekete és vörös áfonya, korpafüvek, körtikék, csarab; mohák: *Pleurozium schreberi*, *Scleropodium purum*, *Dicranum polysetum*, *Sphagnum spp.*, *Calypogeia spp.*). Az így kialakult erdők talaja az erdőkiélések (pl. erdei alomszedés) elmaradásával és hosszú idő elteltével alkalmassá válik a területre zonálisan jellemző erdőtakaró (tölgyes, bükkös állományok) eltartására. A jelenben is sok területen tapasztalható az erdei fenyves lassú visszaszorulása, a lombos fák térnyerése és ezáltal az egész országban egyedülállóan elegyes állományok kialakulása. Így érthető, hogy a vizsgálati területen igen sokféle erdőállomány található, különböző térléptékű, mozaikos elhelyezkedésben (erre jó példa az egyik mintavételi állományunk, melyben 30 m-en belül található ültetett vöröstölgyes és a visszaszoruló erdei fenyves maradványa). Ez a változatosság, bár régmúlt idők emberi beavatkozásának eredménye, mindenképpen fontos a biodiverzitás megőrzésében, az Őrség és a Vendvidék unikális jellegének fenntartásában.

## Mintavételezés

Vizsgálatunk során különböző faállomány-, edényes-, moha -, talaj-, holtfa- és fényviszony-változókat mértünk. A mintaterületek kiválasztása részben erdészeti üzemtervi, részben térképi adatok alapján, szemiszisztématikusan történt: szempont volt, hogy az állományok időssek legyenek (>70 év), a domináns fafajok eltérő elegyarányokkal legyenek képviselve, valamint hogy viszonylag sík és edafikusan nem befolyásolt területen helyezkedjenek el.

A faállomány felvételezése 40x40 méteres mintaterületeken történt: minden, 5 cm-nél nagyobb mellmagassági átmérőjű egyed fajtát, magasságát, lombkoronája aljának magasságát és mellmagassági kerületét megmértük, illetve térképeztük a középpontból mért szög és

távolság adatok alapján. Az 5 cm-nél kisebb mellmagassági átmérőjű fák esetében újulati foltokat térképeztünk: megállapítottuk az egyedszámot, a fajtát, az átlagos átmérőt és magasságot. A fekvő és álló holtfákat is térképeztük, 5 cm-nél nagyobb átmérő esetén mértük az egyedek átmérőjét, hosszát (magasságát) és korhadási állapotát (6-os skálán, ld. Ódor and van Hees, 2004). Ezen terepi adatok alapján megállapítottuk a fák egyedszámát, körlepősszegét és térfogatát. Megadtuk ezek területre vonatkoztatott faját, átmérő kategória és magasság szerinti megoszlását, illetve relatív értékeit.

A további felvételezést a mintaterület közepén elhelyezkedő, 30x30 m-es kvadrátban végeztük. Ezt felosztottuk 36 db, egyenként 5x5 m-es (2500 dm<sup>2</sup>-es) érintkező kvadrátra és ezekben végeztük az egyes edényes- és mohafajok abszolút borításbecslését (dm<sup>2</sup>-ben). Az ásványi talajfelszín kiterjedését és a fekvő holtfa mennyiségét az egyes kis kvadrátokon belül szintén dm<sup>2</sup>-re becsültük. A kvadrátok közepén mind a négy égtáj irányában mértük a lombkorona záródását denziométerrel (az állomány záródását méri egy rácshálós felosztott domború tükör segítségével, a nyert adat a lejutó fény mennyiségével arányos, ld. Lemmon, 1957). A kvadrátok moha adatait összegeztük, az elemzések a 30x30 m-es mintaterületre vonatkoznak.

A faállomány felvételek 2005. nyarától 2006. tavaszáig folytak, a moha felvételezést 2006. nyarán végeztük. A mohafajok határozásánál Erzberger and Papp (2004) nomenklaturáját követtük. Az elemzésekben a mohák hatbetűs kódjait használtuk.

### Adatelemzés

A mintaterületeknek indirekt ordinálására főkomponens-analízist (PCA) alkalmaztunk, a fajok szerint centrálva és standardizálva (Podani, 1997; Braak and Smilauer, 2002). Így áttekinthetővé vált az egyes területek egymáshoz viszonyított elhelyezkedése a fajösszetétel és -borítás alapján. A PCA-t kétféleképpen végeztük el: minden fajt egyforma súllyal tekintve, illetve a ritka (5-nél kevesebb mintaterületen előforduló) fajokat az elemzésből kivéve, de utólag, a már kiszámított tengelyek alapján a többi fajjal és a mintaterületekkel együtt ábrázolva (supplement – magyarul talán passzív fajnak nevezhetnénk).

Mivel az elvégzett detrendált korrespondencia elemzés (DCA) alapján a feltárt gradiensek viszonylag rövidnek adódtak (2,5 szórásnyi érték alatt), feltételezhető a fajok lineáris változása a kapott gradiensek mentén, ezért a környezeti változóknak a fajösszetételre gyakorolt hatását redundancia-analízissel (RDA) teszteltük. Az 5-nél kevesebb előfordulással bíró fajokat ez esetben csak passzív fajként vettük az elemzésbe, mert ellenkező esetben a PCA-nál is jelentkező, ritka fajokban bővelkedő élőhelyek szélsőséges környezeti adottságai elnyomták a kevésbé extrém mintaterületekhez tartozó értékeket. A ténylegesen ható háttérváltozókat automatikus, s részben manuális szelekcióval válogattuk ki. Ennek során a háttérváltozók által lefedett varianciákat mértük és szignifikanciájukat Monte-Carlo szimulációval teszteltük.

Az egyváltozós módszerek közül általános lineáris modellezést („General Linear Modelling”) használtunk a mohaborítás és –fajsúly háttérváltozóktól való függésének kimutatására (Everitt and Hothorn, 2006). Előzetes tesztelés után kézi, majd automatikus szelekcióval válogattuk ki a megfelelő háttérváltozókat.

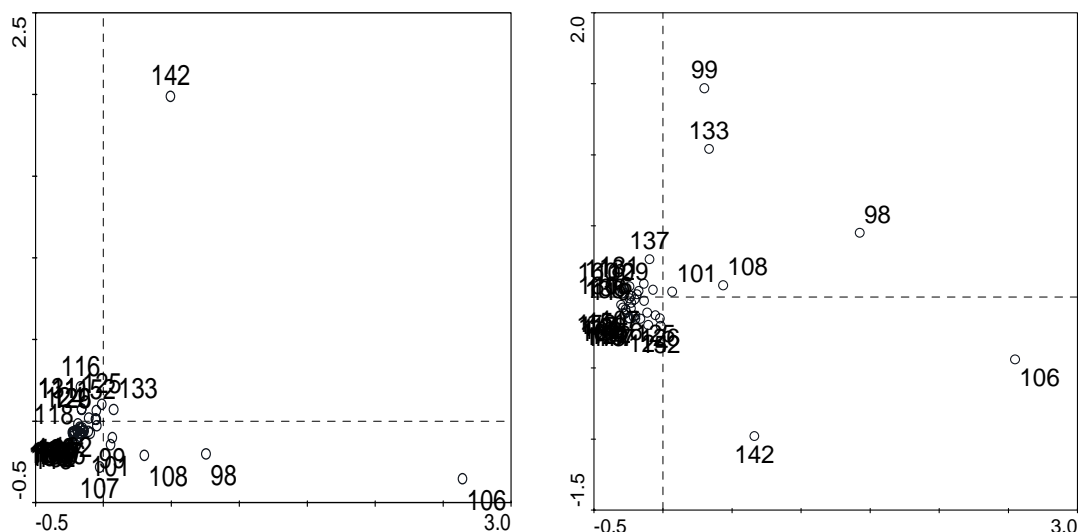
## Eredmények és értékelésük

A felvételezés során 79 mohafaj összesen 587 előfordulását regisztráltuk.

### Többváltozós módszerek

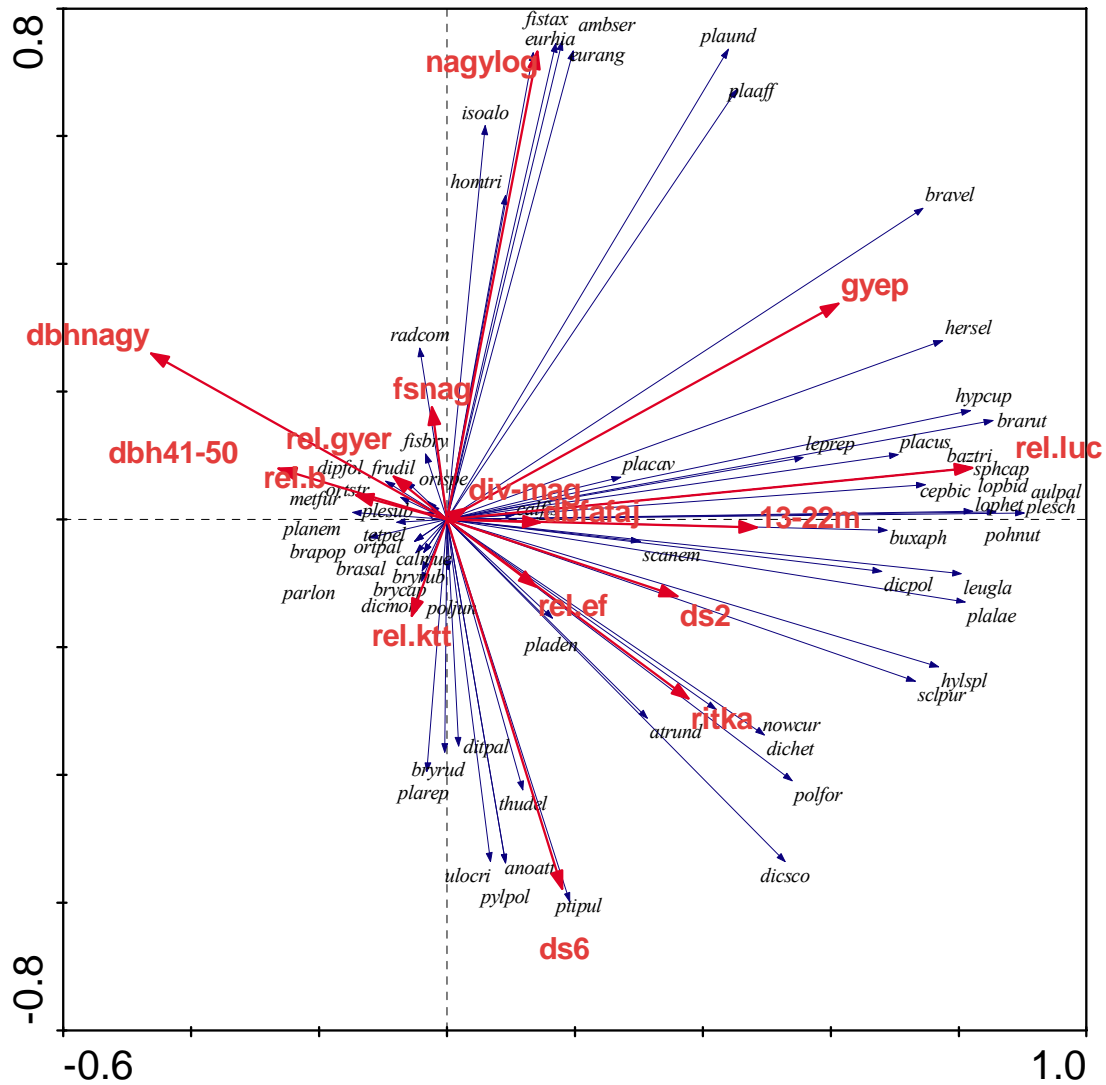
A PCA-nál végzett két elemzés összevetése érdekes eredményekre vezet. A tengelyek sajátértéke mindkét esetben hasonló (1. elemzés: az első tengely a variancia 23,4%-át, a második 12%-át, a harmadik 11,1%-át, a negyedik 7%-át fedi le; 2. elemzés: a lefedések rendre 28,8%, 13,6%, 12,5%, 7%), a másodikban kicsit nagyobb. Ennek oka az lehet, hogy a második elemzésben nem szerepeltek a ritka fajok, amelyek egyes szélsőséges élőhelyeken nagy tömegességgel fordulhattak elő, ezáltal növelték a varianciát.

A főbb trendek is hasonlóak mindkét elemzésben: jellemző fajaik alapján jól elválnak az üde lombos erdei minták (fajok pl. *Plagiomnium affine*, *P. undulatum*, *Fissidens taxifolius*, *Isothecium alopecuroides*), a savanyú fenyves jellegű élőhelyek (fajok pl. *Pleurozium schreberi*, *Scleropodium purum*, *Hylocomium splendens*, *Buxbaumia aphylla*) és a kettő közti átmenetet képező, kevésbé karakteres, sok esetben fajszegényebb élőhelyek (gyakori fajai pl. *Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium velutinum*, *Polytrichum formosum*, *Dicranella heteromalla*). Van azonban egy fontos különbség is (1. ábra): az első analízisben, ahol minden faj egyforma súllyal szerepelt, két szélsőséges állomány (egy öreg lucos – 106. és egy patakparti, igen nedves klímájú erdő – 142.) meghatározza az összes minta elhelyezkedését. Ezzel szemben a második elemzésben a 106-os és 142-es élőhelyen kívül más, kevésbé szélsőséges, de gazdag mohavegetációval rendelkező területek is jól megmutatkoznak (pl. 98 – részben erdefenyves, igen elegyes erdő; 99 – szalafői őserdő). Ennek oka nyilvánvalóan az, hogy a ritka fajok nem „nyomják el” a többi, és így a fajösszetételben levő, finomabb különbségek is ábrázolhatóvá válnak. Mindkét esetben sok állomány van, melyek az ordinációban nem válnak el élesen.



1. ábra – A kétféleképpen végzett PCA eredményének szemléltetése: scatter-plot a mintavételi helyekről. A baloldali ábra a teljes, a jobboldali a ritka fajok kihagyásával készült tesztelés eredménye

Az RDA alapján képzett faj-háttérváltozó biplotot mutatja be a 2. ábra. A modellbe beépített változók leírását és súlyát az 1. táblázat tartalmazza.



2. ábra – Az RDA alapján a fajok és háttérváltozók közös ábrázolása az első (vízszintes) és a második (függőleges) ordinációs tengely mentén.

Kód	Leírás	Sajátérték	F-érték
Rel.luc	A lucfenyő relatív egyedszáma	0,21	9,3
Nagylog	Fekvő holtfa, DBH 31-40 cm, térfogat (m <sup>3</sup> /ha)	0,11	5,36
Ds2	Fekvő holtfa, korhadási fázis 2, térfogat (m <sup>3</sup> /ha)	0,1	6,05
Ds6	Fekvő holtfa, korhadási fázis 6, térfogat (m <sup>3</sup> /ha)	0,08	5,22
Rel.ef	Az erdeifenyő relatív egyedszáma	0,06	4,01
Gyep	Gyepszint borítása	0,04	2,61
Ritka	A ritkább őshonos fafajok egyedszáma (db/ha)	0,03	2,39
Fsnag	Térképezett álló holtfa, fenyők, térfogat (m <sup>3</sup> /ha)	0,03	2,41
Rel.ktt	A kocsánytalan tölgy relatív egyedszáma	0,02	1,96
Dbhnagy	A 30 legnagyobb DBH-jú fa átlagos átmérője (cm)	0,02	1,54
Rel.b	A bükk relatív egyedszáma	0,02	1,4
Rel.gyer	A gyertyán relatív egyedszáma	0,01	0,62
Dbh41-50	41-50 cm DBH közötti fák darabszáma (db/ha)	0,01	0,76
Div-mag	A térképezett magasságcsoportok fajegyed Shannon diverzitása	0,01	1,15
13-22m	A 13-22 m közötti fák egyedszáma (db/ha)	0,01	1,14
Dbfafaj	A térképezett fafajok száma	0,01	1,01

*1. táblázat – Az RDA-ban használt háttérváltozók leírása,  $\lambda$ - és F-értékei. E 16 változó az összvariancia 77%-át fedi le.*

A mohaösszetételt ténylegesen befolyásoló háttérváltozók közül soknak viszonylag könnyű megérteni a biológiai magyarázatát. A luc- és erdeifenyő relatív egyedszáma nyilvánvalóan pozitívan korrelál a savanyú fenyvesekre jellemző mohafajokkal. A fenyők nagy relatív egyedszáma kedvez a talajlakó mohák megjelenésének, hiszen a tűavar kisebb felületű, vékonyabb réteget képez csak a talajfelszínen. Igaz, hogy kevés állományban fordult elő a luc nagy gyakorisággal, de ezek annyira karakteresek, hogy jelentős hatással vannak az elemzés egészére (ld. PCA is).

A holtfa mennyisége és minősége is fontos tényező, mivel sok moha számára ez biztosítja az aljzatot. Érdekes, hogy a nagyméretű és a 6. korhadási fázisú (Ódor and van Hees, 2004) holtfa térfogata ellentétes irányba mutat. Ennek valószínűleg az az oka, hogy – mivel a legtöbb állományunk többé-kevésbé kezelt – az erdőkből hiányzik az igazán nagyméretű, erősen korhadt fa. A nagy átmérőjű holtfa tömegét főleg tuskók adják, melyek azonban, mire elérik a 6. korhadási fázist, eredeti méretüknek kb. harmadára zsugorodnak.

A gyepszint borítása a mohák szempontjából fontos tényezőnek tűnik (ld. még a lineáris modelleket). A biplot alapján a gyepborítás a viszonylag közönséges, nagy tömegben előforduló, sok esetben acidofrekvens mohák jelenlétével korrelál erősen. Feltételezhető, hogy mind a gyepszintre, mind az acidofrekvens mohák előfordulására negatívan hat a nagyméretű lombos fák (elsősorban bükk) dominanciája (a nagyméretű fák hatása épp

ellentétes a gyepszintével). Ez egyrészt a jelentős árnyékolással, másrészt a nagymennyiségű lombavar produkcióval magyarázható. Az erdefenyővel uralt állományok viszonylag ligetesebbek, ahol a jelentős légyszárú borítással rendelkező lékekben kedvező feltételek adódnak a moháknak a jó fényviszonyok és a viszonylag humid mikroklíma miatt. A lombos fafajok (gyertyán, bükk, kocsánytalan tölgy) relatív egyedszáma a fenyők relatív egyedszámával ellentétes irányba mutat, ami a fenyőknél elmondottak alapján érthető (a talaj nem olyan savanyú, az ásványi talajkibukkanás kevés, vastag a lombavar). Érdekes viszont, hogy a fény (záródás) nem bizonyult szignifikáns háttérváltozónak, ez azonban elképzelhető, hogy a fényérés (záródás mérés) módszertani nehézségei miatt van. Saetersdal et al. (2003) is szoros korrelációt mutatott ki a légyszárú- és mohavegetáció diverzitása között norvégiai lombelegyes erdefenyvesekben, és Lee and LaRoi (1979) is hasonló eredményeket kapott a kanadai Sziklás-hegységben végzett vizsgálatainál.

A gyepszint hatásának ismeretében jobban érthető a nagyméretű fák hatása (41-50 cm átmérőjű fák darabszáma és a 30 legnagyobb fa átlagos átmérője). A talajlakó (többnyire acidofrekvens) mohafajok negatív, de a többnyire lomberdei, epifiton mohák pozitív korrelációt mutatnak e változóval. Ez utóbbiak részben valódi epifiton fajok (*Orthotrichum* fajok, *Metzgeria furcata*, *Frullania dilatata*, *Radula complanata*), részben a nagyobb fák alsó részén és gyökérlábain megjelenő fakultatív epifitonok (pl. *Plagiothecium nemorale*, *Paraleucobryum longifolium*). Az epifiton mohaközösségek esetében a fák mérete meghatározó háttérváltozó, amit számos korábbi tanulmány is igazol (Barkmann, 1958; Aude and Poulsen, 2000).

A közepes méretű fák darabszáma érdekes változó, hatásának biológiai magyarázatát nem ismerem. Szintén érdekes, hogy a ritka fajok egyedszáma, a térképezett fafajok száma és a fák magasság szerinti diverzitása is a fenyők hatásával egyirányba mutat, abba az irányba, amerre a legtöbb talajlakó mohafaj található. Ez az eredmény az elegyesség és az összetett faállomány-szerkezet fontosságára hívja fel a figyelmet (amely vonások a modern erdőgazdálkodásra oly kevésbé jellemzők).

### Lineáris modellek

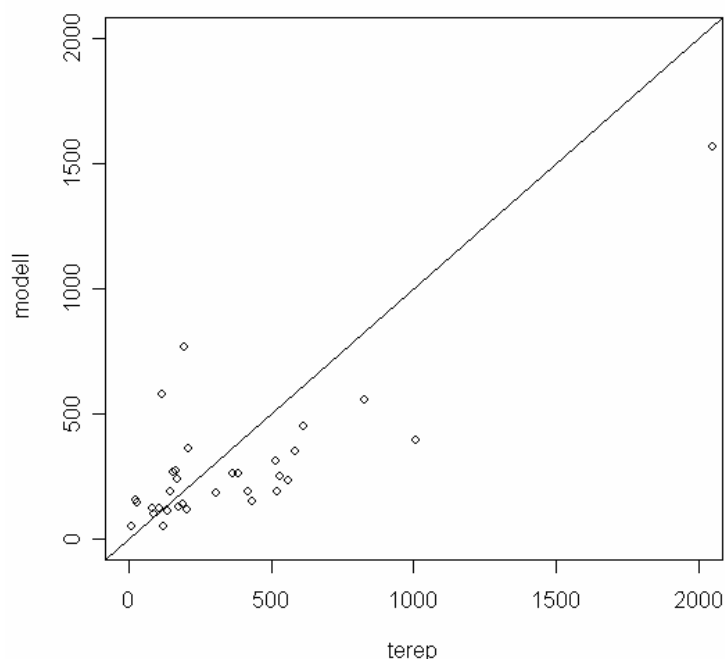
A mohaborítás vizsgálatánál a lineáris modellbe mindössze két háttérváltozó került bele: a bükk hektáronkénti egyedszáma (negatív hatás) és a gyepszint borítása (pozitív hatás). Mivel a modellezés feltételei nem teljesültek megfelelően, az adatokon log-transzformációt végeztünk. Az így kapott eredmények a következők:

	paraméter	F-érték	p
tengelymetszet	5,4758721		
gyep	0,0004112	14,43	p<0,001
bükk	-0,0028327	5,1106	p<0,05

Vagyis a bükkök egyedszáma negatívan, míg a gyep borítása pozitívan korrelál a mohaborítással, ezek általunk valószínűsített biológiai magyarázatát a többváltozós elemzések értékelésénél megadtam. Ezzel együtt a modell nem eléggé prediktív,  $R^2$ -értéke mindössze 0,426. A mért és a modell alapján várt értékek viszonyát a 3. ábra mutatja.

Bár a modell nem erős, eredménye mégis jelentős lehet, hiszen a benne foglalt változók igen egyszerűen mérhetőek, a célkitűzésben foglaltak megvalósítására alkalmasak – segítségükkel igen könnyű hozzávetőleges becslést készíteni a mohaborításról.





3. ábra – A mohaborítás változófüggésére készített modell tesztelése

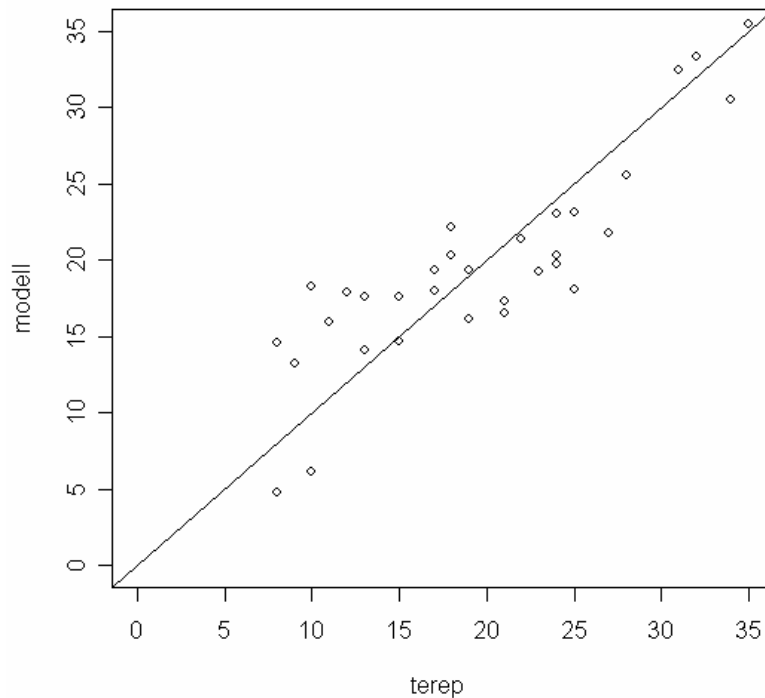
A fajszám változófüggésének vizsgálatakor hasonlóképpen jártunk el, mint a borítás esetében. Itt öt változó bizonyult szignifikánsnak a modell készítéséhez: 31-40 cm közötti átmérőjű fák hektáronkénti darabszáma (31-40 cm dbh), a térképezett fák hektáronkénti térfogata (sumvol), a fekvő holtfa térfogata (logvol), a gyepszint fajainak száma (gyep sp no) és a lucfenyő relatív egyedszáma (rel.lf). Az eredmény alább látható:

	paraméter	F-érték	p
tengelymetszet	24,422265		
31-40cm dbh	-0,039657	5,1644	p<0,05
sumvol	-0,017474	7,0825	p<0,05
logvol	0,228523	6,4252	p<0,05
gyep sp no	0,150565	7,6388	p<0,05
rel.lf	18,037778	6,8297	p<0,05

Látszik, hogy az első két változó negatív korrelációt mutat a fajszámmal, ami jól illeszkedik a többváltozós elemzések eredményeihez (ott a nagyméretű fák jelenléte mutatott hasonló hatást). A fekvő holtfa és a luc mennyisége is korábban már látott fontos tényező. Új változó azonban a gyepszint fajszáma. A hatás magyarázatát illetően a gyepliborításhoz hasonló feltevésekkel élünk, de a kérdés természetesen itt is mélyebb tanulmányozást igényelne.

Az öt változót felhasználó modell ereje lényegesen nagyobb, mint a borításra vonatkozóé,  $R^2$ -értéke 0,748. Tesztelésének eredményét a 4. ábra mutatja.

Ez az egyszerű modell - az előzővel szemben - jó becslési lehetőséget ad a mohák fajszámára. A háttérváltozók mérése ez esetben nem annyira egyszerű, mint a borítást becslő modellnél, de még mindig lényegesen könnyebb, mint részletes moha-felvételeket készíteni.



4. ábra – A mohafajszám változófüggésére készített modell tesztelése

Látható, hogy némelyik háttérváltozó hatásának biológiai jelentése könnyen megérthető, míg másoknál csak sejtéseink lehetnek a magyarázatot illetően. A konkrét hatásmechanizmusok felderítése azonban nem e vizsgálatok célja, hiszen ahhoz egészen másféle – kísérletes – mérésekre lenne szükség. Ehelyett a mért változók közül igyekszünk kiválogatni azokat, melyek valamilyen (direkt, indirekt vagy látszólagos) összefüggést mutatnak a mohákkal és ezért ismeretük lehetőséget teremt a predikcióra. A modellek alapján könnyen mérhető (sok esetben gyakran mért) háttérváltozók ismeretében képet alkothatunk az adott erdőrészlet mohavegetációjáról, ami megkönnyítheti a természetvédelem és az erdészet közös gyakorlati munkáját erdőink sokféleségének megőrzésében.

### **További kutatási irányok**

A gyűjtött adatok alapján még meglehetősen sokféle elemzésre nyílik lehetőség.

Az egyik a mohák előzetes, irodalmi adatok alapján való csoportosítása, majd ezen csoportok változófüggéseinek vizsgálata. A csoportok képezhetőnek természetes kategóriák (aljzatpreferencia, vízigény stb.), vagy akár mesterséges jellemzők alapján is (ritka fajok, indikátor fajok stb.).

### **Köszönetnyilvánítás**

Elsősorban témavezetőmnek, dr. Ódor Péternek tartozom köszönettel, rengeteg segítségével és határtalan türelméért. A felvételezést velem együtt végző munkatársaimnak, Németh Baláznak, Mag Zsuzsának, Tinya Flóranak és Mazál Istvánnak is köszönetet mondok. Rajtuk kívül Szövényi Gergelynek és családomnak köszönöm a szüntelen szellemi és lelki támogatást.

A vizsgálat lehetővé tételéért köszönet illeti az Őrségi Nemzeti Parkot és a Szentgotthárdi Erdészetet is.

## **Irodalom**

- Andersson, L. I. and Hytteborn, H., 1991: Bryophytes and decaying wood - a comparison between managed and natural forest. *Holarctic Ecology* 14: 121-130.
- Aude, E. and Poulsen, R. S., 2000: Influence of management on the species composition of epiphytic cryptogams in Danish *Fagus* forest. *Applied Vegetation Science* 3: 81-88.
- Barkmann, J. J., 1958: *Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes*. Van Gorcum, Assen.
- Berglund, H. and Jonsson, B. G., 2003: Nested plant and fungal communities; the importance of area and habitat quality in maximizing species capture in boreal old-growth forests. *Biological Conservation* 112: 319–328
- Ericsson, T. S., Berglund, H., and Östlund, L., 2005: History and forest biodiversity of woodland key habitats in south boreal Sweden. *Biological Conservation* 122: 289–303.
- Erzberger, P. and Papp, B., 2004: Annotated checklist of Hungarian bryophytes. *Studia botanica hungarica* 35: 91–149.
- Everitt, B. S. and Hothorn, T., 2006: *A Handbook of Statistical Analyses Using R*. Chapman & Hall/CRC Press Company
- Fenton, N.J., Frego, K.A. and Sims, M.R., 2003: Changes in forest floor bryophyte (moss and liverwort) communities 4 years after forest harvest. *Canadian Journal of Botany* 81: 714–731 (2003)
- Frisvoll, A. A. and Preste, T., 1997: Spruce forest bryophytes in central Norway and their relationship to environmental factors including modern forestry. *Ecography* 20: 3-18
- Gustafsson, L. and Hallingbäck, T., 1988: Bryophyte flora and vegetation of managed and virgin coniferous forest in South-West Sweden. *Biological Conservation* 44: 283-300.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K. and Cummins, K. W., 1986: Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-276.
- Humphrey, J.W., Davey, S., Peace, A. J., Ferris, R. and Harding, K., 2002: Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood. *Biological Conservation* 107: 165–180.
- Jonsson, B. G. and Esseen, P-A., 1990: Treefall disturbance maintains high bryophyte diversity in a boreal spruce forest. *Journal of Ecology* 78: 924-936.
- Jonsson, B. G. and Esseen, P-A., 1998: Plant colonisation in small forest-floor patches: importance of plant group and disturbance traits. *Ecography* 21: 518-526.
- Kruys, N. and Jonsson, B. G., 1999: Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests in northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*: 1295-1299.
- Kruys, N., Fries, C., Jonsson, B. G., Lämäs, T. and Ståhl, G., 1999: Wood inhabiting cryptogams on dead norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 178-186.
- Lee, T. D. and La Roi, G. H., 1979: Bryophyte and understory vascular plant beta diversity in relation to moisture and elevation gradients. *Vegetatio* 40: 29-38.
- Lemmon, P. E., 1957: A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry* 55(9): 667-668.
- Lesica, P., McCune, B., Cooper, S. V. and Hong, W. S., 1991: Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the Swan Valley, Montana. *Canadian Journal of Botany* 69: 1745-1755.
- Lindström, K., 2003: Wood-living bryophyte species diversity and distribution – differences between small-stream and upland spruce forests. Master thesis, UMEA University, Sweden

- Mills, S. E. and Macdonald, S. E., 2005: Factors influencing bryophyte assemblage at different scales in the Western Canadian boreal forest. *The Bryologist* 108(1): 86-100.
- Mills, S. E., and Macdonald, S. E., 2004: Predictors of moss and liverwort species diversity of microsites in conifer-dominated boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 15: 189-198.
- Ódor, P., 1997: Korpafű populációk cönológiai és ökológiai viszonyai. Szakdolgozat, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest.
- Ódor, P. and Standovár, T., 2001: Richness of bryophyte vegetation in a near-natural and managed beech stands. The effects of management-induced differences in dead wood. *Ecological Bulletins* 49: 219-229.
- Ódor, P. and Standovár, T., 2002: Substrate specificity and community structure of bryophyte vegetation in a near-natural montane beech forest. *Community Ecology* 3(1): 39-49. IF:-, FI: 1.
- Ódor, P. and van Dort, K., 2003: Dead wood inhabiting bryophyte vegetation in two Slovenian beech forest reserve. *Zbornik Gozdarstva in Lesarstva* 69: 155-169.
- Ódor, P. and van Hees, A. F. M., 2004: Preferences of dead wood inhabiting bryophytes for decay stage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. *Journal of Bryology* 26: 79-95.
- Ódor, P., 2000: A Kékes Észak Erdőrezervátum mohafldrája és mohavegetációjának jellemzése. *Kitaibelia* 5(1): 115-123.
- Ódor, P., Heilmann-Clausen, J., Christensen, M., Aude, E., van Dort, K. W., Piltaver, A., Siller, I., Veerkamp, M. T., Walley, R., Standovár, T., van Hees, A. F. M., Kosec, J., Matočec, N., Kraigher, H., Grebenc, T., 2006: Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Biological Conservation* 131: 58-71.
- Ódor, P., Szurdoki, E. and Tóth, Z., 2002: Az Őrségi Tájvédelmi Körzet főbb élőhelyeinek mohavegetációjája és flórája. *Kanitzia* 10: 15-60.
- Podani, J., 1997: Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. *Scientia Kiadó, Budapest*, 412 pp.
- Rambo, T. R. and Muir, P. S., 1998: Bryophyte species association with coarse woody debris and stand ages in Oregon. *The Bryologist* 101: 366-376.
- Rose, F., 1992: Temperate forest management: its effect on bryophyte and lichen floras and habitats. In: Bates, J. W. and Farmer, A. M. (eds.): *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. Clarendon Press, Oxford. pp. 211-233.
- Rydgren, K., De Kroon, H., Økland, R. H. and Van Groenendael, J., 2001: Effects of fine-scale disturbances on the demography and population dynamics of the clonal moss *Hylocomium splendens*. *Journal of Ecology* 89: 395-405
- Sætersdal, M., Gjerde, I., Blom, H. H., Ihlen, P. G., Myrseth, E. W., Pommeresche, R., Skartveit, J., Solhøy, T., Aas, O., 2003: Vascular plants as a surrogate species group in complementary site selection for bryophytes, macrolichens, spiders, carabids, staphylinids, snails, and wood living polypore fungi in a northern forest. *Biological Conservation* 115: 21-31
- Smith, A. J. E., 1982b: Epiphytes and epiliths. In: A. J. E. Smith (ed.): *Bryophyte ecology*, pp. 191-228; Chapman and Hall, London.
- Smith, A.J.E. (ed.), 1982a: *Bryophyte Ecology*. Chapman and Hall, London.
- Söderström, L., 1988a: Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in Northern Sweden. *Nordic Journal of Botany* 8: 89-97.
- Söderström, L., 1988b: The occurrence of epxylic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in Northeast Sweden. *Biological Conservation* 45: 169-178.

- Ter Braak, C. J. F. and Smilauer, P., 2002: CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA, 500 pp.
- Tímár, G., Ódor, P., Bodoncz, L., 2002: Az Órség és a Vendvidék erdeinek jellemzése. Kanitzia
- Vanderpoorten, A., Engels, P. and Sotiaux, A., 2004: Trends in diversity and abundance of obligate epiphytic bryophytes in a highly managed landscape. *Ecography* 27: 567-576.