



1949

**TERMÉSZETKÖZELI ÉS SZÜNANTRÓP KRIPTOGÁM
KÖZÖSSÉGEK SZERVEZŐDÉSE**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Aszalósné Balogh Rebeka

Témavezető:

Dr. Matus Gábor, egyetemi docens

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2023

*Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács, a **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Botanika** doktori programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.*

Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Debrecen, 2023. 09. 20.

.....

a jelölt aláírása

*Tanusítom, hogy **Aszalósné Balogh Rebeka** doktorjelölt **2018-2022** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Botanika** doktori programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult.*

Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2023. 09. 20.

.....

a témavezető aláírása

**TERMÉSZETKÖZELI ÉS SZÜNANTRÓP KRIPTOGÁM
KÖZÖSSÉGEK SZERVEZŐDÉSE**

**Organization of cryptogam associations in near-natural and
synanthropic conditions**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében a biológia
tudományágban

Írta: **Aszalósné Balogh Rebeka**, okleveles biológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája
(Botanika programja) keretében

Témavezető: **Dr. Matus Gábor**, egyetemi docens

Az értekezés bírálói:

Dr.
Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.
tagok: Dr.
Dr.
Dr.
Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2023

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés és általános irodalmi áttekintés.....	6
2. Célkitűzések	13
3. Esettanulmányok.....	14
3.1. I. esettanulmány: Szünantróp kriptogám közösségek kialakulásának vizsgálata	14
3.1.1. Szakirodalmi áttekintés.....	14
3.1.2. Anyag és módszerek	18
3.1.2.1. A vizsgálati helyszínek kiválasztása és felmérése.....	18
3.1.2.2. A vizsgálati helyszínek jellemzői	20
3.1.2.3. Határozás	21
3.1.2.4. Mikroklíma mérések.....	24
3.1.2.5. Biomassza mintavétel.....	25
3.1.2.6. Adatelemzés	25
3.1.2.6.1. Mikroklíma.....	25
3.1.2.6.2. Biomassza.....	26
3.1.2.6.3. Florisztikai összetétel	26
3.1.2.6.4. Fajgazdagság	27
3.1.3. Eredmények	28
3.1.3.1. Mikroklíma.....	28
3.1.3.2. Biomassza.....	36
3.1.3.3. Florisztikai összetétel	38
3.1.3.4. Fajgazdagság	41
3.1.4. Diskusszió	42
3.2. II. esettanulmány: Mészkerülő pannon sztyeppek kriptogám közösségeinek kezelésváltozás okozta dinamikája	51
3.2.1. Szakirodalmi áttekintés.....	51
3.2.2. Anyag és módszerek	54
3.2.2.1. A vizsgálati terület jellemzése.....	54

3.2.2.2. Biomassza mintavétel.....	59
3.2.2.3. Mintafeldolgozás.....	61
3.2.2.4. Talajelemzés.....	63
3.2.2.5. Adatelemzés.....	64
3.2.3. Eredmények.....	66
3.2.3.1. Fajgazdagság.....	66
3.2.3.2. Fajösszetétel.....	66
3.2.3.3. Biomassza.....	68
3.2.3.4. Produktivitás.....	75
3.2.3.5. Diverzitás.....	76
3.2.4. Diskusszió.....	78
3.2.4.1. Kompozíció, fajgazdagság.....	78
3.2.4.2. Biomassza.....	79
3.2.4.3. Diverzitás.....	81
3.2.4.4. Kezelés.....	84
4. Összefoglalás.....	91
5. Summary.....	96
6. Az értekezés új megállapításai.....	101
7. Irodalomjegyzék.....	102
8. Köszönetnyilvánítás.....	121
9. Függelék.....	122

1. Bevezetés és általános irodalmi áttekintés

A kriptogám élőlények csoportjába tartozó zuzmók és mohák ismerete és tanulmányozása az edényes növényekkel szemben jóval nagyobb kihívást jelent és ennek nemcsak kis méretük az oka. Vizsgálatuk eszköz- és gyakran vegyszerigényes, mikroszkópos vizsgálatot és kemotaxonómiai módszereket igénylő határozásuk nehezebb, így mindig viszonylag kevés kutató foglalkozott velük. Azonfelül, hogy ökológiai jelentőségük első látásra kevésbé nyilvánvaló, gazdasági hasznuk jórészt közvetett. Összetett azonosításuk és a specialisták hiánya miatt manapság is gyakran figyelmen kívül hagyják őket az élővilág feltárásakor, annak ellenére, hogy globálisan jelentősen (több tízezer fajjal), de Magyarországon is együttesen közel 1600 fajjal járulnak hozzá a biodiverzitáshoz (Lőkös & Farkas 2009; Erzberger *et al.* 2023).

Ismert, hogy fajgazdagságuk egyes helyeken a hajtásos növényekével egyenlő vagy akár azt meghaladó is lehet (Brown *et al.* 1994; Jarman & Kantvilas 1994; Slack 1977). Globálisan fajszámuk viszont sokkal alacsonyabb a hajtásos növényekénél, apró termetük ellenére közvetett ökológiai és gazdasági szerepük nem elhanyagolható (Boros 1943, 1953, 1971; Smith 1982; Orbán & Vajda 1983; Szczeplaniak & Biziuk 2003; Cornelissen *et al.* 2007; Vanderpoorten & Goffinet 2009; Asplund & Wardle 2017).

A zuzmók, legalább két, eltérő rendszertani besorolású partnerből álló összetett, teleptestű, autotróf, poikilohidrikus élőlények, más néven lichenizált gombák. A ma ismert legteljesebb megfogalmazás Hawksworth & Grube (2020) munkájából származik: „*A zuzmók legalább egy mikobionta, egy fotobionta és meghatározatlan számú további mikroorganizmus stabil szimbiózisai*”. Ugyanakkor a zuzmótelepek inkább

tekintendők apró ökoszisztémáknak, mintsem organizmusoknak (Farrar 1976). A mikobionta általában az Ascomycota, jóval ritkábban a Basidiomycota törzsből, a fotobionta zömmel a Chlorophyta, de mintegy tizedekora arányban a Cyanobacteria törzsből kerül ki, a cefalódiumos zuzmók esetében pedig két fotobionta szervezet a jellemző.

A legfrissebb becslés szerint globálisan megközelítően 19 000 zuzmófaj létezik (Lücking *et al.* 2017). A zuzmók egyes gyeptársulásokban (elsősorban olyanokban, ahol az edényes fajok produkciója valamilyen okból korlátozott) jelentős szerepet tölthetnek be, mind a biomassza részesedést, mind a biodiverzitást tekintve (Seaward 1988; Slack 1988; Longton 1988).

A zavarást, bolygatást rosszul tűrik, legtöbbjük érzékeny a környezet állapotában bekövetkező változásokra (Warren & Eldridge 2003), így széles körben alkalmazzák őket bioindiktoroként (Gries 1996; Sheppard *et al.* 2007; Fernández-Salegui *et al.* 2007; Glavich & Geiser 2008); növekedési ütemük a hajtásos növényekénél általában lassabb (Sancho *et al.* 2007).

Szép számmal találunk közöttük olyanokat is, amelyek képesek túlélni extrém környezeti feltételek (pl. szárazság, extrém sótartalom, extrém hőmérsékleti viszonyok) között is. Ennek eredménye, hogy a bioszféra szinte minden részében megtalálhatóak: a sarkoktól a trópusokig, az alföldektől a legmagasabb hegységekig, száraz területektől a vizes élőhelyekig (Seaward 1977; Nash 2008). Megtalálhatóak a talajon, különböző kőzetek felszínén, fák kérgén, örökzöld fák levelén, háztetőkön, néha vaskerítéseken, bőrdarabokon, szikkadt csontokon, elhasznált gumiabroncon, műanyagon, betonon, korhadt fatuskókon de akár még üvegdarabokon is (Seaward 1988; Farkas 2007). Moha- és

zuzmóközösségek gyakran élnek együtt talajon, sziklán és fakérgen, versengve a fényért, szubsztrátumért, tápanyagokért és vízért (Lawrey 1977).

Az első szárazföldi növények között számontartott mohák három törzse (Anthocerophyta, Hepaticophyta, Bryophyta) valódi szövetekkel nem rendelkező, spórákkal szaporodó növényeket foglal magába (Orbán & Vajda 1983; Vanderpoorten & Goffinet 2009). A friss becslés szerint megközelítően 20 000 mohafaj létezik (Patiño & Vanderpoorten 2018). Növénytársulások néhol tömeges résztvevői, ritkábban alkotói, a florisztikai kompozícióban teljes értékű elemek (Orbán 1984), s ezzel cönoszisztematikai és termőhelyi különbségek elsőrangú karakterfajai (hazai példákkal: Szujkó-Lacza 1961; Debreczy 1966, 1968; Simon 1970, 1971; Fehér & Orbán 1981). Ugyanakkor érzékeny indikátorai a környezeti ökológiai viszonyoknak, amelyben előfordulnak (Gimingham & Birse 1957; Simon 1970; Simon & Szerényi 1975; Ellenberg & Leuschner 2010).

Egyik legérdekesebb élettani jellegzetességük a poikilohidria, azaz változó vízháztartásúak, vízállapotukat a közvetlen környezetük vízviszonyai határozzák meg (Vanderpoorten & Goffinet 2009; Ódor 2016). A növényzet kolonizációjának korai szakaszában – amikor kialakul a számukra megfelelő mikroklíma – tömegesen jelennek meg, így jelentős szerepük van a humuszképzésben, a termőtalaj kialakításában. Sziklákon megtelepedve is lényeges humuszképzők, az erdőkben pedig részt vesznek a csapadékvíz fokozatos párologtatása által a mezofill környezet fenntartásában.

Hazánkban a mohák jellemzően azokat a természetben előforduló különleges helyeket népesítik be, amelyeket a többi növény kedvezőtlen viszonyok következtében (pl. a talaj sós vagy száraz, erősen savanyú,

csupasz homokfelszín, túl kevés fény) szabadon hagy számukra (Pócs 1976; Orbán & Vajda 1983; Orbán 1999). Ennek megfelelően, egyebek mellett homok- és löszpusztákon, löszfalakon, szikésen, nyílt sziklagyepekben, zárt fenyvesekben és erősen kilúgozott talajú erdőkben fordulhatnak elő nagy mennyiségben. Nyílt gyepekben a mohák akár az 50–70 %-os borítást is elérhetik (Pócs 1976; Orbán & Vajda 1983; Orbán 1999). Anyagcseréjük lehetővé teszi, hogy a zuzmókkal együtt a tundrán és a magashegységek hóhatár alatti régiójában is dominánssá váljanak (Vanderpoorten & Goffinet 2009; Ódor 2016).

Az egyes mohafajokra jellemző életmenet-stratégiákat During 1979-ben megjelent könyvében dolgozta ki. A stratégia az ő értékelése szerint morfológiai, ontogenetikai, reprodukciós biológiai, elterjedési és migrációs tulajdonságok összességét, illetve ezek megjelenését jelenti a különböző környezeti körülmények és ezek változásainak megfelelően. Az egyes mohák stratégiájának megismerése nagyon sok információt rejt magában az adott növényi populáció, valamint az élő és élettelen környezet viszonyáról. A mohák bizonyos környezeti faktorok megítélésénél (pl. taposás degradációs hatása) a virágos növényeknél is jobban használhatóak, mivel indikációs készségük bizonyos határok között jóval nagyobb és érzékenyebb (Orbán 1984).

Az elmúlt néhány évtizedben a lichenológia és a briológia látványos fejlődésnek indult, sőt, napjainkban is felfelé ívelő tudományágnak számít (Büdel *et al.* 2014; Glime 2017a; Gill *et al.* 2023). Ennek ellenére még ma is kifejezetten alacsony a hazai moha- és zuzmóspecialisták száma.

A magyarországi mohakutatás évszázados múltra tekint vissza, briológiai irodalmunk elsősorban kisebb-nagyobb földrajzi egységek vagy élőhelytípusok flórájára (tehát elszórt előfordulási adatokra) fókuszál, míg

az egy adott fajra/nemzetségre irányuló, intenzív, átfogó tanulmányok viszonylag ritkák (Nagy *et al.* 2019; Erzberger 2020).

A hazai lichenológusok az elsődleges florisztikai feltárás korában (hozzávetőleg 1870–1960 között) elsősorban adatgyűjtő, illetve alapvető taxonómiai tevékenységet végeztek (Hazslinszky 1884; Sántha 1910; Szatala 1925, 1926, 1928, 1929; Timkó 1925; Gyelnik 1926, 1928; Fórius 1957). Az utóbbi évtizedekben azonban ezekhez komplex analizáló vizsgálatok társultak (Farkas & Pátkai 1989; Csontos *et al.* 2000; Farkas *et al.* 2022). Hazánkban a zuzmókémiai vizsgálatok a modern kromatográfiai módszerek bevezetésével szintén csak néhány évtizede indultak meg (Farkas *et al.* 1998, 1999; Farkas 2007). A magyarországi florisztikai anyagnak eddig csak igen kis részét dolgozták fel. Ennél fogva sok faj hazai példányainak zuzmóanyag összetétele a mai napig feltáratlan. Az is előfordult már, hogy külföldi szerzők írtak le hazánkból addig ismeretlen kriptogám fajokat modern kémiai módszerek alkalmazásával (Czarnota *et al.* 2018).

A hazai zuzmó- és mohatársulások feldolgozása külföldi példák nyomán (Frey 1922; Gams 1927) szintén évtizedekkel ezelőtt zajlott (Gallé 1930, 1960, 1967, 1974, 1976a, 1976b, 1979; Felföldy 1941). Ma a zuzmócönológia elhanyagolt terület, csak elvétve írnak le új társulásokat (Kürschner 2002; Spier & Aptroot 2007).

A hazai kriptogám flóra feltárása terén még viszonylag nagyok a lemaradások. Az országban újonnan előkerülő kriptogám fajok viszonylag nagy száma (mohák: Erzberger 2001; Erzberger & Németh 2014; Németh & Schmotzer 2022; Erzberger *et al.* 2023; Németh & Erzberger 2023; Wolf *et al.* 2023, zuzmók: Guttová & Lőkös 2011; Farkas *et al.* 2016; Kovács *et al.* 2017; Matus *et al.* 2017a; Czarnota *et al.* 2018) arra mutat, hogy

Magyarország kriptogám flórája még messze nincs teljességgel feltárva. Jól mutatja ezt az is, hogy a 10 hazai nemzeti parkból eddig csak háromnál történt meg a kriptogámok, köztük a zuzmófajok (HNP: Versegly 1982, KNP: Lőkös & Versegly 2001, ANP: Lőkös 2009) és mohafajok (ANP: Papp & Lőkös 2009) teljes fajösszetételére törekvő felmérése.

Évtizedek óta nem talált fajok megerősítése (Matus *et al.* 2017b), továbbá számos, különböző tájegységekre újonnan leírt faj (Papp *et al.* 2020; Aszalósné Balogh *et al.* 2021) is jelzi a további lehetőségeket. Boros (1932) feldolgozásától a közelmúltig a nyírségi zuzmóflórára vonatkozóan csak szórványosan gyűltek adatok. Például a Nyírségben 2012-ig nem volt ismeretes egyetlen védett talajlakó zuzmófaj sem, mára viszont négy (*Cladonia magyarica*, *C. mitis*, *Xanthoparmelia pokornyii*, *X. pulvinaris*) előfordulására is fény derült (Matus & Lőkös 2014).

Kevésbé kutatott a védett zuzmófajok, például a talajlakó vándorzuzmók dinamikája is. Újabban a *Xanthoparmelia* nemzetség két, a területhasználat változásaira érzékeny, védett és egyben veszélyeztetett talajlakó fajának nyírségi élőhelyein kezdődtek ilyen kutatások (Matus & Lőkös 2014; Matus *et al.* 2015; Matus *et al.* 2018a). Koegzisztenciális mintázatuk feltárására, összesített védett értékük meghatározására hazánkban még nem történt kísérlet.

Kifejezetten elhanyagolt idehaza a kriptogámok produkció-biológiai és vegetációdinamikai szerepének vizsgálata, ezáltal a területkezelés változására adott válaszuk feltárása is.

Zuzmók és mohák közötti kapcsolatokra vonatkozó vizsgálatokat is viszonylag ritkán végeztek eddig (Ipatov & Tarkhova 1983; Oksanen 1984; Okland & Eilersten 1993; Rydin 1997; Zamfir & Goldberg 2000; Ingerpuu *et al.* 2001; Frahm 2003). Mind a mohák, mind pedig a zuzmók érzékenyen

reagálnak a különböző környezeti feltételekre, például a talaj pH-jára (Löbel *et al.* 2006), valamint a tápanyag-ellátottságra (Boch *et al.* 2018a), az edényes növénytakaró összetételére (Löbel *et al.* 2006; Boch *et al.* 2016; Boch *et al.* 2018b) és a biomassa mennyiségére (van Klink *et al.* 2017; Boch *et al.* 2018a). Ezért fontos megérteni, hogy az egyes vegetációtípusok moha- és zuzmógazdagsága hogyan kapcsolódik az abiotikus változókhoz (Bergauer *et al.* 2022).

A mohák és zuzmók nemcsak természetes közegben fordulnak elő, hanem mesterségesen élőhelyeken is. A fokozódó urbanizáció során egyre több az új épület, melyek alkalmas élőhelyeket teremtettek ezen közösségek számára. Ennek ellenére a városi kriptogám flóráról és vegetációról is nagyon kevés információval rendelkezünk.

A sok, nemzetközi szinten is nyitott kérdés megköveteli a talajlakó közösségek és környezetük, valamint a területkezelés és a kriptogám vegetációdinamika kapcsolatának még intenzívebb kutatását.

Témaválasztásom a fentiek indokolják: a kriptogám közösségek szerveződésének vizsgálata szünantróp és természetközeli helyzetben egyaránt aktuális és kiemelten fontos.

2. Célkitűzések

Értekezésemben két, eltérő környezetben végzett esettanulmányban vizsgáltuk kriptogám közösségek szerveződését.

Az első esettanulmányban szünantróp primer szukcesszió során jelentkező kriptogám közösségek primer szukcesszióját tanulmányoztuk debreceni épületek lapostetőin. A vizsgálat során célunk volt: (1) reprezentatív számú, egymáshoz földrajzilag viszonylag közel elhelyezkedő városi lapostetőn a kriptogám közösségek összetételének leírása; (2) a napsütésnek teljesen kitett, illetve árnyékolt lapostetőpár mikroklimatikus viszonyainak összehasonlító jellemzése; (3) egyes eltérő korú lapostetők kriptogám biomasszájának összevetése, valamint a zuzmó- és mohafrakciók közötti megoszlás leírása; (4) hozzájárulás a városi lapostetőkön lejátszódó primer szukcesszió fázisaival és időzítésével kapcsolatos ismeretekhez; (5) eltérő méretű lapostetők szigetbiogeográfiai jellemzőinek (fajszám-area összefüggés, fajszám telítődés) leírása; (6) a zuzmó- és mohafajgazdagság közötti esetleges kapcsolat azonosítása.

A második esettanulmányban kriptogám közösségek dinamikáját vizsgáltuk legelés kísérleti kizárását (bekerítést) követő szekunder szukcesszió során, illetve kizárásnak alá nem vetett kelet–magyarországi mészkerülő nyílt homoki gyepekben a fajösszetétel és biomassza ismételt mintavételezésével. A vizsgálat során célunk volt: (1) a talajlakó kriptogám közösségek florisztikai összetételének, specifikus biomasszájának, produktivitásának és diverzitásának kvantitatív leírása; (2) a kriptogám közösségek kezelés megváltozására (különböző korú legeléskizárás, változó legeltetési nyomás) adott válaszána a feltárása.

3. Esettanulmányok

3.1. I. esettanulmány: Szünantróp kriptogám közösségek kialakulásának vizsgálata

3.1.1. Szakirodalmi áttekintés

Ismert, hogy a kriptogámok természetközeli élőhelyeken és városi környezetben egyaránt első kolonizálók, azaz pionír szervezetek (Gilbert 1990; Brodo *et al.* 2001). Az elmúlt évtizedekben az urbanizáció során jelentősen nőttek az építési tevékenységek, melyek számos új élőhelyet teremtettek ezen közösségek számára. Ennek ellenére a városi kriptogám flóráról és vegetációról nagyon kevés információval rendelkezünk.

A városokban elsősorban az epifiton zuzmók kutatása volt jelentős (Skye 1968; Farkas 1982; Farkas & Pátkai 1989; Farkas *et al.* 2001), hiszen ezek a légszennyezés legérzékenyebb természetes indikátorai. A kriptogám fajok épületfelszíneken való megjelenéséről kevés információval rendelkezünk (Hocke & Daniels 1993; Lisická 2008), csak néhány történelmi épület (elsősorban templomok) esetében zajlottak ilyen felmérések (Nimis *et al.* 1992; Piervittori *et al.* 1994, 1996; Bungartz 1999). Ezzel szemben hiányoznak a modern épületekre vonatkozó adatok, beleértve a mára már hatalmas kiterjedésben előforduló lapostetőket is. A zuzmók tetőkön való spontán kolonizációjáról kevés tanulmány áll rendelkezésünkre (Rumble & Gange 2017; Thuring & Dunnett 2019; Köhler & Kaiser 2021). Mitchell *et al.* (2021) a zuzmók megjelenéséről is csak egyes 15 éves vagy annál idősebb zöldtetőkről számoltak be.

Hasonló adathiány uralkodik hazánkban is, mivel a szünantróp zuzmóvegetációról csak szórványos történelmi feljegyzésekkel rendelkezünk, amelyek szinte csak folyók árvízvédelmi létesítményeiről és

hidakról származnak (Gallé 1965, 1976a). Florisztikai tanulmányokban csak szórványosan találunk szünantróp előfordulási adatokat (Lőkös & Farkas 1998, 2000; Farkas & Lőkös 2003; Szűcs & Lóth 2008).

A mohákrók ismert, hogy jelentős részét alkotják a városi flórának (Ron *et al.* 1987; Skudnik *et al.* 2013). Számos kutatás irányult a mohákra, specifikus mikroélőhelyek összetételének vizsgálata során (Fudali 1994, 1996, 2006; Sabovljevic & Grdovic 2008), de a városi mohaflóra diverzitásának feldolgozása ritka (hazánkban csak két tanulmány ismert: Szűcs *et al.* 2017 és Zsolyom & Szűcs 2018). Újdonság, hogy a mohákat egyre gyakrabban használják ún. „zöldtetőkön” (Studlar & Peck 2009; Glime 2017a), de ettől függetlenül nagyon kevés publikációt találunk a tetőkön spontán megjelenő mohák vizsgálatára vonatkozóan. Ezek a közlemények jellemzően a nádtetők mohafajgazdagságának és közösség szerkezetének mintázataira összpontosítanak, de a mikrokörnyezet változóit közvetlenül nem írják le (Rusinska & Balcerkiewicz 1979; Hedderson *et al.* 2003; Callaghan 2007).

Nincs olyan elérhető szakirodalom, amely szigorúan csak a tetőfedési technikák hatására koncentrálna (Favero-Longo *et al.* 2005, 2006; Gazzano *et al.* 2009), bár az építés során alkalmazott technológia sokszínű és a felhasznált anyagok is jelentősen megváltoztak. Napjainkban modern prevenciók technikákat alkalmaznak a műemlékeket kolonizáló zuzmók távoltartására. A zuzmók bioremediációs potenciálját már különböző mesterséges és természetes szubsztrátumokon is vizsgálták (de los Ríos *et al.* 2004; Cilia *et al.* 2015; Morando *et al.* 2017, 2019).

A kriptogámok –spórával (vagy más mikropropagulummal) történő terjedésüknek köszönhetően– közismerten „feltérképezik” a mikroklimatikus heterogenitásokat, és kiváló mikroélőhely-indikátor

szervezetek (Birks *et al.* 1998). A mikroklíma az ökológiai mintázatok döntő meghatározója és a folyamatok mozgatórugója, mind a hajtásos növények (Kershaw & Larson 1974; Behera *et al.* 2012), mind a nem hajtásos növény közösségekben. Annak ellenére, hogy a kriptogámok egyes közösségekben jelentős szerepet töltenek be, a mikroklímával és a felszíni hőmérséklettel kapcsolatos legtöbb tanulmány túlnyomóan a virágos növényekre összpontosít és csak kevés tanulmány foglalkozik a mohákkal (Van Tooren *et al.* 1985) és még kevesebb a zuzmókkal (Nystuen *et al.* 2019; Aartsma *et al.* 2021). A kriptogámok növekedési ütemének és elterjedésének elsődleges tényezője a hőmérséklet és a víz elérhetősége (Gabriel 2000; Nash 2008; López *et al.* 2016; Glime 2017a, 2017b). A hőmérséklet jellemzően meghatározza elterjedésük határait, míg a víz elérhetősége korlátozza növekedésüket és elterjedésüket ezeken a hőmérséklet által befolyásolt határokon belül (Glime 2017a).

Mohák esetében a humiditást azonosították fő korlátozó tényezőként. A mohák általában a magasabb légnedvességet és az árnyékosabb területeket részesítik előnyben (Hosokawa & Odani 1957; Humphrey *et al.* 2002; Ranius *et al.* 2008). Ezzel szemben a zuzmók a fény elérhetőségére érzékenyebbnek bizonyultak (Gustafsson & Eriksson 1995; Moe 2000; Humphrey *et al.* 2002; Ranius *et al.* 2008; Aptroot 2012; Nascimbene *et al.* 2013; Ódor *et al.* 2013).

Ellentétben a természetes élőhelyekkel (pl. vulkánkitörések vagy gleccserek visszahúzódása után keletkezett felszínek), a kriptogámok elterjedését alig vizsgálták olyan városi környezetben, ahol antropogén primer élőhelyeken (kő-, tégl- és beton falak, kavicsolt tetők) telepedhetnek meg. Goffinet & Shaw (2009) úgy vélik, hogy a kriptogám közösségek elterjedésében, más jellemzők mellett, az aljzat kémiai

jellemzőinek szerepe a meghatározó. A kriptogámok olyan élőhelyképző organizmusok, melyek lehetővé teszik a hajtásos növények későbbi szukcesszióját.

A kriptogám közösségek felmérése – korlátozott kiterjedésük miatt – jelentősen különbözik a hajtásos növényközösségektől. Berg *et al.* (2016) kimutatták, hogy az alkalmazott kvadrátméretek (0,0002 m² és 30 m² között) a zuzmóközösségek esetében igen nagymértékű szórást mutatnak. Ezek az értékek öt nagyságrendig terjednek, ez pedig a hajtásos növények felmérése során használt kvadrátméretek szórását is meghaladja (Chytrý & Otýpková 2003). A leggyakrabban használt kvadrátméret 0,01m² volt, többnyire olyan talajlakó zuzmóközösségekben, ahol a kutatók hajtásos növényeket is rögzítettek (Berg *et al.* 2016; Sinigla *et al.* 2021). Güler *et al.* (2016) azt javasolják, hogy lehetőség szerint a kriptogám közösségek felmérése során alkalmazott parcellák négyzet alakúak legyenek (tehát például 20 cm × 20 cm vagy 10 cm × 10 cm).

3.1.2. Anyag és módszerek

3.1.2.1. A vizsgálati helyszínek kiválasztása és felmérése

A megfelelő mintavételi helyszíneket nyilvános adatbázisokat (GoogleEarth, <http://www.viamichelin.com>) használva, színes légi-felvételek alapján választottuk ki. Annak érdekében, hogy megtaláljuk a kriptogám vegetációval borított, régi, nem felújított lapostetőket, a felmérések elvégzését megelőző tíz évre vonatkozó, jellemzően eltérő szezonális és eltérő minőségű felvételeket tekintettük át.



1. ábra: Vizsgálati helyszínek elhelyezkedése Debrecen város északi részén.

Forrás: GoogleEarth, saját szerkesztés.

A kiválasztott intézmények (**1. ábra**) vezetőségével való előzetes egyeztetések révén engedélyt kaptunk a vizsgálatban szereplő tetőkhöz való hozzáférésre, továbbá az épületek korára vonatkozó információkat is, lehetőség szerint, tőlük szereztük be. A tetők méreteit nyilvános légifotók alapján határoztuk meg. A felmérésben résztvevők a balesetek megelőzésére, a tetőn végzett munkák előtt, a Debreceni Egyetem

Munkavédelmi Osztályának szervezésében munkavédelmi oktatáson vettek részt.

A florisztikai felméréseket (fotódokumentáció, fajösszetétel meghatározás, mintagyűjtés) 2016. március – 2016. június között végeztük el. Ezen időtartam alatt 10 városi lapostető teljes területét mértük fel, mely során kriptogám fajlistát állítottunk össze, de feljegyeztük az esetenként előforduló hajtásos fajok előfordulását is. A fajok egy részét már a helyszínen azonosítottuk (**2. ábra**), míg a további példányokat laboratóriumba történő szállítást követően határoztunk meg.

Az egyes felmérések ideje a lapostetők méretével és a felület szerkezeti változatosságával (pl. a falak, kémények száma) arányosan változott. A felmérések időtartama kettő és három felmérő személy esetén területtől függően változó volt (0,5–2 óra). A kisebb tetőkön két, a nagyobb kiterjedésű és változatosabb tetőkön három felmérő dolgozott. Általában tetőnként egy felmérést végeztünk, de a nagyobb tetők esetében, a mikroklíma mérőberendezések ellenőrzése során esetenként további kiegészítő felmérésekre is sor került.



2. ábra: Lapostetőn végzett florisztikai felmérés (Dr. Matus Gábor felvétele).

3.1.2.2. A vizsgálati helyszínek jellemzői

Valamennyi mintavételi hely úgynevezett „nem hasznosított lapostető” (azaz a javítások kivételével nem bejárhatók), ezért az emberi zavarás nagyon csekély mértékű. A helyszínek közel vízszintesek, de az esővíz lefolyás biztosítása érdekében 1:80 és 1:40 közötti esésű felszínnel rendelkezik. A legtöbb vizsgált helyszínen a szigetelés „*normál rétegrendű*” (más néven *hagyományos*) volt, azaz a hőszigetelést védőmembrán alá helyezték. Utóbbi úgynevezett *kavicssolt lemez* volt, melyben a kátránylap réteg(ek)et egy időjárásálló gyöngykavics borítás fedett. Egyetlen helyszínen (1, Debreceni Egyetem Élettudományi Épület) „*fordított rétegrendű szigetelés*”-t alkalmaztak, ahol a vízszigetelő réteg a hőszigetelés alatt van. Ebben az esetben a legfelső, az alul lévő szigetelést terhelő fedőréteg kavicsszórás volt (jellemzően 25–60 mm átmérőjű kvarckavics). A tetők aljzata tehát zömmel mészmentes (kvarckavics, kátránylap), a rajtuk megtalálható kiemelkedő építmények változó arányban mészmentesek (tégla) vagy meszesek (beton). A lapostetők elhelyezkedését, méretét, korát és egyéb jellemzőit (magasság, árnyékoltság, szigetelés technika, építés éve, felmérés éve, zuzmó- és mohafajsám) az **1. táblázat** foglalja össze.

1. táblázat: A vizsgált helyszínek elhelyezkedése, kora és egyéb jellemzői.

	Mintavételi helyek koordinátái	Terület (m ²)	Magasság (m)	Árnyékoltság	Szigetelés technika	Építés	Kor (év) 2016	Felmérés időpontja	Moha fajsám	Zuzmó fajsám
DE Élettudományi Épület (1)	N47° 33.376' E21°37.323'	70	7	árnyékolts	fordított	2005	11	2016.03 – 2018.02	19	9
DE Botanikus Kert vízmű (2)	N47° 33.474' E21°37.346'	105	5	kitett	normál	1970	46	2016.05.11	5	1
DE IV. Növészálló (3)	N47° 33.604' E21°37.376'	640	9	kitett	normál	1968	48	2016.04 – 2017.02	5	14
DE régi vegyszerraktár (4)	N47° 33.304' E21°37.127'	560	7	kitett	normál	?	?	2016.05.04	4	14
DE Agrár régi kazánház (5)	N47° 32.975' E21°36.435'	225	8	kitett	normál	?	?	2016.05.18	5	18
DE Agrár új kazánház (6)	N47° 32.951' E21°36.505'	165	8	félárnyék	normál	?	?	2016.05.18	4	6
Lehel utcai óvoda (7)	N47° 32.818' E21°36.849'	400	4	kitett	normál	1981	35	2016.05.04	4	15
Csökkentlátók Otthona (8)	N47° 33.396' E21°37.916'	480	12	kitett	normál	1966	50	2016.06.01	8	18
Idősek Háza nagy garázs (9)	N47° 33.428' E21°37.905'	290	4	kitett	normál	1969	47	2016.06.08	4	9
Idősek Háza kis garázs (10)	N47° 33.435' E21°37.913'	15	2,5	félárnyék	normál	?	?	2016.06.08	2	0

3.1.2.3. Határozás

A zuzmó taxonok meghatározása során Verseghy (1994), Smith *et al.* (2009), valamint Wirth *et al.* (2013) munkája voltak irányadóak. A zuzmók nomenklatúrája az *IndexFungorum* nyilvános adatbázisát követi (<http://www.indexfungorum.org/>, hozzáférés: 2023. május 30.)

A zuzmókat kézi nagyító segítségével vizsgáltuk meg a tetőkön, míg a begyűjtött példányokat laboratóriumi körülmények között sztereomikroszkóp segítségével (Olympus SZX9 és Olympus BX50), továbbá kémiai vizsgálatokkal határoztuk meg. A *spot-test*-ek a szokásos reagensekkel végzett színreakciók alapján történtek, amely során a reagenst (K, C, PD) közvetlenül a zuzmótelep megfelelő részére (a szakirodalmi

ajánlás szerint ez a kéreg, máskor a medulla, esetleg mindkettő) cseppentettük (Orange *et al.* 2010). A reakciók eredményei alapján, a lichenológiában szokásos módon, következtethetünk a másodlagos anyagcseretermékek csoportjaira, illetve a reakciók kombinációival juthatunk el a zuzmófajok azonosításához (Farkas 2007).

A *Cladonia*, *Stereocaulon* és *Xanthoparmelia* nemzetségekből származó mintegy 40, ennél pontosabb azonosítást igénylő mintánál nagy felbontású vékonyréteg kromatográfiát (HPTLC) alkalmaztunk. Arup *et al.* (1993) módszerének követésével kb. 5 mm × 5 mm-es, levegőn szárított zuzmó telepdarabokat 0,2 ml acetonban áztattunk 30 percig a zuzmóanyagok kivonása érdekében. A Merck's Kieselgel 60 F254 10 × 10 cm-es üveglemez lapokat a fűtőlapon 50°C-on 5 percig közvetlenül a kifejlesztés előtt kiszárítottuk, hogy minden nedvességet eltávolítsunk. Ezután a lapokat hagytuk szobahőmérsékletűre hűlni. Az üveglemez minden kiindulási pozíciójára (1–17, A és B oldal) 1 µl-enként 8 µl acetonos elkészített zuzmókivonatokat vittünk fel PCR csövekből mikroapplikátor segítségével (CAMAG Micro Applicator I). A foltok a lehető legkisebbek és legkoncentráltabbak voltak. Kontrollként *Pleurosticta acetabulum-t* (Neck.) Elix & Lumbsch (norsztiktasav) és *Leucodermia boryi* (Fée) Kalb (atranorin, zeorin) használtunk. Körülbelül 10 ml szolvenst (C oldószerkelet – toluol : ecetsav = 20 : 3, V/V) öntöttünk a kondicionáló tálcába és 2–2 ml-t pedig a két oldalsó vályúba. A kifejlesztés előtt a lapokat újra 50 °C-on 5 percig szárítottuk. Ezt követően a HPTLC lapot a tálcára helyeztük úgy, hogy a szilikagél réteg lefelé fordított állapotban volt. A CAMAG vízszintes kifejlesztőkamrát az üveglappal letakartuk, majd 5 percig prekondicionáltuk.

A kromatográfiás kifejlesztés elindításához a vályúkban lévő üveglapokat betöltük a kamra oldalán lévő fém rudak segítségével, a két oldalon egyszerre. A kifejlesztés automatikusan leállt, mikor a szolvens frontok 7,5–9,5 perc múlva találkoztak. A lapok vizsgálata a következő fázisokban történt: 1) UV 254 nm hullámhosszúságú fényben, 2) UV 366 nm hullámhosszúságú fényben, 3) H₂O permetezést (zsírsavak kimutatására) és szárítást követően, 4) 10%-os H₂SO₄ ecsettel való felvitelét, 110 °C-on 5–10 percig sütést majd hűtést követően 5) UV 366 nm hullámhosszúságú fényben, 6) látható fényben. A HPTLC foltok nagysága a standard folt nagyságával való összehasonlítás alapján félkvantitatív meghatározásra ad lehetőséget.

A mohák azonosítása során Erzberger & Schröder (2013), valamint Erzberger *et al.* (2016) munkái voltak irányadóak. A mohák nomenklatúrája Hodgetts *et al.* (2020) munkáját követi. A begyűjtött példányok vizsgálata során Wild sztereo mikroszkópot és Leica fénymikroszkópot használtunk.

A zuzmó példányokat a Magyar Természettudományi Múzeum Budapesti Herbáriumában (BP) és a Debreceni Egyetem Soó Rezső Herbáriumában (DE) helyeztük el.

A moha példányok a Berlin–Dahlem Botanikus Kert és Botanikus Múzeumban (B), valamint az Eszterházy Károly Egyetem (EGR) Növénytani és Növényélettani Tanszékének Kriptogám Herbáriumában találhatóak meg.

A begyűjtött kriptogám példányok gyűjtőhelyeinek kvadrát szerinti azonosítóit ([8495.2], illetve [8495.4]) a közép–európai flóratérképezési rendszer szerint tüntettük fel (Niklfeld 1971; Borhidi 1984; Király *et al.* 2003).

3.1.2.4. Mikroklíma mérések

Időtartamos mikroklímaméréseket két eltérő kitettséű tetőn végeztünk. A kiválasztott épületek (DE IV. Nővérszálló (3, kitett tető) és a DE Élettudományi Épülete (1, erősen árnyékolt)) közel helyezkednek el egymáshoz (<450 m). Az épületek kora a mérések kezdetén 55, illetve 11 év, alapterületük 640 m², illetve 70 m² volt. Aljzatuk zömmel mészmertes (szilikát kavics, kátrány, tégl), a kiemelkedő építmények meszesek (beton). A hőmérsékletet (T) és a relatív páratartalmat (RH) 5 cm és 30 cm magasságban, műanyag esővédő alatt mértük. A méréseket HOBO hőmérséklet/relatív páratartalom adatgyűjtők alkalmazásával (Onset Computer Corporation, USA, H08–003–02 és U12–011 sorozat) a 2016. szeptember 1. és 2017. január 31. közötti időszakra vonatkozóan végeztük el, a regisztrált adatokat 60 perces időközönként tároltuk.

Az elemek lemerülése miatt az egyik adatgyűjtő 2016. december 16. és 20. között nem gyűjtött adatokat. Ennek megfelelően a többi adatgyűjtő erre az időtartamra vonatkozó adatait kizártuk az elemzésekből, így összesen 148 napot elemeztünk.

A közvetlen napsugárzás időtartamát a HemiView félgömb alakú lombkorona-elemző készülékkel (Delta-T Devices Ltd, Egyesült Királyság) számoltuk ki a DE Élettudományi Épület (1) esetében. A mérések és a személyes megfigyelések alapján kimutattuk, hogy az Élettudományi Épületen a területnek csak egy kis része kap közvetlen napfényt reggel, illetve este, de csak május 8. és augusztus 4. között, változó időtartamban. A közvetlen besugárzás maximális időtartama ezeken a részeken június 22-én is mindösszesen csupán 75 perc.

A hőmérsékletre vonatkozó adatainkat összehasonlítottuk a közeli (időközben már felszámolt) meteorológiai állomás (<400 m a DE

Élettudományi Épületétől és <700 m a DE IV. Nővérszállótól) 2 méteres magasságban mért adataival, melyet a Meteorológiai Tanszék és a Megújuló Energiapark (N47°33.355', E21°36.925') az Egyetemi Campuson üzemeltet. A mikroklímaméréseink és a referencia-mérések összehasonlítása azonban csak korlátozottan volt lehetséges a Campus állomás mérőeszközeinek többszöri meghibásodása miatt. E miatt, minden hónapból három napot választottunk ki (7., 12. és 21.), amikor a standard méréseket összehasonlíthattuk saját méréseinkkel. Ez a havi három nap a mérési napok mintegy 10%-át jelenti.

3.1.2.5. Biomassza mintavétel

A Lehel utcai óvoda (a mintavétel idején 37 éves épület) és az Idősek Háza (ugyanekkor 49 éves épület) nagy garázsának lapostetőin 2018. október 16-án biomassza mintavételt végeztünk. A két épület egymástól kb. 780 m távolságra helyezkedik el, továbbá hasonló kitettséűek, azonos aljzattal és szigeteléstípussal rendelkeztek. Mindkét lapostetőről 10 db 10 cm × 10 cm-es (0,01 m²) mintát gyűjtöttünk, majd szárítás és válogatás után a frakciókat Ohaus Explorer Pro Balance EP213C labormérleg segítségével 0,01 g pontossággal mértük le.

3.1.2.6. Adatelemzés

3.1.2.6.1. Mikroklíma

A páros és többszörös összehasonlításokat a Sigmaplot 12.0 programcsomaggal végeztük el. A teljes időszakra (148 nap) vonatkozóan a hőmérséklet (T), illetve a relatív páratartalom (RH) esetén a *napi* átlag, maximum, minimum valamint napi ingás összehasonlítására ANOVA-t (Kruskal–Wallis–teszt) alkalmaztuk, míg az adatgyűjtők páronkénti

összevetéseinek (árnyékolt vs. kitett, illetve 5 cm vs. 30 cm) szignifikáns voltát Dunn–teszt segítségével határoztuk meg, $p < 0,05$ küszöbértékekkel (Zar 2010). Az árnyékolt és a kitett tető 5 cm-es magasságából származó adatainak (a kriptogám réteg magassága) páros összehasonlítását Wilcoxon–féle előjeles rang teszttel végeztük el (ez a páros t-próba nem parametrikus változata).

Hasonlóképpen, ANOVA-t (Kruskal–Wallis–teszt) alkalmaztunk a *havi* átlag, maximum, minimum, valamint ingás összehasonlítására a hőmérséklet és a relatív páratartalom adatok esetében a vizsgált időszak egyes hónapjaira vonatkoztatva. Szignifikáns ANOVA-k esetén a páros összehasonlításokat Dunn–tesztekkel végeztük el, $p < 0,05$ küszöbértékkel (Zar 2010). Az árnyékolt és kitett tető 5 cm-es magasságából származó adatok páros összehasonlítását szintén Wilcoxon–féle előjeles rang teszttel végeztük el.

A kiválasztott napok (azaz a hónaponként három nap) óránkénti hőmérsékleti adatai esetében Wilcoxon–féle előjeles rang tesztet használtunk a mikroklíma-adatgyűjtők és a standard meteorológiai mérőállomás adatállományának páros összehasonlítására.

3.1.2.6.2. Biomassza

Az eltérő korú tetőkön gyűjtött biomassza minták (zuzmók, mohák és együtt kriptogámok) páronkénti összehasonlítását Mann–Whitney teszttel (Mann & Whitney 1947) végeztük el.

3.1.2.6.3. Florisztikai összetétel

Az adott mintavételi helyen talált moha- és zuzmófajok számának korrelációját Spearman rang korrelációval (Spearman 1904) ellenőriztük. A vizsgálati helyek fajösszetételének sokváltozós elemzését a CANOCO

programcsomagban DCA segítségével elemeztük és CANODRAW-ban ábráztuk (ter Braak & Smilauer 2002). Az egyetlen helyszínen előforduló, ritka fajokat, valamint az igen fajszegény 10-es helyszínt (Idősek háza, kis garázs) kizártuk a többváltozós elemzésből. Így összesen 29 taxon (20 zuzmó, 9 moha) jelenlét adatait elemeztük. Ezek az általunk összesen regisztrált taxonok 47,5%-át tették ki, azonban az összes előfordulás esetében már jelentősebb százalék mutatkozott, 79,4%.

3.1.2.6.4. Fajgazdagság

Faj-terület elemzéseket végeztünk a lapostetők zuzmó-, moha- és össz fajgazdagságára (kivéve az erősen árnyékolt Élettudományi Épület (1) tetőjét, melynek fajösszetétele a többitől a DCA alapján erősen elkülönülő). A fajszám területfüggő változásának megközelítésére a telítési görbék csoportjának egy olyan egykomponensű, kétparaméteres változatát használtuk, melyet a véletlen forrásokból származó telítődés leírására széles körben alkalmaznak. A használt egyenlet a következő volt:

$$f=a*(1-\exp(-b*x)),$$

ahol x a terület nagysága m^2 -ben, míg az f a mohák, illetve a zuzmók fajszáma az adott helyszínen. Az a és b pedig olyan, a görbékre jellemző paramétereket jelöl, amelyeket automatikus kezdeti paraméterbecslő funkció alkalmazása mellett, iteratív közelítéssel számolt ki a programcsomag. A szoftvercsomag dinamikus illesztés opcióját használtuk (a görbe 200 pontos illesztése mellett, ahol az iterációk maximális száma szintén 200 volt), hogy a lehető legjobb paraméterbecslések mellett a lehetséges legpontosabb illesztést érjük el.

3.1.3. Eredmények

3.1.3.1. Mikroklíma

A teljes mintavételi időszakban (148 nap) a hőmérséklet (T) átlaga a négy adatgyűjtő között 3,97 és 7,02 °C közé esett (**2. táblázat**).

2. táblázat: A teljes időszak 30 cm és 5 cm magasságban mért hőmérséklet és relatív páratartalom értékei (átlag, maximum, minimum, tartomány) árnyékolt és kitett helyeken.

		T (°C)				RH (%)			
		átlag	max	min	tart.	átlag	max	min	tart.
árnyékolt	5 cm	3,97	25,95	-16,02	41,97	91,45	100,00	39,80	60,20
	30 cm	4,84	28,07	-16,16	44,23	82,02	97,39	38,18	59,21
kitett	5 cm	7,02	47,43	-16,68	64,11	79,94	100,00	23,40	76,60
	30 cm	5,70	38,00	-17,17	55,18	77,23	95,87	26,28	69,59

Ezek a különbségek azonban a Kruskal–Wallis–teszt alapján nem bizonyultak szignifikánsnak, mivel a mintavételi időszak alatt nagy volt a szórásuk (**3. táblázat**). Ugyanez érvényes az abszolút minimum értékekre (–16,02 °C és –17,17 °C között). Ezzel szemben az abszolút maximum értékek (25,95 °C és 47,43 °C között) és a hőmérsékleti ingások (41,97 °C és 64,11 °C között) már erős szignifikanciával ($p < 0,001$) különböztek az állomások között (**2. táblázat**, **3. táblázat**). A relatív páratartalom minden összehasonlítása (napi átlag, maximum, minimum, tartomány) a teljes mintavételi időszakra vonatkozóan a Kruskal–Wallis–tesztek szerint erősen szignifikáns eltéréseket mutatott (**3. táblázat**).

A felszíni (5 cm-es) mérések páros összehasonlításai az árnyékos és a kitett tetőkön a hőmérséklet napi átlaga, maximuma és ingása tekintetében magasan szignifikánsnak bizonyultak, de a minimumok tekintetében nem volt szignifikancia tapasztalható (Wilcoxon–féle előjeles rang teszt, $N=148$). A relatív páratartalom esetében az árnyékolt és a kitett tetők közötti különbségek a maximumok kivételével minden paraméter

esetében erősen szignifikánsnak bizonyultak (**3. táblázat**, szürke oszlopok).

3. táblázat: A napi hőmérséklet és relatív páratartalom adatok összehasonlítása (átlag, maximum, minimum, tartomány) a teljes mintavételi időszakra a négy mikroklíma-adatgyűjtőnél (N=148) ANOVA-val (Kruskal–Wallis–teszt). A Dunn–tesztek által azonosított szignifikáns különbségek száma hozzáadva. A Wilcoxon–féle előjeles rang teszttel végzett páros összehasonlítás eredményei a kitett és az árnyékolt tető 5 cm-es magasságából (kriptogám réteg) származó adatokra vonatkozóan a szürke oszlopokban szerepelnek.

	T (°C)					RH (%)				
	H	p	szignifikáns kül. Dunn- teszt	Z	p	H	p	szignifikáns kül. Dunn- teszt	Z	p
átlag	5,312	ns	0	8,808	<0,001	138,800	<0,001	5	-6,983	<0,001
max	35,817	<0,001	3	10,077	<0,001	85,797	<0,001	4	0,064	ns
min	0,190	ns	0	1,234	ns	193,700	<0,001	4	-9,393	<0,001
tart.	145,750	<0,001	6	10,290	<0,001	216,420	<0,001	5	9,899	<0,001

A kitett tetőn a teljes időszak hőmérséklet (a szélsőségesen magas értékek miatt) és a relatív páratartalom (a szélsőségesen alacsony értékek miatt) adatai mindkét magasságban (5 cm, illetve 30 cm) sokkal nagyobb szórással rendelkeztek, mint az árnyékolt tető adatai. A kitett tető abszolút hőmérsékleti maximuma 30 cm-es magasságban körülbelül 10 °C-kal, 5 cm-es magasságban pedig több mint 20 °C-kal volt magasabb mint az árnyékolt tetőé (**2. táblázat**).

A havi átlagokat (napi átlag, napi maximum, napi minimum, napi tartomány átlagai) a kitett és az árnyékolt helyeken 5 cm magasságban a hőmérséklet tekintetében a **4. táblázat**, a relatív páratartalom tekintetében pedig a **5. táblázat** tartalmazza.

4. táblázat: A hőmérséklet (T, °C) 5 cm-es magasságban mért havi átlag adatai (napi átlag, napi maximum, napi minimum, napi tartomány) az árnyékolt és kitett tetőkön.

2016/17	árnyékolt				kitett			
	átlag	max	min	tart.	átlag	max	min	tart.
Szeptember (n=30)	15,410	19,963	11,895	8,068	22,762	38,630	12,666	25,963
Október (n=31)	8,971	12,014	6,135	5,879	11,252	20,657	5,686	14,971
November (n=30)	2,670	5,472	0,704	4,767	5,202	13,125	0,807	12,318
December (n=26*)	-1,787	-0,072	-3,082	3,010	-0,589	5,355	-3,971	9,326
Január (n=31)	-6,017	-3,819	-8,223	4,404	-4,327	1,203	-7,811	9,013

* 5 napos adathiány az egyik adatgyűjtőnél

5. táblázat: A levegő páratartalmának (RH %) 5 cm-es magasságban mért havi átlag adatai (napi átlag, napi max, napi min, napi tartomány) az árnyékolt és kitett tetőkön.

2016/17	árnyékolt				kitett			
	átlag	max	min	tart.	átlag	max	min	tart.
Szeptember (n=30)	95,012	99,653	84,703	14,950	58,818	83,430	32,743	50,687
Október (n=31)	97,463	99,319	94,119	5,200	86,856	97,068	62,010	35,058
November (n=30)	95,496	97,300	92,187	5,113	86,709	97,060	63,317	33,743
December (n=26*)	89,549	91,569	87,042	4,527	87,922	95,677	70,062	25,615
Január (n=31)	79,652	82,945	76,184	6,761	80,205	87,606	68,265	19,342

* 5 napos adathiány az egyik adatgyűjtőnél

A 30 cm-es magasságban mért hőmérséklet és relatív páratartalom adatokat a **Függelék 1. táblázat** mutatja. A havi összehasonlítások hasonló mintázatot mutattak. Míg a hőmérsékleti minimum adatok esetében nem voltak szignifikáns különbségek, az átlagok esetében csak néhány, míg a maximum hőmérsékletek, valamint a hőmérsékleti tartományok valamennyi havi összehasonlítása szignifikánsnak bizonyult az ANOVA-k alapján (**Függelék 2. táblázat**). A Dunn-tesztel végzett szignifikáns páronkénti hőmérsékleti összehasonlítások gyakorisága szintén hasonló volt (az előzővel megegyező sorrendben, 0, 4, 18 és 16 szignifikáns

különbséget számolva). A hőmérséklet maximumok és a felszíni mérések (5 cm) tartományának páros összehasonlításai a Wilcoxon–féle előjeles rang teszttel a kitett és az árnyékolt tetőn minden hónapra vonatkozóan nagy szignifikanciával különböztek (**6. táblázat**). Ezekkel ellentétben az átlag- és minimumértékek összehasonlításai gyakran kisebbnek vagy nem szignifikánsnak bizonyultak.

6. táblázat: Az 5 cm magasságban mért havi hőmérséklet (T, °C) átlag adatok összehasonlítása (különbség az árnyékolt és kitett tetők között) Wilcoxon–féle előjeles rang teszttel.

dátum	n	átlag		maximum		minimum		tartomány		összesen		
		Z	p	Z	p	Z	p	Z	p	p <0,001	0,001-0,05	ns
2016 IX	30	4,782	<0,001	4,782	<0,001	4,160	<0,001	4,782	<0,001	4	0	0
2016 X	31	4,801	<0,001	4,860	<0,001	2,739	0,006	4,860	<0,001	3	1	0
2016 XI	30	2,787	0,005	4,278	<0,001	0,455	ns	4,618	<0,001	2	1	1
2016 XII	26*	2,299	0,022	3,572	<0,001	1,121	ns	3,924	<0,001	2	1	1
2017 I	31	4,700	<0,001	4,783	<0,001	1,994	0,048	4,644	<0,001	3	1	0

* 5 napos adathiány az egyik adatgyűjtőnél

A relatív páratartalom (RH) értékek havi maximumának és ingásának eltérései minden esetben magasan szignifikánsnak bizonyultak, de a havi minimumaik és átlagaik összehasonlítása kevésbé vagy nem szignifikáns az ANOVA-k alapján. A relatív páratartalom (RH) szignifikáns páronkénti összehasonlításainak Dunn–teszt szerinti gyakorisága azonban valamivel ritkábban különbözött, mint a hőmérsékleté. A relatív páratartalom tartományainak páros összehasonlításai a felszíni mérésekben (5 cm) mindig nagy szignifikanciával különböztek a kitett, illetve az árnyékolt tetőn a Wilcoxon–féle előjeles rang teszt alapján. Valamivel kevésbé erős szignifikáns eltéréseket mutattunk ki a havi maximum, átlag és minimum értékek esetében (**7. táblázat**).

7. táblázat: Az 5 cm magasságban mért havi relatív páratartalom (RH, %) átlag adatok összehasonlítása (különbség az árnyékolt és a kitett tető között) Wilcoxon–féle előjeles rang teszttel.

dátum	n	átlag		maximum		minimum		tartomány		összesen		
		Z	p	Z	p	Z	p	Z	p	p <0,001	p = 0,001-0,05	ns
2016 IX	30	4,782	<0,001	4,398	<0,001	4,785	<0,001	4,556	<0,001	4	0	0
2016 X	31	4,801	<0,001	1,421	ns	4,762	<0,001	4,840	<0,001	3	0	1
2016 XI	30	2,787	0,005	0,538	ns	4,474	<0,001	4,556	<0,001	2	1	1
2016 XII	26*	2,299	0,022	3,264	<0,001	3,035	0,003	4,229	<0,001	2	2	0
2017 I	31	4,700	<0,001	3,587	<0,001	2,352	0,019	4,292	<0,001	3	1	0

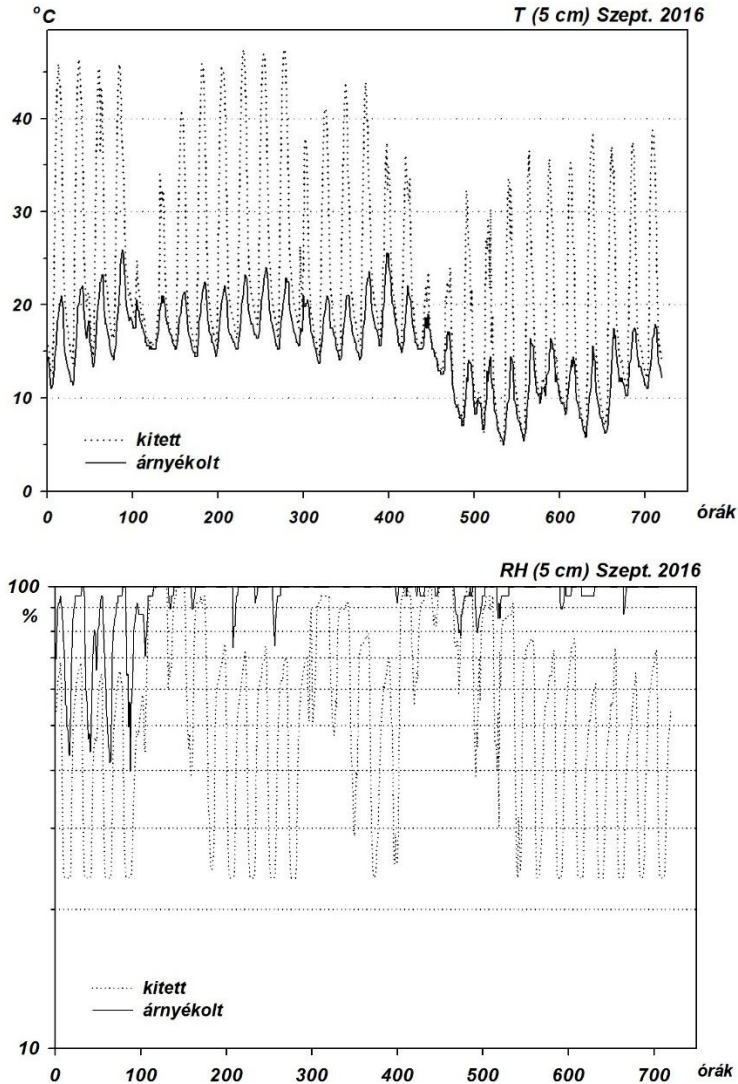
* 5 napos adathiány az egyik adatgyűjtőnél

A különböző kitétségű helyekről származó adatok közötti különbségek egyértelmű szeszonalitást mutattak. A legtöbb, szignifikáns eredmény (ANOVA, $p < 0,001$) szeptemberben volt kimutatható, viszont a nem szignifikáns eredmények decemberben és januárban tetőztek.

A szignifikáns páronkénti különbségek gyakorisága (a Dunn–tesztek alapján) szeptemberben volt a maximumon mind a havi hőmérséklet, mind a relatív páratartalom adatok esetében. A korábbi eredményekkel ellentétben a minimumok decemberre (T) és januárra (RH) estek (**Függelék 2. táblázat**). Hasonlóképpen, a kitett és az árnyékolt tető (5 cm) közötti összes páros összehasonlítás szeptemberben magasan szignifikánsnak bizonyult, de novembertől januárig csak négy–öt ilyen összehasonlítás volt. Megállapítottuk, hogy a kitett tetőn elhelyezett adatgyűjtő mérései feleannyiszor tértek el a referenciától, mint az árnyékos tető adatai (**6. táblázat, 7. táblázat**).

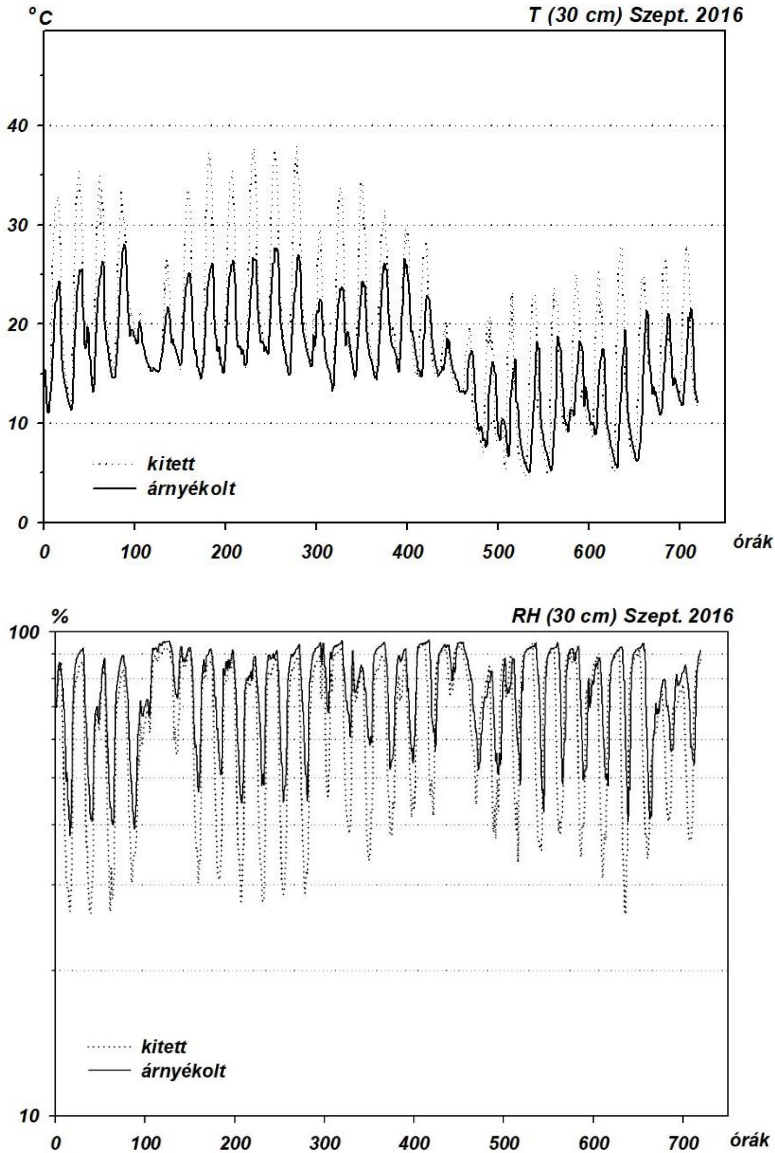
A kiválasztott napokon a mikroklíma-adatgyűjtők és a referencia adatállomány páronkénti összehasonlítása az óránkénti hőmérséklet méréseknél azt mutatta, hogy az erősen szignifikáns különbségek (Wilcoxon–féle előjeles rang teszt alapján) körülbelül kétszer olyan gyakoriak voltak az árnyékolt tető esetében, mint a kitett tetőnél (**Függelék 3. táblázat, Függelék 4. táblázat**).

A hőmérséklet és a relatív páratartalom 2016 szeptemberében 5 cm magasságban mért napi átlagai a **3. ábrán** találhatóak.



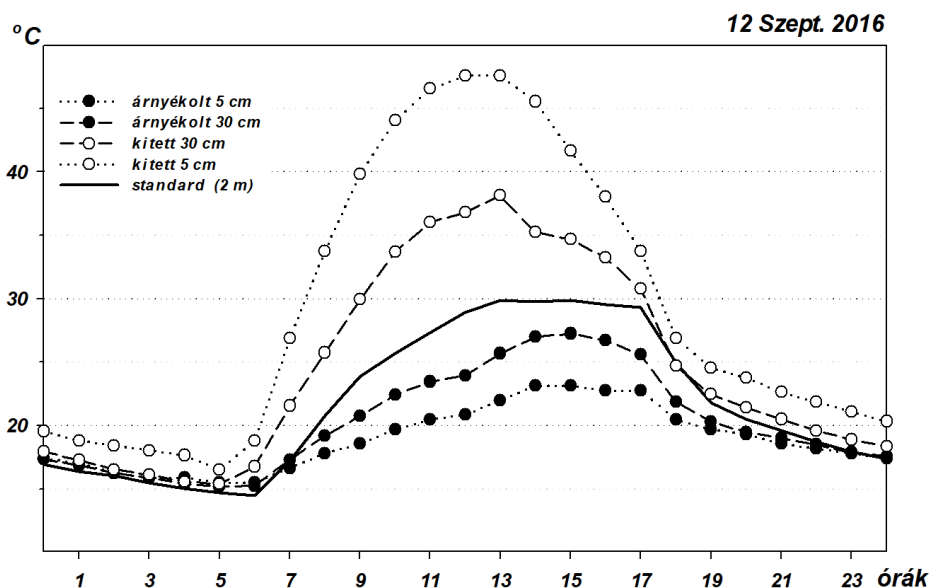
3. ábra: A mikroklimatikus paraméterek napi alakulása 2016 szeptemberében, 5 cm magasságban mérve a kített (3, Nővérszálló) és az árnyékolt (1, Élettudományi Épület) lapostetőkön. Az óránként átlagolt adatokat használtuk fel a diagramok elkészítéséhez. A hőmérsékleti rekordok lineáris, míg a relatív páratartalom rekordok logaritmikus skálán szerepelnek. (A hőmérséklet esetében jól követhető a 30 nap maximuma.)

A 30 cm magasságban mért hőmérsékleti és relatív páratartalmi adatok a **4. ábrán** találhatóak.



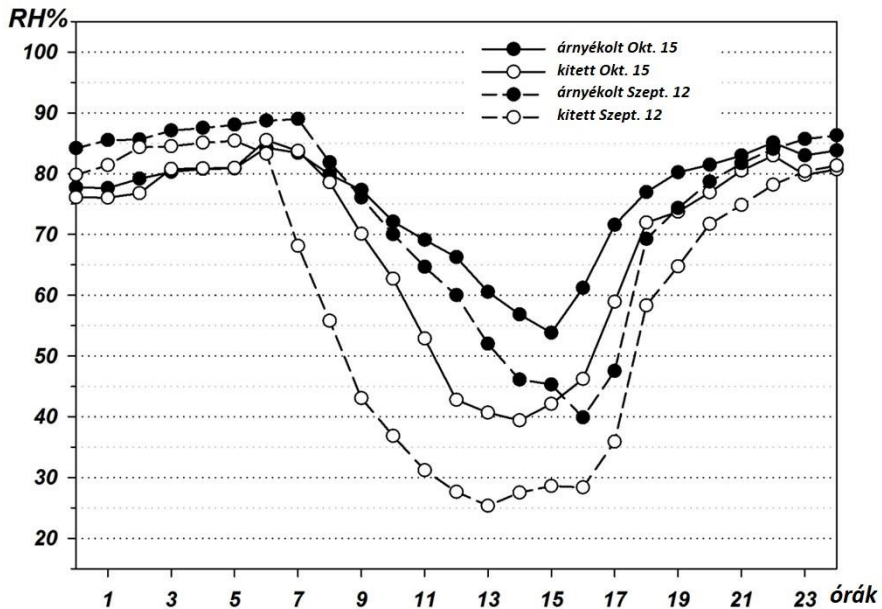
4. ábra: A mikroklimatikus paraméterek napi rendszerének alakulása 2016 szeptemberében 30 cm-es magasságban mérve a kített (3, DE IV. Növészálló) és az árnyékolt (1, DE Élettudományi Épület) lapostetőn. Az óránként átlagolt adatokat használtuk fel a diagramok elkészítéséhez. A hőmérsékleti rekordok lineáris, míg a relatív páratartalom rekordok logaritmikus skálán szerepelnek.

Egy kiválasztott tipikus kora őszi napon (2016. szeptember 12.) mind az 5 cm-es, mind a 30 cm-es magasságban sokkal alacsonyabb és késleltetett napi hőmérsékleti maximumokat (14 és 15 óra között) mértünk az árnyékolt oldalon, mint a kitett oldalon, ahol a maximumok 12 és 13 óra közé estek (5. ábra). A relatív páratartalom napi minimumainak hasonló késését találtuk az őszi hónapokban (6. ábra).



5. ábra: A standard mérés (2 m) és a mikroklíma adatgyűjtők napi hőmérsékleti rendszere 5 cm és 30 cm magasságban, a kitett és az árnyékolt lapostetőn 2016. szeptember 12-én.

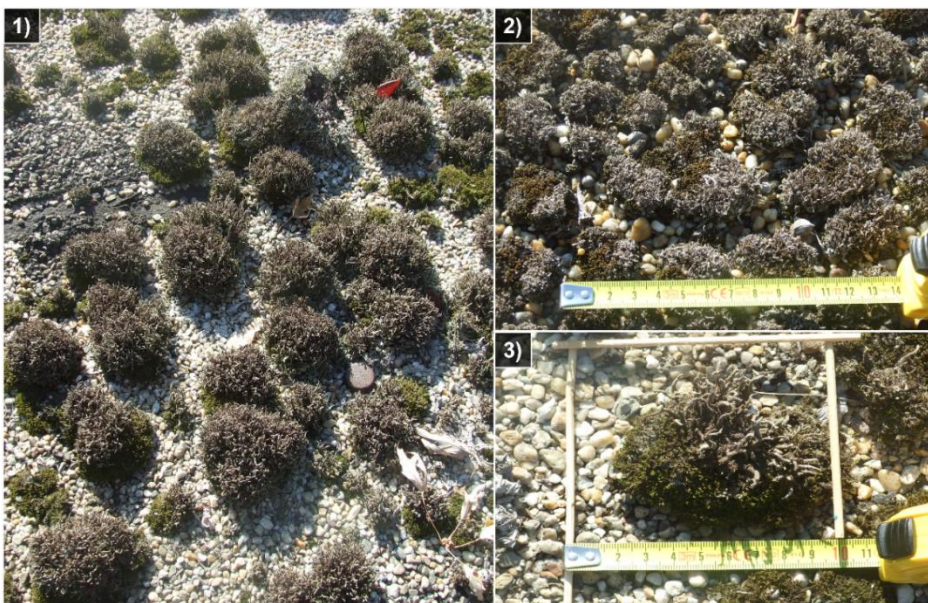
A különbségek szezonális mintázata egybeesett a havi adatsor összehasonlításában találtakkal. Az erősen szignifikáns különbségek gyakoribbak voltak a melegebb időszakokban (9 és 10 db szeptemberben, illetve októberben), mint novemberben vagy decemberben (a maximálisan lehetséges 15-ből mindösszesen 4 db). A januári eredmények köztes helyzetet mutattak.



6. ábra: A relatív páratartalom napi rendszerének 30 cm magasságban mért értékei egy árnyékolt és egy kitett lapostetőn. Telt körök: árnyékolt hely; üres körök: kitett hely; szaggatott vonalak: 2016. szeptember 12-én, illetve folytonos vonalak: október 15-én.

3.1.3.2. Biomassza

A teljes kriptogám biomassza a két kiválasztott, napsütésnek kitett mintavételi helyen $3,70 \text{ g}/0,01 \text{ m}^2$ (37 éves tető), illetve $6,40 \text{ g}/0,01 \text{ m}^2$ (49 éves tető) volt. A fiatalabb és az idősebb helyszínen 3,1-szer ($T = 57$, $p < 0,001$), illetve 7,5-szer ($T = 65$, $p = 0,003$) több zuzmó jelent meg, mint moha. A közösség domináns fajai a *Cladonia rei* és a *Ceratodon purpureus* voltak. A közösség jellegzetesen foltos megjelenésű volt, mivel a zuzmók az elsőként kialakult moha "szigetek" felszínén telepedtek meg, elszórtan az egyébként kopár, kavicsolt lemezes fedésű tetőkön (**7. ábra**).



7. ábra: 1) A *Cladonietum rei* közösség foltos mintázata, melyben a *Ceratodon purpureus* és a *C. rei* dominál. A söröskupak átmérője 26 mm, 2) 37 éves lelőhely részlete (7, Lehel utcai óvoda), 3) 49 éves lelőhely részlete (9, Idősek Háza, nagy garázs). Az 1) részábrán látható söröskupak átmérője 26 mm. Minden fotó 2018. október 16-án készült. (Dr. Matus Gábor felvételei).

Az idősebb tetőn mintegy 1,7-szer több teljes kriptogám biomassza ($T = 75,5$, $p = 0,028$), valamint ezen belül több mint 3,5-szer több moha biomassza ($T = 64,5$, $p = 0,002$) és mintegy 1,5-szer több zuzmó biomassza került rögzítésre (nem szignifikáns), mint a fiatalabb tetőn (**8. táblázat**).

8. táblázat: Az eltérő korú tetőkön gyűjtött biomassza minták összetétele. A Mann–Whitney–teszt eredményei (n=10).

helyszín (kód)	építés/kor 2018-ban (évek)	biomassza (g/0,01 m ²)		
		mohák	zuzmók	kriptogámok
Lehel utcai óvoda (7)	1981/ 37	0,44 ± 0,16 ^a	3,29 ± 1,51 ^a	3,73 ± 1,51 ^a
Idősek Háza nagy garázs (9)	1969/ 49	1,56 ± 0,99 ^b	4,84 ± 2,75 ^a	6,40 ± 2,71 ^b

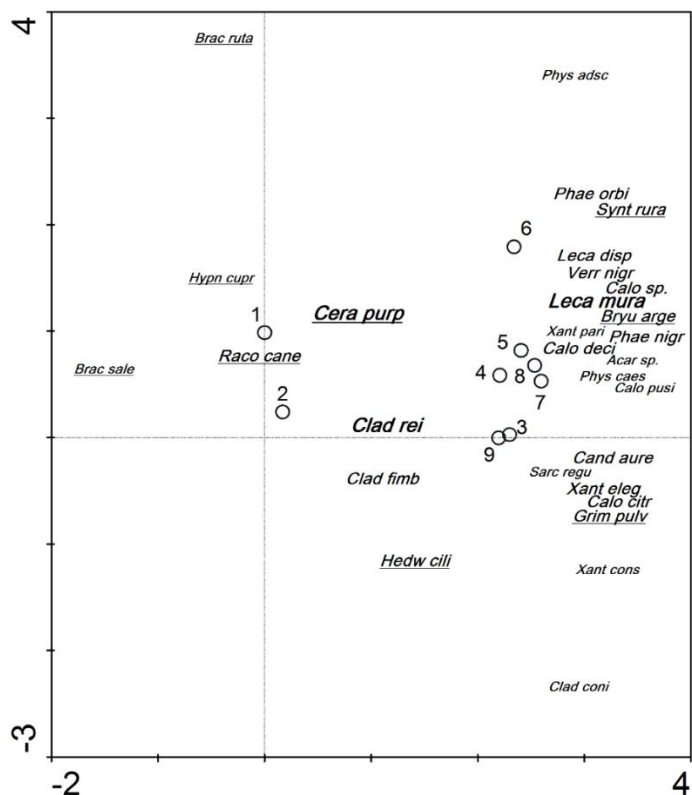
3.1.3.3. Florisztikai összetétel

Összesen 61 kriptogám taxon (25 moha- és 36 zuzmófaj) előfordulását igazoltuk, amelyek Magyarországon többnyire gyakoriak és elterjedtek (**Függelék 5. táblázat**). Az azonosított zuzmóanyagok (barbársav, fumarprotocetrár sav, homoszekikasav és rangiforminsav) alapján hét *Cladonia* faj (*C. coniocrea*, *C. conista*, *C. fimbriata*, *C. furcata*, *C. macilenta/floerkeana*, *C. rangiformis*, *C. rei*), továbbá a *Stereocaulon tomentosum* és *Xanthoparmelia conspersa* jelenlétét igazoltuk.

A többváltozós elemzés a többé-kevésbé árnyékolt tetők (1, 2) összetételének a kitett tetőkéthől eltérő összetételét mutatta ki (**8. ábra**). A DCA-ban használt fajok listáját, rövidítéseiket és gyakoriságukat részletesen az **8. ábra** tartalmazza. A betűméret a fajok gyakoriságával arányos (kis betűk: 2–3 helyen van jelen, közepes betűk: 4–6 helyen, nagy betűk: 7–9 helyen).

Az árnyékolt tetőkre jellemző mohák közé tartozik a *Brachythecium rutabulum*, a *B. salebrosum*, a *Hypnum cupressiforme* és a *Racomitrium canescens*. Ezzel szemben a kitett tetők jellegzetes mohái a *Syntrichia ruralis*, a *Bryum argenteum* és a *Grimmia pulvinata*. Ezeket számos zuzmófaj kíséri, amelyek közül a legelterjedtebb a *Lecanora*

muralis volt. A *Stereocaulon tomentosum* kivételével az árnyékolt helyekre korlátozódó előfordulású további zuzmófajokat nem észleltünk. Gyakori taxonok voltak mind a kitett, mind az árnyékolt tetőkön a mohák közül a *Ceratodon purpureus* és a *Hedwigia ciliata*, valamint a zuzmók közül a *Cladonia fimbriata* és a *C. rei*.



8. ábra: A vizsgált területek fajösszetétele a DCA alapján. A tudományos neveket 8 betűvel rövidítettük, ahol az első négy betű a nemzetségnevet, míg az utolsó négy a fajnevet jelöli. A moha nevek aláhúzással vannak jelölve. A DCA-ban használt fajok listája, rövidítéseikkel és gyakoriságukkal:

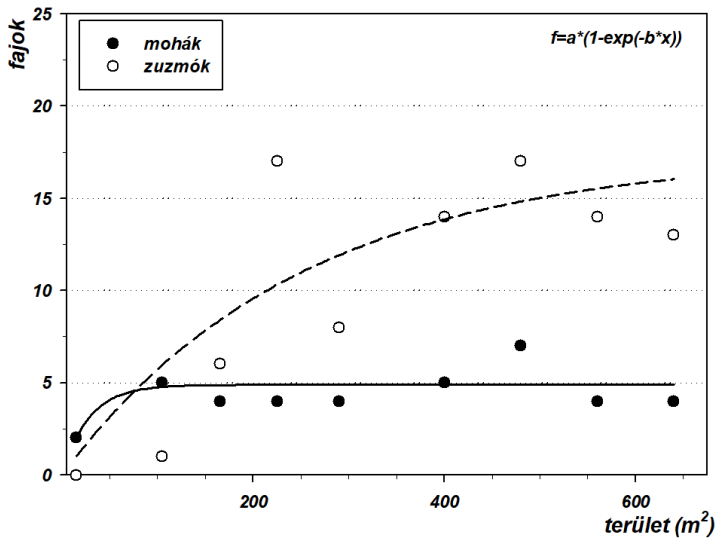
zuzmók: *Acarospora* sp. (Acar sp.) 3, *Caloplaca decipiens* (Calo deci) 4, *Caloplaca* sp. (Calo sp.) 6, *Caloplaca* cf. *citrina* (Calo citr) 4, *Caloplaca* cf. *pusilla* (Calo pusi) 2, *Candelariella aurella* (Cand aure) 6, *Cladonia coniocraea* (Clad con) 2, *Cladonia fimbriata* (Clad fimb) 4, *Cladonia rei* (Clad rei) 8, *Lecanora dispersa* (Leca disp) 6, *Lecanora muralis* (Leca mura) 7, *Phaeophyscia nigricans* (Phae nigr) 4, *Phaeophyscia orbicularis* (Phae orbi) 4, *Physcia adscendens* (Phys adsc) 2, *Physcia caesia* (Phys caes) 3, *Sarcogyne regularis* (Sarc regu) 3, *Verrucaria nigrescens* (Verr nigr) 6, *Xanthoparmelia conspersa* (Xant cons) 3, *Xanthoria elegans* (Xant eleg) 4, *Xanthoria parietina* (Xant pari) 2.

mohák: *Brachythecium rutabulum* (Brac ruta) 3, *Brachythecium salebrosum* c.sp.g. (Brac sale) 2, *Bryum argenteum* (Bryu arge) 6, *Ceratodon purpureus* (Cera purp) 9, *Grimmia pulvinata* (Grim pulv) 5, *Hedwigia ciliata* (Hedw cili) 4, *Hypnum cupressiforme* (Hypn cupr) 2, *Racomitrium canescens* (Raco cane) 4, *Syntrichia ruralis* (Synt rura) 5.

3.1.3.4. Fajgazdagság

Nem találtunk szignifikáns korrelációt a moha- és zuzmófajok adott helyen tapasztalt fajszaímai közt. Egyes területek mohákban gazdagabbnak, mások zuzmókban gazdagabbnak bizonyultak, míg mások mindkettőben gazdagnak.

A teljes kriptogám fajgazdagság (azaz a mohák és a zuzmók) és a terület mérete között nem mutatkozott összefüggés. Külön-külön, azaz mind a zuzmók, mind a mohák esetében kapcsolat mutatkozott a tető mérete és a fajgazdagság között. A mohák fajszaíma már 100–150 m²-es, viszonylag kis területen megközelítette a maximumot. Ezzel szemben a zuzmók fajszaíma 500 m² felett tovább nőtt, ami arra utal, hogy a telítettségi szint jóval a vizsgált területek területe felett van (9. ábra). Az egyenlet paraméterei a mohák esetében $a = 4,8904$, $b = 0,0355$, $p_{\text{regresszió}} = 0,0863$, $r^2 = 0,363$, míg a zuzmók esetében $a = 17,389$, $b = 0,0040$, $p_{\text{regresszió}} = 0,0054$, $r^2 = 0,693$.



9. ábra: A mohák és zuzmók fajszaímanak telítettségi görbéi különböző méretű lapostetőkön, az $f = a \cdot (1 - \exp(-b \cdot x))$ egyenlet alapján. Telt körök és folytonos vonal: mohák, üres körök és szaggatott vonal: zuzmók.

3.1.4. Diszkusszió

Az antropogén zuzmóvegetációra vonatkozó első magyarországi adatok több évtizedre nyúlnak vissza, melyek főként a Tisza menti árvédelmi töltésekről és hidakról származnak (Gallé 1965, 1976a). Azóta kevés információ gyűlt össze és alig néhány adat származik a városokból. Vizsgálatunkban azonban kiderült, hogy az utóbbi időben elterjedt városi élőhelyeknek számító lapostetők flóráját és biomasszáját többnyire kriptogámok dominálták. A hajtásos növények a legtöbb helyen csak néhány faj elszórt egyedeiként fordulnak elő (*Cerastium semidecandrum*, szélterjesztette fafajok fiatal csemetéi) a mohák és a zuzmók között.

A felmért lapostetőkön megjelenő kriptogámok többsége Magyarországon elterjedt és gyakori (Orbán & Vajda 1983; Verseghy 1994), de néhányuk florisztikai szempontból érdekes. Ezek közé tartozik a *Stereocaulon tomentosum* Fr. zuzmófaj, amelynek eddig csupán egyetlen, 50 évvel ezelőtti hazai adata volt ismert (Verseghy 1994; Matus *et al.* 2017a, 2019; Matus *et al.* 2018b). A legtöbb *Stereocaulon* faj – mely eredetileg szubalpin és alpesi szilikátsziklákon, fenyérekén él – Közép-Európában veszélyeztetett, sőt egyesek regionálisan már kihaltak (Wirth *et al.* 2013). Néhány *Stereocaulon* faj elszórt előfordulása már ismert volt közép- és nyugat-európai antropogén élőhelyekről, többek között lapostetőkről (Wirth *et al.* 2013, <https://www.verspreidingsatlas.nl>, <http://www.lichenology.info>). Az elsősorban hegyvidéki szilikátsziklákra jellemző *Xanthoparmelia conspersa*-nak csak elszórt alföldi előfordulási adatai vannak Magyarországról (pl. régi híd andezitkövein; Gallé 1965, 1976a). Vizsgálatunk során három kitett lapostetőn észleltük, ami arra utal, hogy városi élőhelyeken az eddig véltnél gyakoribb előfordulása lehetséges.

A florisztikai szempontból érdekes mohák közé tartoznak az Alföldön ritka, nedvességkedvelő, elsősorban sziklákról és savanyú talajú mészkerülő erdőkből ismert *Ctenidium molluscum*, *Dicranum scoparium*, *Plagiomnium cuspidatum* és *Ptychostomum elegans*. Az említett négy taxon előfordulása a vizsgálatban szereplő egyetlen erősen árnyékolt helyre korlátozódott (1, Élettudományi Épület). Négy–négy tetőről mutattuk ki az Alföldön szintén ritka (Boros 1968; Erzberger *et al.* 2016), elsősorban szilikát sziklagyepekre jellemző *Hedwigia ciliata*-t és *Racomitrium canescens*-t.

A legnagyobb kihívást a *Cladonia* (Stenroos *et al.* 2002) zuzmó nemzetség egyedeinek határozása jelentette, amelyből hét taxont találtunk. A *Cladonia subulata* és a *C. rei* morfológiailag igen hasonló fajpár, melyek megbízhatóan csak kémiaiilag különíthetők el (Stenroos *et al.* 2002; Spier & Aptroot 2007; Syrek & Kukwa 2008; Dolnik *et al.* 2010; Pino-Bodas *et al.* 2010; Wirth *et al.* 2013). Míg a *C. rei* homoszekikasavat (\pm szekikainsavval) és általában fumarprotocetrársavat termel, addig a *C. subulata* csak fumarprotocetrársavat tartalmaz (Hammer 1995; Wirth *et al.* 2013). A tetőkről származó mintákban csak a *C. rei*-t mutattuk ki.

Vizsgálatunkból kiderült, hogy nemcsak a lapostetők flóráját, hanem a vegetációt is a kriptogámok dominálják, különösen a biomassza tekintetében. A biomassza mintavételt tekintve vizsgálataink kizárólagos hazai előzményét Versegly (1976, 1977, 1979, 1982), valamint Versegly & Kovács-Láng (1971) homoki gyepekben készült vizsgálatai képezték. Munkájuk során hektár nagyságú mintaterületeken, tíz ismétlésben, 20 cm \times 20 cm méretű blokkokban (összesen 4000 cm² -en) vettek biomassza mintákat. Bár mi a fent említett területnek csak a negyedét mintáztuk (1000 cm² területenként), a lényegesen kisebb területeken

(290 m² és 400 m²) az azonos mintaszám mellett (n=10) mégis reprezentatívnak tekintjük.

A vizsgált tetők zuzmóflórájának jelentős része valamint a két részletesebben vizsgált tető zuzmó biomasszájának túlnyomó része a morfológiailag változatos, fajgazdag *Cladonia* nemzetségből származik. A *Cladonia* fajok jól ismertek, mint a pionír vegetáció fontos alkotóelemei a természetes és az antropogén élőhelyeken egyaránt (Dubiel & Olech 1991; Paus 1997; Bültmann 2005a; Rola & Osyczka 2014). A primer szukcesszió korai szakaszában az antropogén területeken is első megtelepedők, gyorsan kolonizálják a csupasz talajfelszínt (Hajdúk & Lisická 1999; Osyczka & Rola 2013). A vizsgált tetőkön megjelenő *Cladonia rei* különböző kriptogám közösségekben elterjedt, gyakori fajnak számít (Paus 1997; Khodosovtsev *et al.* 2011; Rola & Osyczka 2014). A kitett mintavételi helyek vegetációja az elterjedt *Cladonietum rei* közösségbe sorolható (Paus 1997; Günzl 2005; Rola & Osyczka 2014), amely az antropogén és zavart élőhelyekre Európa–szerte jellemző (Bültmann 2005b; Syrek & Kukwa 2008; Rola & Osyczka 2014).

Az eltérő meredekségű telítettségi görbék a mohák és a zuzmók esetében az eltérő minimális területekre (minimiarea) utalnak. Annak a megbízható magyarázatára, hogy ez miért van így, kvantitatív terjedésbiológiai adatokra volna szükség. Ezek hiányában csak feltételezéseket tudunk felvázolni. Először is, mindkét csoport terjedése mikroszkopikus, levegőben terjedő szaporítóképletekre támaszkodik (spórák és gemmák a moháknál (Schofield & Crum 1972; van Zanten & Pócs 1981; Frahm 2003), spórák, piknídiumok, szorédiumok és izídiumok a zuzmóknál (Wirth *et al.* 2013)).

A spóraszóródást igen eltérő térbeli és időbeli skálákon vizsgálták a lokálistól a transzkontinentálisig, egy vegetációs időszaktól a geológiai időskáláig terjedően. A kisebb léptékre jó példa a patogén gombák spóráinak terjedése termőföldeken, mely a forrástávolságtól exponenciálisan vagy polinomiálisan csökkenő arányt mutat (Stockmarr *et al.* 2007). A jelenséget legnagyobb léptékben vizsgálva, így a mohák transzkontinentális terjedése során több fajspecifikus tényezőt (pl. szárazságtűrés vagy a spórák színe) azonosítottak (van Zanten & Pócs 1981; van Zanten 1984).

Tanulmányunk léptéke a fenti kettő között helyezkedik el. A megtalált zuzmófajok között soknak a legközelebbi stabil állományai akár 80–120 kilométerre fekszenek a vizsgált helyektől (a Zemplén, Bükk, Mátra, illetve a Bihar–hegység (Vigyázó) szilikátszicláin). Ezzel szemben valamennyi, a tetőkön talált mohafajnak 10–30 kilométeres körzetben ismertek populációi (Erzberger *et al.* 2023). Ez a különбözöség magyarázhatja, hogy a vizsgált helyeken számos zuzmó terjedése valószínűleg sokkal inkább korlátozott, mint a moháké. Míg a legtöbb moha már a kisebb tetőkre is jó eséllyel eljut, a tetők méretének növekedésével egyre újabb zuzmófajok mutathatók ki.

Másodszor, a zuzmók –mint stabil szimbiózisok vagy apró ökoszisztémák (Farrar 1976)– megtelepedéséhez a spórák megtelepedése mellett a megfelelő algafaj jelenlétére is szükség van. Mivel egynél több fajból (legalább egy miko- és egy fotobiontából) állnak (Hawksworth & Grube 2020), ez a mohákhoz képest csökkentheti a megtelepedési arányukat. A cephalódiumos (zöldalgát és cianobaktériumot is tartalmazó) zuzmók kolonizációja, mint amilyen a *Stereocaulon tomentosum* is, talán ennél is kisebb valószínűségű.

A legtöbb vizsgált lapostetőn a kriptogámok dominanciájának oka a mikroklímamérésekből világossá vált, hiszen csak poikilohidrikus szervezetek képesek elviselni az éghajlati elemek szélsőséges ingadozásait. Jól ismert, hogy a mikroklíma nagymértékben befolyásolja a különböző kriptogám dominálta közösségek összetételét (Kershaw & Larson 1974; Van Tooren *et al.* 1985; Nystuen *et al.* 2019; Aartsma *et al.* 2021) és ugyanez igaz a vizsgált lapostetőkre is. A mikroklíma legfontosabb biotikus hatása a vízellátottság drasztikus eltérésein át nyilvánul meg. Az árnyékolt tetőkön a relatív páratartalom magasabb átlagaival, de kisebb ingadozásával, a hőmérsékletet illetően pedig alacsonyabb maximummal és szintén korlátozott ingásával jellemezhetők (**2. táblázat, 3. táblázat, 3. ábra**). Ehhez társul a bejutó fényenergia (részletesen nem vizsgált, de nyilvánvaló) eltérése. Az erősen árnyékolt mintavételi helyen a víz hosszabb ideig áll rendelkezésre, mint a kitett helyen. Ez a hatás ugyanakkor az évszakok függvényében is változik (**4. táblázat, 6. táblázat, 7. táblázat, Függelék 2. táblázat**): a hosszabb napfénytartamú időszakokban jelentősebb, de késő ősztől kezdve jelentősen csökken. Ennek következtében az erősen árnyékolt helyen a kriptogám közösség a moha dominancia felé tolódik el, mind a fajgazdagság, mind a biomassza tekintetében. Ez kisebb mértékben érvényes a félárnyékos helyekre is (2,6,10, **5. táblázat, Függelék 1. táblázat, Függelék 3. táblázat**). A víz- és fényellátottság eltéréseinek hatását a moha- és zuzmófajok hasonló elkülönülésére már kimutatták mérsékelt égövi, erdei élőhelyeken (Király *et al.* 2003; Király & Ódor 2010; Ódor *et al.* 2013).

Az eltérő vízellátottság végső soron akár különböző szukcessziós utakat is eredményezhet. Fiatal kora ellenére az egyetlen erősen árnyékolt tetőn körülbelül négyszer annyi mohafaj él, mint a többi kilenc tető

átlagában, a többi terület átlagos mérete egyötödének megfelelő területen. Ezt az árnyékolt tetőt már nem kizárólag mohák és zuzmók jellemzik, hanem számos hajtásos kriptogám (páfrányok) (Takács & Löki 2015) és néhány virágos növény is. A fenti mikroklimatikus különbségek magyarázhatják az erősen árnyékolt hely (1, DE Élettudományi Épület) többtől való egyértelmű elkülönülését a DCA ordinációban és a részlegesen árnyékolt tetők (2, 6) köztes helyzetét. Az elkülönülés kulcsfajai a *Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium rutabulum*, *B. salebrosum* és *Racomitrium canescens* mohafajok. A kitett tetők csoportját ezzel szemben a *Bryum argenteum*, *Grimmia pulvinata* és *Syntrichia ruralis*, valamint számos zuzmó taxon, mint például a *Caloplaca* spp., *Candelaria aurella*, *Lecanora dispersa*, *L. muralis*, *Phaeophyscia* spp., *Verrucaria* spp. és *Xanthoria elegans* különbözteti meg.

Egyetértés van abban, hogy a primer kriptogám szukcesszió során a biomassa felhalmozódása nagyon lassú, évtizedekig tartó folyamat (Farrar 1976; Versegly 1977; Löbel *et al.* 2006; Balogh *et al.* 2017). A tetők kriptogám szukcessziós útvonalainak teljes rekonstrukciója a *space-for-time* megközelítéssel (Pickett 1989) még mindig nehéznek tűnik. Ennek oka, hogy nem rendelkezünk elegendő adattal a fiatalabb tetőkről (adataink többnyire a 35–50 éves tetőkre vonatkoznak), ráadásul sok tető kora ismeretlen maradt. Némi betekintést nyertünk azonban, ha a hasonlóan kitett 37 és 49 éves tetők biomassa adatait vizsgáljuk. Felvételeink megerősítették, hogy e két időpont között még mindig szignifikánsan növekszik a moha és az összes (kriptogám) biomasszája. A domináns fajok, a *Ceratodon purpureus* és a *Cladonia rei* biomassa arányának változása is figyelemre méltó. A 37 éves helyszínen a *C. purpureus* az összes biomasszájának csak 8,5%-át tette ki, de a 49 éves helyszínen már több mint

24%-át (**8. táblázat**). Mindkét faj úttörőként vagy első megtelepedőként ismert, de nem tudjuk, hogy van-e különbség a kolonizációjuk időpontja között. [A *C. rei* esetében lásd Paus (1997); Hajdúk & Lisická (1999); Osyczka & Rola (2013); Wirth *et al.* (2013), <https://www.verspreidingsatlas.nl/4188>; a *C. purpureus* esetében lásd Orbán (1984); <https://www.verspreidingsatlas.nl/2642>; <https://www.britishbryologicalsociety.org.uk/>.] A biomassza arányok időbeli változása tehát vagy kolonizációjuk eltérő időpontjára, vagy a növekedési sebességük különbségeire utalhat.

Így lehetséges, hogy a *C. rei* már megtelepedett telepei elősegíthetik a *C. purpureus* növekedését úgy, hogy a párát és az esőt a tövükhöz vezetik, ami extra vízellátást és némi védelmet nyújt a mohának. Mivel a *C. rei* is ismert arról, hogy megtelepedik a mohákon (Syrek & Kukwa 2008), az sem kizárt, hogy azok a *C. purpureus*-szőnyegek, amelyek tetején *C. rei* telepek telepedtek meg, fokozott növekedést produkálhattak. A *Cladonietum rei* társulás foltos megjelenése (**7. ábra**) szintén ezt a feltételezést támaszthatja alá, de további kísérletek lennének szükségesek a szukcessziós mechanizmus számszerűsítéséhez. A szukcessziós *facilitáció*-t (Connell & Slatyer 1977) két kriptogám szervezet között eddig ritkán vizsgálták (Rixen & Mulder 2005; Colesie *et al.* 2012).

A szukcesszió során a mohabiomassza további növekedése és a *C. rei* visszahúzódása valószínűnek tűnik. Ezt a feltételezést alátámasztja egy moha-dominált (de biomassza szempontjából nem mintavételezett) terület. Ez a helyszín (2, DE Botanikus Kert vízmű) ugyan nem régebbi, de a környező fák némi árnyékot vetnek rá. A valamivel hosszabb ideig rendelkezésre álló víz itt felgyorsíthatta a szukcessziót, ami már nem foltos, folytonos mohatakarót és moha dominanciát eredményezett.

A lapostetők ideális helyszínek a kriptogám közösségek diverzitásának és zavartalan primer szukcessziójának tanulmányozására. A régi, nem felújított lapostetők még mindig széles körben elterjedtek Magyarország minden nagyobb városában. Következésképpen ezen élőhelyek kriptogám biodiverzitása nagyrészt még feltáratlan. A tetőfedési technikákat azonban korszerűsítik és a régi tetőket folyamatosan felújítják. A régi eljárás szerint, bitumenes kavicsolt lemezből készült szigetelések sérülékenyek (Varghese 2007). Várható, hogy ezek, a kriptogám közösségek számára is megfelelő élőhelyek hamarosan teljesen megszűnnek. 2020-ra, a 2016-ban felmért tíz vizsgálati helyszínből négyet legalább részben felújítottak és egy helyszínt lebontottak. A megmaradt további régi tetők felmérésének ezért prioritást kell élveznie a következő években.

Talán túlzás lenne azt várni, hogy egyes régi tetőket védetté nyilvánítsanak, hiszen a városi épületek esetében elsődleges a biztonság és a költséghatékony szigetelés. Viszont új épületek építésénél és a régiek felújításánál célszerű lehet olyan technikát és anyagokat választani, melyek növelhetik a lapostetők biológiai sokféleségét. Míg az *üvegszállal megerősített módosított bitumenmembrános normál rétegrendű szigetelés* meglehetősen egyveretű, mikroklimatikus változékonyságot nem mutató aljzatot biztosít, addig a kavicsos ballasztal ellátott *fordított rétegrendű szigetelés* viszonylag változatos mikroélőhelyeket hozhat létre, különösen, ha kvarc- és mészkő kavicsokat, köveket felváltva alkalmaznak. Ez erősebb és tartósabb szigetelést biztosíthat, egyúttal pedig kellően heterogén kriptogám élőhelyeket hozhat létre (<https://www.building.co.uk>).

Az említett technikák alkalmazása és a kriptogám sokféleség növelése a hasznosított tetőkertekben is hozzájárulhat a díszítéshez. Az

ENA által megálmodott *Green Cities for Europe* nagyszabású program kiemelt feladatának tekinti növények felhasználásával és alkalmazásával azt, hogy a városi zöldítéssel, városi zöldfelületek kialakításával hozzájáruljon pl. a biodiverzitás növeléséhez, a klímaváltozás hatásainak csökkentéséhez. A zöldtetőket gyakran értékes megoldásként jelölik meg a zöldfelület hiányának megoldására urbanizált területeken (Kisvarga & Horotán 2022). A virágos növények (szukkulensek, mint a *Sedum*, *Sempervivum*, *Aeonium arboreum*) mellett a zöldtetőkön a nagyobb méretű mohák és makrozuzmók is felhívhatják a figyelmet ezekre, a közvélemény által gyakran elhanyagolt élőlényekre. Eddig csak néhány tanulmány foglalkozott a kriptogámok tetőzöldítésre való alkalmazásával (Heim & Lundholm 2014; Heim *et al.* 2014; Drake *et al.* 2018). A modern városépítészetben ugyanakkor már vannak kísérletek a kriptogámok (*Cladonia*, *Polytrichum*) virágos növényekkel való párosítására (Dvorak & Volder 2010) annak érdekében, hogy stabil, szárazságtűrő ugyanakkor esztétikus együtteseket hozzanak létre (Lee *et al.* 2014; Heim *et al.* 2014). E kísérletek gyakorlati eredménye a zölddé vált tetők jobb hidrológiai funkciója is (Bengtsson 2005).

3.2. II. esettanulmány: Mészkerülő pannon sztyeppék kriptogám közösségeinek kezelésváltás okozta dinamikája

3.2.1. Szakirodalmi áttekintés

A kriptogám fajok diverzitása jelentős, néhol a hajtásos növényekét meghaladó is lehet (Slack 1977; Jarman & Kantvilas 1994; Brown *et al.* 1994; Dengler *et al.* 2020a; Bergauer *et al.* 2022). A zuzmókat és mohákat mégis gyakran figyelmen kívül hagyják a vegetációdinamikai vizsgálatok során pedig ez a két csoport –például homoki gyepekben– a biomassza és a biológiai sokféleség jelentős részét is alkothatja.

Az európai száraz gyepek kezelési ajánlásai zömmel a hajtásos növények közül kikerülő „kulcsfajok”-ra (*keystone species*) irányulnak, így a más rendszertani kategóriákba tartozó élőlények –köztük a kriptogámok– gyakran figyelmen kívül maradnak (Rubio-Salcedo *et al.* 2013; Dengler *et al.* 2014, 2020b; Darbyshire *et al.* 2017; Gheza *et al.* 2020). A mohákkal és zuzmókkal kapcsolatos természetvédelmi ismeretek hiányosak, a kriptogámoknak már az elterjedési mintázata is jellemzően a hajtásos növényekénél sokkal kevésbé ismert. Talán éppen ezért az elmúlt 20 évben európai száraz élőhelyeken számos vizsgálat irányult a zuzmók és mohák biodiverzitási mintázatának és funkcionális szerepének vizsgálatára (Chytrý *et al.* 2001; Davies & Legg 2008; Ketner-Oostra *et al.* 2012; Büdel *et al.* 2014; Gheza 2015; Gheza *et al.* 2016, 2020; Jüriado *et al.* 2016; Gheza *et al.* 2018a, 2018b; Veres *et al.* 2020, 2021; Veres *et al.* 2022a, 2022b). Ismert, hogy a zuzmókban és mohákban gazdag élőhelyek helyenként még ma is nagy kiterjedésűek lehetnek (Jentsch & Beyschlag 2003; Ketner-Oostra & Sýkora 2008), még akkor is, ha az antropogén tevékenység (hagyományos tájhasználat felhagyása, az intenzív

mezőgazdasági technikák terjedése és a természetes kezelési rendszerek átalakítása) miatt egyre inkább fragmentálódnak.

A magyarországi alföldi területeken a magas kriptogám diverzitású száraz élőhelyek többnyire homokon fordulnak elő. A homoki gyepek, mind savanyú, mind meszes aljzaton, Európa-szerte sokfelé elterjedtek. Ezeket a gyepeket általában legelőként hasznosítják, így természetvédelmi állapotuk nagymértékben függ az állattartáson alapuló, legeltetéssel történő gazdálkodástól (Metera *et al.* 2010; Dumont *et al.* 2011; Evans *et al.* 2015; Rupprecht *et al.* 2016).

A pannon régió homoki gyepeit (European Commission. Directorate General for the Environment. 2016) az invazív fajok térnyerése és a kezelés intenzitásának megváltozása (beleértve a megszűnését is) veszélyezteti (Botta-Dukát 2008). Ennek ellenére csak néhány tanulmány foglalkozott a legeltetésnek és felhagyásának homoki gyepekre gyakorolt hatásaival (Ónodi *et al.* 2006, 2008). Spontán dinamikájukat sem vizsgálták és ez különösen igaz a kriptogámokra.

Számos, jellemzően fenyérekben, tundrákon és alpesi gyepekben végzett vizsgálat azt mutatja, hogy a legeltetés kezdetén, a legeltetés intenzitásának változásakor (Rogers & Lange 1971; Brotherson *et al.* 1983; Hodgins & Rogers 1997; Olofsson *et al.* 2001; Eskelinen & Oksanen 2006; Holt *et al.* 2008; Bertiller & Ares 2011; Gómez *et al.* 2012) és annak megszűnése során (Anderson *et al.* 1982) egyaránt jelentős változások következnek be a kriptogámközösségekben. Ismert, hogy a zuzmóközösségek összetételének változása általában szintén a legeltetéssel függ össze (Ahti 1959; Pegau 1970; Klein 1987; Manseau *et al.* 1996; Tommervik *et al.* 2004). A legeltetés gyakran csökkenti a kriptogámok borítását és fajgazdagságát és a fajösszetételben is markáns változásokat

idézhet elő (Rogers & Lange 1971; Hodgins & Rogers 1997; Ponzetti & McCune 2001; Liu *et al.* 2009; Concostrina-Zubiri *et al.* 2014). A legeltetés okozta zavarás végül egy alternatív szukcessziós állapothoz (új kriptogám ökoszisztéma) vezethet (Hobbs *et al.* 2006). A legeltetett és legeletlen területek közötti diverzitásbeli különbségek vizsgálatára irányuló szakirodalom meglehetősen hiányos, illetve ahol rendelkezésre áll, ott ellentmondásos (Gilbert 1974; Helle & Aspi 1983; Olofsson *et al.* 2001).

Verseghy 1970-es években végzett úttörő munkái óta, egy friss, néhány száraz gyepi zuzmófaj szekunder metabolit termelését vizsgáló tanulmány (Veres *et al.* 2022a, 2022b) kivételével a zuzmók biomasszáját és produktivitását hazánkban nem elemezték (Verseghy & Kovács-Láng 1971; Verseghy 1976, 1977, 1979, 1982). A társulástani tanulmányok általában elhanyagolják vagy csak részben tárgyalják a kriptogámokat. Ez érvényes a hazai nyílt, savanyú homoki gyepekkel (*Festuco vaginatae-Corynephorum*, Belső-Somogy, Nyírség) foglalkozó munkákra is, ahol a kriptogámokkal egyáltalán nem foglalkoztak (Lájer 2004) vagy csak a mohákat tárgyalták (Lájer 2005) esetleg a kriptogámokat csak összevont borításukra kiterjedően detektálták (Szigetvári 2004; Bartha *et al.* 2006). Pozitív kivétel egy közelmúltban megjelent tanulmány, ahol nyírségi szárazgyepekben mind a zuzmókkal, mind a mohákkal foglalkoztak (Kovacsics-Vári *et al.* 2023) (bár ezeket nem azonosították faji szinten). Ezen túlmenően újdonság talajlakó zuzmóközösségek és az azokra ható abiotikus tényezők mikrocönológiai elemzése (Veres *et al.* 2021).

3.2.2. Anyag és módszerek

3.2.2.1. A vizsgálati terület jellemzése

A kriptogámok dinamikáját két nyírségi száraz homoki gyeppen vizsgáltuk. Az egyik mintavételi terület Vámospércs határában, Debrecentől 25 km-re keletre, a Villongó-dűlőben fekszik (CEU: 8497; 47°31'55.97"N 21°56'59.40"E, tszf. magassága: 128 m). A másik vizsgált terület a Debrecentől 15 km-re kelet-északkeletre, Hajdúsámson határában fekvő Martinkai-legelőn található (CEU: 8496; 47°34'30.05"N 21°47'31.84"E, tszf. magassága: 129 m).

A mintavételi helyek az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR) G1: Nyílt homokpusztagyeppek csoportjába tartoznak. Fitoszociológiailag mindkettő a *Festuco vaginatae*–*Corynephorum* SOÓ in ASZÓD 1935 (Borhidi 2003) társulásba sorolható. Ez a közösség elsősorban a Nyírség kalciummentes, száraz homokbuckáin (<https://novenyzetiterkep.hu/node/765>) jellemző. A társulás az EU Habitat direktíva szerint a "6260 Pannon homoki gyepek" (szoros kapcsolatban „2340 Mészkerülő ezüstperjésekkel”) (<https://natura2000.eea.europa.eu/>) élőhelytípusába sorolható. A vámospércsi helyszín *Corynephorus canescens* dominanciájú (CC), míg a martinkai *Festuca vaginata* dominanciájú (FV).

A társulás névadó, domináns pázsitfűfajai mellett az alábbi egyszikűek elterjedése gyakori: *Carex stenophylla*, *Cynodon dactylon* és *Poa bulbosa*. Jelentősebb borítású évelő kétszikűek: *Chondrilla juncea*, *Eryngium campestre*, *Potentilla arenaria*, *Rumex acetosella* és *Thymus degenianus*. E közösség további fontos alkotóeleme a hosszú zsurló (*Equisetum ramosissimum*), valamint további mintegy 30 zárvatermő faj,

többnyire kistermetű, egyéves kétszikűek (**Függelék 6. táblázat**). A társulás kezelése hagyományosan az extenzív állattartás, többnyire húsmarhával és/vagy juhval legeltetnek. Az utóbbi évtizedekben az állatállomány csökkenő tendenciája figyelhető meg, ebből kifolyólag a legelők felhagyása is egyre gyakoribb.

A kriptogám vegetációt mindkét állományban egy parcellapáron vizsgáltuk: egy kísérleti jelleggel *bekerített* részen (5 m × 25–30 m-es parcellán), ahol 2008 nyara óta nem legeltetnek, illetve egy *be nem kerített* részen, ahol a legeltetési nyomás időszakosan változhatott. Az összehasonlító vizsgálatok 2013-ban és 2018-ban történtek (**10. ábra**). A parcellák megnyúlt alakját az indokolta, hogy így volt lehetséges a jellemző finom topográfiai gradiens lefedése, azaz a buckatető és lejtők is egyaránt reprezentáltak. A bekerített parcellák körül a kerítést mintegy 1,25 m szélességű pufferzónán kívül helyeztük el. A bekerített és a nem bekerített rész egymástól 20–30 m távolságra helyezkednek el és a kísérlet kezdetén vegetációjuk igen hasonló összetételű és dominanciájú volt. A bekerítés, mint a területre jellemző csökkenő állatállomány, illetve megszűnő legeltetés kísérletes modellezésére szolgált.

A CC területen a vegetációs időszakban esetenkénti szarvasmarha legeltetés (kb. 10 húsmarha) mellett elsősorban egy mintegy 140-es létszámú juhnyáj legelt, amely naponta kétszer (a reggeli kihajtáskor, illetve a délutáni hazahajtáskor) is áthaladt. A legeltetés azonban 2015 végén megszűnt, mivel a terület tulajdonosa (az erdészeti igazgatóság) a közeli új erdőtelepítések védelme érdekében ehhez már nem járult hozzá.

Az FV területén főként egy mintegy 40 húsmarhából álló csorda, valamivel ritkábban pedig körülbelül 70–100 juh legelt. A legelés a kísérlet

során végig megmaradt, intenzitása váltakozott, összességében lassan növekedett.

Mindkét közösség bekerítetlen részein szórványosan megfigyeltünk mezei nyulat és őzet, de a kevés ürülék elhanyagolható legeltetési nyomásra utalt. A 140 cm magas kerítés teljesen kizárta a juhokat, a szarvasmarhákat, az őzeket és a nyulakat, tehát szinte teljesen megszüntette a legelési nyomást. A kisémlősök kizárása nem volt lehetséges. Értelemszerűen nem volt lehetséges a szarvasmarha és juh hatásának elkülönítése sem, miként nem lehetett szétválasztani a legelés (biomassza eltávolítása) és a taposás (biomassza bomlását okozó) hatását sem.

A területek éghajlata mérsékelt kontinentális, a hőmérséklet és az éves csapadékösszeg nagy ingadozása jellemzi. A nyár jellemzően forró és száraz (a csapadékot ekkor főként a zivatarok, felhőszakadások okozzák), a tél viszont az országos átlagnál valamivel hidegebb. Az évi középhőmérséklet mintegy 10,5 °C, az éves napfénytartam meghaladja a 2200 órát. A csapadék sokévi átlaga 550–600 mm. A vegetációs időszakban (április–szeptember) átlagosan 300–350 mm csapadék hull, de a szélsőségek (210 és 620 mm) ekkor az éves szélsőségeknél is markánsabbak (Justyák & Tar 1994, <https://www.met.hu/eghajlat/>). A téli csapadék mennyiségében jóval kisebb eltérések mutatkoznak.

Mindkét terület talaja, a felső réteg (0–5 cm) elemzésének adatai alapján, homok (a 0,05–2 mm-es mérettartományú alkotórészek aránya a meghatározó, CC: 93.06%, FV: 95.36%), savanyú kémhatással (pH_{KCl}-CC: 4,44–4,45; pH_{KCl}-FV: 4,80–4,84), elhanyagolható CaCO₃-tartalommal (mindkét helyszínen: <0,05 m/m%), alacsony szervesanyag-tartalommal (CC: 1,09–1,34%; FV: 0,82–1,00%), alacsony felvehető

nitrogéntartalommal ($\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N-CC}$: 2,58–4,55 ppm; $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N-FV}$: 1,08–2,67 ppm) és szintén alacsony foszfortartalommal ($\text{AL-P}_2\text{O}_5\text{-CC}$: 34–55 ppm; $\text{AL-P}_2\text{O}_5\text{-FV}$: 26–43 ppm). A *Corynephorus* dominanciájú állomány talajának valamivel magasabb szervesanyag- és foszfortartalma a kísérlet megkezdése előtti, évtizedekkel korábbi szántóföldi használatra utalhatnak (Matus & Papp 2003).



10. ábra: 1 – A vámospércsi felvételeken (CC) a legelt (A) és a bekerített (B) terület látható 2020 tavaszán. **2** – A martinkai felvételeken (FV) a legelt (A) és a bekerített (B) terület látható 2015 tavaszán (Dr. Matus Gábor felvételei).

3.2.2.2. Biomassza mintavétel

A biomassza mintavételre 2013-ban február 25. és március 7. között, illetve 2018-ban október 10. és 14. között (négy és fél, illetve tíz évvel a kizárás után) került sor. Mindkét alkalommal területenként és kezelésként 40–40 db 10×10 cm ($0,01 \text{ m}^2$) felületű, 5 cm mély talajmonolitot (**11. ábra**), azaz a vizsgálatsor egésze alatt összesen 320 mintát vettünk. A területen műanyag tüskékkel jelöltük ki a minták sarkait és késsel vágtuk ki a talajmonolitot (**12. ábra**). A mintavétel az 5×25 – 30 m-es kiterjedésű blokkokban folyt.

A mikrovadrátok elrendezése során a következőkre ügyeltünk:

1) törekedtünk a mikrovadrátok blokkon belül hosszában és szélességében is a közel egyenletes eloszlásra, tehát hogy mind a blokk eleje, közepe és vége, illetve középvonala és a pufferezónához közelebb eső szélső részei azonos arányban reprezentáltak legyenek,

2) a blokk egyes szakaszain belül véletlenszerűen eldobott jelzőtüske (**11. ábra** sárga tüskéje) körül jelöltük ki a monolitot, azaz nem preferáltuk sem az élő fűcsomókat, sem pedig a köztük levő részeket.



11. ábra: Kriptogám biomassza mintavétel Martinkán (2013). A véletlenszerűen eldobott sárga jelzőtüske körüli négy zöld jelzőtüske jelöli a minta sarkait (felső kép), illetve a talajmonolit kivágása a tárolóba helyezés előtt (Dr. Matus Gábor felvételei).



12. ábra: 1 – A vámospércsi terület (CC) jellemző mintái. A műanyag tüskék által határolt terület 10 × 10 cm-es. **1A:** A legelt területen *Cladonia rangiformis* altelepek és *Syntrichia ruralis* figyelhetők meg. **1B:** A bekerített területen *Cladonia rangiformis* altelepek és fejlődő podetiumok, *Syntrichia ruralis* nedves telepei láthatóak. **2** – A martinkai terület (FV) jellemző mintái. **2A:** A legelt területen *Polytrichum piliferum* száraz telepei és *Cladonia rangiformis* altelepek figyelhetők meg. **2B:** A bekerített területen *Cladonia rangiformis*, *Polytrichum piliferum* látható nagyobb tömegben.

3.2.2.3. Mintafeldolgozás

A felvett talajmonolitokat beszállítottuk, majd az Élettudományi Épület laborjában szobahőmérsékleten (20–25 °C) szárítottuk, ismételt forgatással. Több hét száradást követően a kriptogám fajokat kézi válogatással különítettük el sztereomikroszkóp alatt. Válogatás során törekedtünk a növényi részekre tapadt talaj gondos eltávolítására. Az egyes kriptogám fajokat, illetve a szerves törmeléket (hajtásos növények elhalt

részei) is elkülönítettük. A fajok munkaigényes kézi válogatását és meghatározását követően a frakciókat Ohaus Explorer Pro Balance EP213C labormérleg segítségével 0,001 g pontossággal mértük le.

A taxonok azonosítására szükség esetén kémiai vizsgálatokat is folytattunk, melyen a másodlagos anyagcseretermékek kimutatását értjük. Az egyszerű cseppreakciókon túl, egyes taxonoknál vékonyréteg kromatográfiát (HPTLC) is végeztünk Arup *et al.* (1993) módszerével. Merck's Kieselgel 60 F254 10 × 10 cm-es üveglemez minden pozíciójára (1–17, A és B oldal) 1 µl-enként 5–10 µl acetonos zuzmó kivonatot vittünk fel PCR csövekből. A foltok a lehető legkisebbek és legkoncentráltabbak voltak. A lapokat a fűtőlapon 50 °C-on 5 percig közvetlenül a kifejlesztés előtt kiszárítottuk, hogy minden nedvességet eltávolítsunk. Ezután hagytuk szobahőmérsékletűre hűlni. Kb. 10 ml szolvent (C oldószerkegely) öntöttünk a kondicionáló tálcába és 2–2 ml-t pedig a két oldalsó vályúba. A kifejlesztés előtt a lapokat újra 50 °C-on 5 percig szárítottuk. Ezek után a HPTLC lapot a tálcára helyeztük úgy, hogy a szilikagél réteg lefelé fordított állapotban volt. A CAMAG vízszintes kifejlesztőkamrát az üveglappal letakartuk, majd 5 percig prekondicionáltuk.

A kromatográfiás kifejlesztés elindításához a vályúkban lévő üveglapokat betoltuk a kamra oldalán lévő fém rudak segítségével, a két oldalon egyszerre. A kifejlesztés automatikusan leállt, mikor a szolvens frontok 7,5–9,5 perc múlva találkoztak. A lapok vizsgálata megtörtént a következő fázisokban: 1) UV 254 nm hullámhosszúságú fényben, 2) UV 366 nm hullámhosszúságú fényben, 3) H₂O permetezést (zsírsavak kimutatására) és szárítást követően, 4) H₂SO₄ ecsettel való felvitelét, 110°C-on 5-10 percig sütést majd hűtést követően 5) UV 366 nm hullámhosszúságú fényben, 6) látható fényben. A HPTLC foltok nagysága

a standard folt nagyságával való összehasonlítás alapján félkvantitatív meghatározásra ad lehetőséget.

A zuzmó taxonok meghatározása során Verseghy (1994), Smith *et al.* (2009) és Wirth *et al.* (2013) munkája voltak irányadóak. A zuzmók nomenklatúrája általában az *IndexFungorum* és a *Mycobank* nyilvános adatbázisát követi (<http://www.indexfungorum.org/>, <https://www.mycobank.org/>, hozzáférés: 2023. május 10.) A mohák azonosítása során Erzberger & Schröder (2013), Erzberger *et al.* (2016) munkái voltak irányadóak. A mohák nomenklatúrája Hodgetts *et al.* (2020) munkáját követi.

3.2.2.4. Talajelemzés

A mintavételi területeken a bekerítés idején talajtani elemzést is végeztünk, melynek eredményei közül jelen tanulmány szempontjából a 0–5 cm-es talajréteg eredményei a relevánsak. A mintavételi területek minden blokkjában, annak hossza mentén 3–3 (egyenként mintegy 2000 cm³-es) mintát vettünk, ezek mindegyike 10–10, egyenként mintegy 200 cm³-es részminta összekeveréséből származó átlagminta. A minták produkció szempontjából legfontosabb talajtani paraméterei, a pH-érték, a szervesanyagtartalom (m/m%), a NO₂+NO₃-N tartalom, valamint az ammónium-laktát-oldható, a könnyen felvehető foszfortartalom kerültek meghatározására a Debreceni Egyetem, Agrár Kutatóintézetek és Tangazdaság, Karcagi Kutatóintézet (KKI) akkreditált Központi Laboratóriumában.

A pH-értéke a kálium-klorid oldatos szuszpenzióban mért pH, melynek mérése közvetlenül potenciometriás módszerrel történt.

A szervesanyagtartalom meghatározása során alaplódszernek a szabvány szerinti Tyurin-módszert tekintettük, tehát krómsavas oxidációval, titrimetriás módszerrel határoztuk meg.

A talajkivonat foszfortartalmát ammónium-molibdenáttal heteropolisavvá alakítottuk, majd aszkorbinsavval molibdén-kék komplexé redukáltuk. A kék színű oldal fényelnyelését 480 nm-en mértük.

3.2.2.5. Adatelemzés

A páros és többszörös összehasonlításokat a Sigmaplot 12.0 szoftvercsomaggal végeztük el. A fajszám és biomassa adatok összehasonlítását helyenként, kezelésként és időpontként nem paraméteres varianciaanalízissel (ANOVA on ranks) végeztük el. Szignifikáns eredmény esetén a páronkénti szignifikáns eltérések azonosítására Kruskal–Wallis–tesztet alkalmaztunk.

A felmérések frekvencia és biomassa adatainak a minták mennyiségi kapcsolatainak elemzésére és vizualizálására a sokváltozós analízisek közül főkomponens-analízist (PCA) végeztünk el a CANOCO és CANODRAW szoftver csomagok segítségével (ter Braak & Smilauer 2002). Az input adatokat az állományonkénti, kezeléskénti és időpontkénti 40–40 elemi minta összevonásával nyertük, így az összevont adatok nyolc pontját vetítettük ki. Az analízisből kizártuk a csak egy vagy két mintában előforduló fajokat.

A kriptogám biomassa és fajszám kapcsolatát is vizsgáltuk. Az adatok előzetes értékelése után teszteltük a Sigmaplot 12.0 szoftvercsomag által támogatott csúcs jellegű egyenleteket (a 3-, illetve 4-paraméteres Gauss-modell, a 4-, illetve 5-paraméteres módosított Gauss-modell, a 3-, illetve 4-paraméteres Lorentz-modell, a 4-, illetve 5-paraméteres Pseudo-Voigt-modell, a 3-, illetve 4-paraméteres lognormál-modell, a 4-

paraméteres, illetve 5-paraméteres Pseudo-Voigt-modell, végül pedig a 4-paraméteres, illetve 5-paraméteres Weibull-modell). Minden modell esetében a „dinamikus illesztés” (dynamic fitting) csomagopciót alkalmaztuk, amely lehetővé teszi a paraméterek iteratív megközelítéssel történő becslését, hogy a lehető legjobb paraméterbecslést kapjuk, és a lehető legjobb illeszkedést érjük el. Az iterációs lépések maximális számát 200-ra állítottuk. Automatikus kezdeti paraméterbecslési funkciót használtunk, melynek során a program 200 opciót állít elő és ezekből választja ki a legjobbat. A paraméterbecslések pontosságát (valószínűsége), a szórásanalízis (ANOVA, tapasztalati átlaggal korrigált) eredményeit, a regresszió és a reziduális arányát, valamint a korrelációs együtthatók nagyságát is kiértékeltek.

A *Corynephorus canescens* és *Festuca vaginata* dominálta állományokból származó mintákat fajszám osztályok, valamint biomassza osztályok közötti eloszlásuk alapján vetettük össze χ^2 -tesztekkel (Zar 2010). Ezeket a tesztek két, eltérő osztálybeosztással is alkalmaztuk, három ($df=2$), illetve öt kategóriát (osztályt) ($df=4$) használva. A fajgazdagság esetében három (≤ 2 ; 3; ≥ 4 faj/0,01 m²), illetve öt kategóriában (1; 2; 3; 4; ≥ 5 faj/0,01 m²), míg a biomassza adatok esetében szintén három ($<0,5$; 0,5–1; ≥ 1 g biomassza/0,01 m²), illetve öt kategóriában ($<0,1$; 0,1–0,5; 0,5–1; 1–5; ≥ 5 g biomassza/0,01 m²) történt meg az elemzés.

A Shannon–féle diverzitást és egyenletességet (Shannon 1948; Zar 2010) a *Corynephorus canescens* (CC) és a *Festuca vaginata* (FV) dominanciájú állományok eltérően kezelt részein a két mintavételi időpontban, a 40 mikroparcellán nyert adatok összevonása után számítottuk ki egyrészt a gyakoriság adatokra, másrészt a biomassza

adatokra. A lehetséges maximális diverzitásértékeket a vizsgálat során az adott állományban megfigyelt összes taxonszám és egyenletes dominanciaeloszlás alapján számoltuk ki.

3.2.3. Eredmények

3.2.3.1. Fajgazdagság

Összesen 15 kriptogám taxont (11 zuzmót és 4 mohát; 14-et a *Corynephorus canescens* dominálta állományból, illetve 9-et a *Festuca vaginata* dominálta állományból) azonosítottunk a mintákban. A zuzmó fajszám általában magasabb volt a CC-ben (egy adott időpontban és kezelés mellett akár 9 taxon is), mint az FV-ben (3 vagy 4 taxon). A vizsgált közösségek nem különböztek a mohák teljes fajszáma tekintetében (három vagy négy, adott időpontban és kezelés mellett).

A zuzmó fajok, egy kivétellel a *Cladonia* nemzetségbe tartoznak. A kivétel, a *Diploschistes muscorum*, amely csak szórványosan fordult elő a mintaterületen, a *Cladonia* fajok parazitájaként.

A zuzmó és moha taxonok és ezek együttes átlagos számát az **9. táblázat** mutatja, míg a részletes fajlista, a fajok gyakorisága és biomassza eloszlása a **Függelék 7. és Függelék 8. táblázatában** található.

3.2.3.2. Fajösszetétel

Az összes mintában mintegy ezer minta-taxon adatpárt regisztráltunk, melyeknek valamivel több, mint 40%-a zuzmókból és valamivel kevesebb, mint 60%-a mohákból származott. A *Cladonia* nemzetség tette ki az összes zuzmó adat több mint 99,5%-át is. A *Cladonia* taxonok gyakorisága két nagyságrendnyi eltérést mutatott (egy adat és százas nagyságrendű adat közt). Mindkét közösségben a két leggyakoribb

faj, a *C. rangiformis* (az összes zuzmó adatok több mint kétharmada) és a *C. rei* (a zuzmó adatok körülbelül egyhatoda) volt.

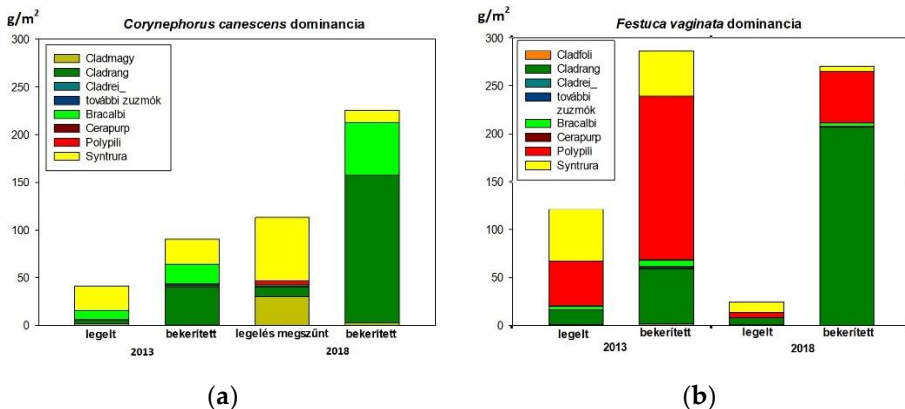
9. táblázat: A zuzmó- és moha taxonok, illetve az összes kriptogám átlagos száma a különböző mintavételi időpontokban, a vizsgált közösségek eltérő kezelésű részein (n=40). (CC – *Corynephorus canescens* dominancia, FV – *Festuca vaginata* dominancia). A felső indexben lévő betűk a mediánok szignifikáns különbségeit jelzik Tukey–tesztek alapján (a > b > c).

Terület, év, kezelés	Átlag ± SE		
	Zuzmók	Mohák	Kriptogámok
CC 2013 legelt	0,850 ± 0,105 ^b	1,975 ± 0,092 ^a	2,825 ± 0,147 ^b
CC 2013 bekerített	1,750 ± 0,199 ^a	1,750 ± 0,078 ^{ab}	3,500 ± 0,238 ^a
CC 2018 legelés megszűnt	1,350 ± 0,127 ^{ab}	1,600 ± 0,093 ^b	2,950 ± 0,143 ^{ab}
CC 2018 bekerített	1,200 ± 0,089 ^b	0,480 ± 0,076 ^{ab}	2,975 ± 0,098 ^{ab}
H	18,47	10,883	5,629
p	<0,001	0,012	0,131
FV 2013 legelt	1,025 ± 0,084 ^b	2,450 ± 0,138 ^a	3,475 ± 0,189 ^a
FV 2013 bekerített	1,450 ± 0,094 ^a	0,733 ± 0,116 ^b	3,425 ± 0,160 ^a
FV 2018 legelt	1,125 ± 0,064 ^b	1,225 ± 0,076 ^c	2,350 ± 0,116 ^b
FV 2018 bekerített	1,525 ± 0,088 ^a	1,600 ± 0,093 ^{bc}	3,125 ± 0,140 ^a
H	25,416	48,998	32,177
p	<0,001	<0,001	<0,001

A közösségeket megkülönbözteti a *C. foliacea* jelenléte a *Festuca vaginata* dominálta állományban (az összes zuzmóadat <3%-a), illetve a *C. furcata* és a *C. magyarica* jelenléte a *Corynephorus canescens* dominálta állományban (az összes zuzmóadat mintegy 4%-a, illetve 6,5%-a). A mohák közül a *Syntrichia ruralis* és a *Brachythecium albicans* volt leggyakoribb, mindkettő 40% körüli arányban, míg a *Polytrichum piliferum* az összes moha 20%-át tette ki (**Függelék 7. és Függelék 8. táblázat**).

3.2.3.3. Biomassza

A biomassza általános megoszlása a zuzmók (46%) és a mohák (54%) között nem tért el jelentősen az előfordulási gyakoriságtól. A fajlagos biomassza adatok azonban már nagymértékben különböztek. A **10. táblázat** a zuzmók, a mohák és az összes kriptogám taxon átlagos biomasszáját mutatja. A biomassza túlnyomó többségét alkotó *Cladonia* taxonok biomasszája négyféle nagyságrendnyi eltérést mutatott (0,01 g-tól közel 500 g-ig). Az összes zuzmó biomassza több mint 90%-át a *C. rangiformis* alkotta (a gyakoriságához képest felülreprezentált). Ezzel szemben a *C. foliacea*, a *C. furcata* és a *C. rei* gyakoriságukhoz képest erősen alulreprezentáltak (a teljes zuzmóbiomassza <1%-a). A *C. magyarica* biomassza részesedése a gyakoriságához hasonló volt. A mohák közül a *Polytrichum piliferum* a biomasszában felülreprezentált (közel 45%), a *Brachythecium albicans* viszont alulreprezentált, míg a *Syntrichia ruralis* biomassza részesedése szintén az előfordulásának gyakoriságához volt hasonló (**14. ábra, Függelék 7. és 8. táblázat**).



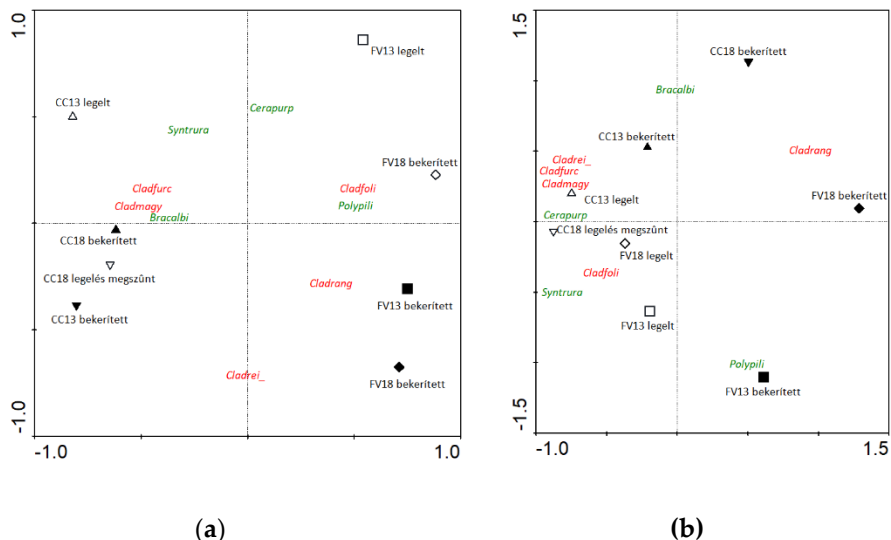
14. ábra: A kriptogám biomassza fajok közti megoszlása a vizsgált állományok eltérő kezelésű részein 2013-ban és 2018-ban, **a)** a *Corynephorus canescens* dominálta állományban és **b)** a *Festuca vaginata* dominálta állományban. A fajnevek rövidítései: Cladfoli – *Cladonia foliacea*, Cladmagy – *C. magyarica*, Cladrang – *C. rangiformis*, Cladrei_ – *C. rei*, Bracalbi – *Brachythecium albicans*, Cerapurp – *Ceratodon purpureus*, Polypili – *Polytrichum piliferum*, Syntrura – *Syntrichia ruralis*.

10. táblázat: A zuzmó- és a mohataxonok, illetve az összes kriptogám biomasza mintánkénti átlaga a különböző mintavételi időpontokban, a vizsgált közösségek eltérően kezelt részein (n=40). (CC – *Corynephorus canescens* dominancia, FV – *Festuca vaginata* dominancia). A felső indexben lévő betűk a mediánok szignifikáns különbségeit jelzik Tukey–tesztek alapján (a > b > c).

Terület, év, kezelés	Átlag ± SE (g/0.01 m ²)		
	Zuzmók	Mohák	Kriptogámok
CC 2013 legelt	0,056 ± 0,013 ^b	0,352 ± 0,073 ^a	0,408 ± 0,072 ^b
CC 2013 bekerített	0,417 ± 0,097 ^b	0,468 ± 0,077 ^a	0,885 ± 0,105 ^b
CC 2018 legelés megszűnt	0,417 ± 0,121 ^b	0,722 ± 0,094 ^a	1,138 ± 0,122 ^b
CC 2018 bekerített	1,579 ± 0,472 ^a	0,680 ± 0,144 ^a	2,259 ± 0,456 ^a
H	28,701	12,263	36,866
p	<0,001	0,007	<0,001
FV 2013 legelt	0,164 ± 0,028 ^b	1,047 ± 0,152 ^b	1,212 ± 0,160 ^b
FV 2013 bekerített	0,593 ± 0,086 ^b	2,246 ± 0,334 ^a	2,839 ± 0,385 ^a
FV 2018 legelt	0,074 ± 0,012 ^b	0,165 ± 0,031 ^c	0,239 ± 0,034 ^b
FV 2018 bekerített	2,075 ± 0,370 ^a	0,627 ± 0,143 ^{bc}	2,701 ± 0,390 ^a
H	67,25	55,371	63,154
p	<0,001	<0,001	<0,001

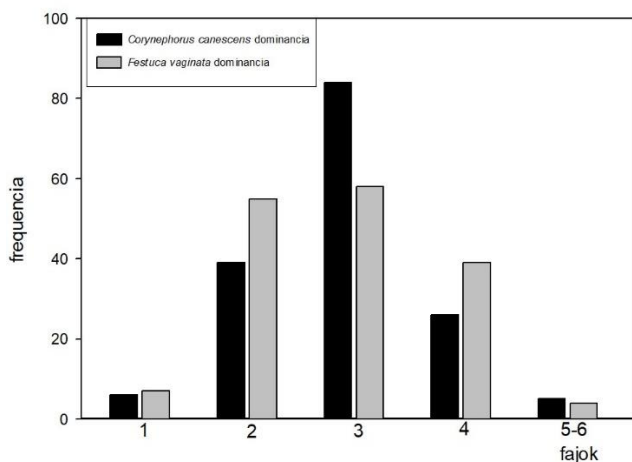
A főkomponens-analízis egyértelműen elkülönítette a *Corynephorus canescens* és a *Festuca vaginata* dominálta állományokat, mind a frekvencia, mind a biomasza adatok alapján. A frekvencia adatokra elvégzett PCA, a kis termetű, de széles körben elterjedt fajok dominanciáját emelte ki, mint például a *Cladonia magyarica*-ét (CC) vagy a *C. rei*-ét (mindkét állományban) (**15. ábra**). A biomasza adatok alapján a PCA a növényzet olyan dominánsait emelte ki, mint a *Cladonia rangiformis* (mindkét állomány), a *Brachythecium albicans* (CC) vagy a *Polytrichum piliferum* (FV). Az eltérő kezelés hatása is jól látható, mivel a bekerített és a legeltetett állományok külön-külön szerepelnek. A gyakoriság adatok alapján a CC 2018-as, "legelés megszűnt" mintái a bekerített minták közé

sorolódik, de biomassza adatok esetén a legeltetettek közé rendelődik. Az adattípustól függetlenül a *Cladonia rangiformis* jó indikátornak bizonyult a bekerített állományok esetében, míg a legeltetett mintákat a *Cladonia magyarica* és a *Syntrichia ruralis* jelezte (15. ábra).



15. ábra: A fajok gyakorisága (a) és biomassza összetétele (b) a vizsgált helyszíneken a főkomponens-analízis (PCA) alapján. A szimbólumok magyarázata: üres felfelé mutató háromszög - CC13 legelt, telt felfelé mutató háromszög - CC13 bekerített, üres lefelé mutató háromszög - CC18 legelés megszűnt, telt lefelé mutató háromszög - CC18 bekerített, üres négyzet - FV13 legelt, telt négyzet - FV13 bekerített, üres rombusz - FV18 legelt, telt rombusz - FV18 bekerített. A tudományos neveket nyolc betűvel rövidítettük, ahol az első négy betű a nemzetségnevet, míg az utolsó négy a fajnevet jelöli. A moha nevek zölddel, a zuzmók nevei pirossal vannak jelölve. A fajnevek rövidítései: Cladfoli – *Cladonia foliacea*, Cladfurc – *Cladonia furcata*, Cladmagy – *C. magyarica*, Cladrang – *C. rangiformis*, Cladrei_ – *C. rei*, Bracalbi – *Brachythecium albicans*, Cerapurp – *Ceratodon purpureus*, Polypili – *Polytrichum piliferum*, Syntrura – *Syntrichia ruralis*.

A minták fajszám osztályok, illetve biomassza osztályok szerinti eloszlása szignifikánsan eltért a *Corynephorus canescens* és a *Festuca vaginata* dominanciájú állományok között (chi² tesztek, valamennyi esetben p=0,01 és p<0,05 között), függetlenül az alkalmazott kategóriák számától (16. ábra, 11. táblázat).



16. ábra: A minták (állományokként n=160) eloszlása a fajgazdagsági kategóriák között a *Corynephorus canescens* és a *Festuca vaginata* dominálta állományokban, 0,01 m²-es mintákban.

11. táblázat: A *Corynephorus canescens* és a *Festuca vaginata* dominálta állományok összehasonlítása a minták fajgazdagság osztályok és biomassza osztályok közötti megoszlása alapján. A fajgazdagság esetében három kategóriában ≤ 2 ; 3; ≥ 4 faj/0,01 m² és öt kategóriában 1; 2; 3; 4; ≥ 5 faj/0,01 m², míg a biomassza adatok esetében három kategóriában $< 0,5$; 0,5–1; ≥ 1 g biomassza/0,01 m² és öt kategóriában $< 0,1$; 0,1–0,5; 0,5–1; 1–5; ≥ 5 g biomassza/0,01 m².

		chi ²	p
5 kategória (df=4)	Fajgazdagság	10,595	0,032
	Biomassza	11,917	0,018
3 kategória (df=2)	Fajgazdagság	8,591	0,014
	Biomassza	9,188	0,010

A tesztelt 12 csúcs jellegű modell közül kettő adott statisztikailag kielégítő eredményt a minták biomasszája és fajszáma közötti kapcsolat leírására. Ezek a Gauss–modell három paraméteres változata $f = a \cdot \exp(-0,5 \cdot ((x-x_0)/b)^2)$, illetve a Lorentz–modell három paraméteres változata $f = a / (1 + ((x-x_0)/b)^2)$, ahol x a kriptogám biomassza (g) 0,01 m²-en, f pedig a kriptogám fajok fajszáma ugyanott, míg a , b és x_0 az iteratív paraméterbecslés során kiszámított paraméterek (**12. táblázat**).

12. táblázat: A kriptogám biomassza és a fajgazdagság korrelációja 0,01 m²-es léptékben a *Corynephorus canescens* (CC) és a *Fesctuca vaginata* (FV) dominálta állományokban, két csúcsegyenlet szerint: **a)** a Gauss–modell három paraméteres változata, illetve **b)** a Lorentz-modell három paraméteres változata alapján. A korreláció együttható – *r*, az iterációk száma – *ni* (bal oldali oszlop), illetve az ANOVA eredményei (a megfigyelések tapasztalati átlagával korrigált) eredményei mutatják a regresszió és a reziduális arányát a fenti egyenletek alkalmazása esetén (középső oszlopok), valamint az egyenletek becsült paraméterei és ezek becslésének megbízhatósága (jobb oldali négy oszlop).

(a)

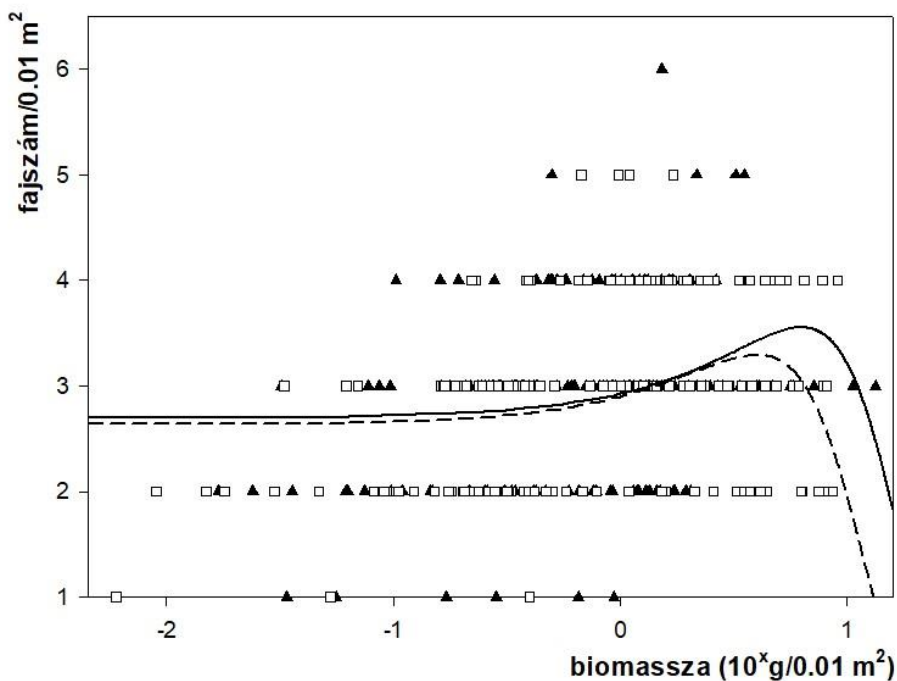
$r_{CC} = 0.2336$	ANOVA	df	SS	MS	F	p		Paraméter	SE	t	p
iterációk száma: 10	regresszió	2	6,154	3,077	4,5313	0,0122	a	3,555	0,263	13,526	<0,0001
	maradék	157	106,621	0,679			b	8,456	1,822	4,642	<0,0001
	összesen	159	112,775	0,709			x₀	6,27	1,237	5,069	<0,0001
$r_{FV} = 0.2648$	ANOVA	df	SS	MS	F	p		Paraméter	SE	t	p
iterációk száma: 12	regresszió	2	9,058	4,529	5,9184	0,0033	a	3,293	0,144	22,938	<0,0001
	maradék	157	120,136	0,765			b	5,966	1,011	5,901	<0,0001
	összesen	159	129,194	0,813			x₀	3,998	0,480	8,325	<0,0001

(b)

$r_{CC} = 0.2295$	ANOVA	df	SS	MS	F	p		Paraméter	SE	t	p
iterációk száma: 15	regresszió	2	5,938	2,969	4,363	0,014	a	3,537	0,278	12,724	<0,0001
	maradék	157	106,837	0,681			b	10,825	2,631	4,115	<0,0001
	összesen	159	112,775	0,709			x₀	5,956	1,286	4,63	<0,0001
$r_{FV} = 0.2582$	ANOVA	df	SS	MS	F	p		Paraméter	SE	t	p
iterációk száma: 9	regresszió	2	8,614	4,307	5,608	0,004	a	3,277	0,147	22,244	<0,0001
	maradék	157	120,58	0,768			b	7,939	1,536	5,169	<0,0001
	összesen	159	129,194	0,813			x₀	3,842	0,502	7,652	<0,0001

A legszorosabb illeszkedést (magasabb r értékek) a Gauss-modell adta. A paraméterbecslések megbízhatósága mindkét egyenlet esetén minden paraméterre magas volt ($p < 0,001$) és a varianciaanalízis eredménye is mindkét esetben a regresszió megbízható szignifikanciáját mutatta ($0,005 < p < 0,05$ minden esetben). A Gauss-modell esetén viszont mindkét állományban, mind a korrelációs együtthatók, mind pedig a regressziók szignifikanciája valamivel magasabbnak bizonyult, mint a Lorentz-modell esetében. A korrelációs együtthatók értéke és a regresszió szignifikanciája valamivel magasabbnak bizonyult a *Festuca vaginata* dominálta állomány ($p < 0,005$), mint a *Corynephorus canescens* dominálta állomány esetében ($p < 0,015$). A korrelációs együtthatók ugyanakkor mindkét egyenlet és mindkét állomány esetében meglehetősen alacsonyak voltak ($r < 0,2650$).

A két modell nagyon hasonlóan becsülte meg a maximumok értékeit (a minta várható fajgazdagsága, a paraméter) és annak elhelyezkedését az x tengely mentén (a minta biomasszája, x_0 paraméter). Ezért a két állományra vonatkozó becslések konzekvens eltérést mutattak: mind a maximális fajszám értéke, mind annak helye magasabbnak bizonyult a CC-ben, mint az FV-ben. (Azaz, a minták várható maximális fajszáma a *Corynephorus* dominanciájú állományban volt magasabb, ugyanakkor ez a minta biomasszájának magasabb értékénél jelentkezett.) A Gauss-modell a maximumokat következetesen, az állomány típusától függetlenül körülbelül 0,5%-kal magasabbra becsülte és annak helyzetét is 4–5%-kal magasabbra tette, mint a Lorentz-modell (17. ábra).



17. ábra: A közösség fajgazdagságának eloszlása a *Corynephorus canescens* (telt háromszög) és a *Festuca vaginata* (üres négyzet) dominálta állományokból származó minták biomasszájának függvényében. A biomassza értékeit (X tengely) logaritmusos skálán, míg a fajszám értékeit (Y tengely) lineáris skálán ábrázoltuk. A görbeillesztéshez használt egyenlet a Gauss-modell háromparaméteres változata volt: $f = a \cdot \exp(-0,5 \cdot ((x - x_0)/b)^2)$, ahol x a kriptogám biomassza (g) 0,01 m²-en, f a kriptogám fajszám 0,01 m²-en, míg a , b és x_0 iteratív paraméterbecslő függvényekkel számított paraméterek. A *Corynephorus canescens* dominálta állományra számított görbe – folytonos vonal, a *Festuca vaginata* dominálta állományra számított görbe – szaggatott vonal.

3.2.3.4. Produktivitás

A produktivitást (a biomassa időbeli –jelen esetben évre vetített– változásának mértékét) a bekerített mintaterületeken két időszakra vonatkozóan számítottuk ki. Először a kerítés építése és az első mintavételezés között (2008. július és 2013. március között, 4,5 év). Ebben az időszakban, mivel a bekerítés idején fennálló biomassa értékeket nem ismertük, úgy tekintettük, hogy a legelt és a bekerített területek közötti biomassa-különbség teljes egészében a kerítés hatásának tudható be. Másodszor, az első mintavételtől a második mintavételig számítottuk ki a produktivitást (2013. március és 2018. október között, 5,5 év). Ebben az időszakban már az első mintavételezés biomassa értékeit használtuk referenciaként.

Megállapítottuk, hogy a bekerített részeken mind a zuzmók, mind a mohák esetében a produktivitás abszolút értéke a második időszakban az elsőnél magasabbnak bizonyult. A zuzmók esetében az első időszak ≤ 10 g/m²/év értékéről a második időszakban >20 g/m²/év értékre emelkedett, azaz a zuzmók biomassa gyarapodása felgyorsult. A moháknál azonban a változás iránya a második időszakban már nem volt következetes: amíg a *Corynephorus* dominálta állományban még a produktivitás mérsékelt növekedését észleltünk, addig a *Festuca* dominálta állományban már a produktivitás erőteljes csökkenését tapasztaltuk (**13. táblázat**).

13. táblázat: A zuzmó- és mohafrakciók produktivitása (a biomassa változásának mértéke, g/m²/év) a *Corynephorus canescens* dominálta állomány (CC) és a *Festuca vaginata* dominált (FV) állományok bekerített részein a kerítés építése és az első mintavétel között, illetve az első és a második mintavétel között.

Időszak	CC		FV	
	Zuzmók	Mohák	Zuzmók	Mohák
2008 VII – 2013 III	8,4	2,2	10,0	26,7
2013 III – 2018 X	20,1	3,9	26,6	-29,5

3.2.3.5. Diverzitás

A frekvencia adatok alapján számított Shannon–diverzitás értékek (1,36 és 1,83 között) jóval magasabbnak bizonyultak a biomassa értékek alapján számítottaknál (H' : 0,69 és 1,23 között). Hasonló volt a helyzet az egyenletesség esetén is: a frekvenciák alapján E : 0,54 és 0,77 közötti értékeket számítottunk (azaz a diverzitás értéke az adott fajszámú közösségben lehetséges maximumnak 54%-a, illetve 77%-a), viszont biomassa adatok alapján 0,31 és 0,53 közötti értékeket kaptunk (**14. táblázat**).

A Shannon–diverzitás átlagértékei nem sokban különböztek a két állomány között, de az egyenletesség átlagértékei 6,4%-kal (biomassa) és 9,3%-kal (frekvencia) magasabbak voltak az FV állományban, mint a CC-ben. A bekerített részek diverzitás (és természetesen az egyenletesség) értékei 2013 és 2018 között mindkét állományban jelentősen csökkentek, míg a be nem kerített részek esetében nem volt egyértelmű tendencia. A legeltetett részek esetében csökkenést, illetve stagnálást is tapasztaltunk, míg a CC állomány korábban legeltetett részén, ahol a legeltetés megszűnt, az értékek 2018-ra még enyhén növekedtek is (**14. táblázat**). A változások mértéke a biomassa adatok alapján volt markánsabb.

14. táblázat: Az összevont minták frekvencia adatai, illetve biomassza adatai alapján számított Shannon–diverzitás (H') és egyenletesség a két mintavételi időpont adatai alapján a *Corynephorus canescens* (CC) és *Festuca vaginata* (FV) dominanciájú állományok eltérően kezelt részein. A lehetséges maximális diverzitás értékeket a vizsgálat során az adott állományban rögzített kriptogám taxonok teljes számát (15 taxon a CC-ben és 9 taxon az FV-ben) alapul véve és egyenletes dominanciaeloszlást feltételezve számoltuk ki.

Shannon diverzitás		CC				FV			
		2013 Legelt	2013 Bekerített	2018 Legelés megszűnt	2018 Bekerített	2013 Legelt	2013 Bekerített	2018 Legelt	2018 Bekerített
Frekvencia	H'	1,593	1,838	1,679	1,443	1,628	1,681	1,365	1,601
	Egyenletesség	0,6038	0,6963	0,6363	0,5467	0,741	0,765	0,6214	0,7286
Biomassza	H'	1,059	1,231	1,098	0,828	1,147	1,082	1,156	0,689
	Egyenletesség	0,4012	0,4664	0,4159	0,3138	0,522	0,4923	0,5261	0,3136
Max.		2,639				2,197			

3.2.4. Diszkusszió

3.2.4.1. Kompozíció, fajgazdagság

A mintavételi területeken előkerült valamennyi kriptogám faj a Nyírségben (Boros 1932) és Magyarországon is gyakori (Orbán & Vajda 1983; Verseggy 1994). Az egyetlen florisztikai és természetvédelmi szempontból fontos zuzmófaj a törvényesen védett *Cladonia magyarica* Vain. volt (Farkas & Lőkös 2007). Azok a florisztikailag jelentősebb talajlakó zuzmó fajok, amelyek a térségben előfordulnak (*Cladonia mitis* Sandst., *C. cariosa* (Ach.) Spreng., *Xanthoparmelia pokornyi* (Körb.) O. Blanco, A. Crespo, Elix, D. Hawksw. & Lumbsch és *X. pulvinaris* (Gen.) Ahti et D. Hawksw.) a mintavételi helyeink közelében nem kerültek elő (Matus & Lőkös 2014; Papp *et al.* 2020; Bauer *et al.* 2022).

A vizsgált állományok talajlakó zuzmó biomasszáját a közép-európai homoki gyepekhez hasonlóan (Verseggy & Kovács-Láng 1971; Verseggy 1976, 1977; Farkas & Lőkös 2007; Valachovič 2012; Gheza 2015; Gheza *et al.* 2018b; Gheza *et al.* 2020) különböző *Cladonia* fajok uralják. Ennek a nemzetségnek a határozása ugyanakkor kifejezetten nehéz kihívást jelent. Összesen tíz *Cladonia* taxont sikerült kimutatnunk, köztük a morfológiailag igen hasonló, kémiaiilag megkülönböztethető fajpár, a *C. subulata*-t (csak fumárprotocetrár-savval) és a *C. rei*-t (homoszekikasavval, ± szekikasavval és általában fumár-potocetrársavval) (Hammer 1995; Stenroos *et al.* 2002; Spier & Aptroot 2007; Syrek & Kukwa 2008; Dolnik *et al.* 2010; Wirth *et al.* 2013).

A kiskunsági meszes homok Festucetum vaginatae 'danubiale' (Soó 1957) társulással ellentétben, ahol a *C. magyarica* és a *C. furcata* egyaránt dominánsként fordult elő (Verseggy & Kovács-Láng 1971; Verseggy 1977), a nyírségi Festuco vaginatae-Corynephorretum

mintáinkban leggyakrabban a *C. rangiformis* volt a domináns zuzmó faj. A mohák közül a meszes homokban a *Syntrichia ruralis* volt a legelterjedtebb faj (Verseghy & Kovács-Láng 1971), míg saját mintáinkban a mohák dominanciája a domináns hajtásos növény, a kezelés és a mintavétel időpontja függvényében változott. A *S. ruralis* jelentős borítása a legelt részekre korlátozódott mind a CC, mind az FV állományokban. A CC bekerített részén 2018-ra a *Brachythecium albicans* vált dominánssá, míg a FV bekerített részén *Polytrichum piliferum* megmaradt domináns mohafajnak.

3.2.4.2. Biomassza

A Kárpát-medencéből talajlakó kriptogám biomasszára vonatkozó publikált adatok a közép–magyarországi nyílt meszes homoki gyepeken végzett IBP-vizsgálatokra korlátozódnak (Verseghy 1977). A mintavételt 1968 és 1972 között végezték, ám annak ütemezése és felbontása időről időre változott. A legintenzívebb periódusokban, így 1968-ban áprilistól októberig havonta vettek zuzmó és moha mintákat, majd 1970 novembere és 1972 áprilisa között egy másik havi ütemezésű mintavételi projektben már csak a zuzmókból. Bár a mintavételezett felület egy adott mintavételi időpontban megegyezett a miénkkel (4 000 cm²), ez csak 10 részmintát foglalt magában, szemben a mi vizsgálatunk 40 részmintájával.

A kriptogám biomassza (beleértve a zuzmók és a mohák biomasszáját is) ebben a vizsgálatosorozatban határozottan magasabb volt, mint a saját kutatásunkban talált értékek. Míg esetünkben a kriptogám biomassza minimumai 25–40 g/m² és maximumai 225–285 g/m² között mozogtak, addig Verseghy vizsgálataiban ezek az értékek 125–205 g/m² és 260–405 g/m² voltak az 1968-as mintavétel során.

A teljes mintavételi időszak alatt (29 mintavételi időpontra keresztül) Verseggy vizsgálataiban csak a zuzmók biomasszája mindkét vizsgált közösségben legalább 50–55 g/m² közötti volt, az átlagok a *Festucetum vaginatae danubiale* társulásban 120–140 g/m², a *Brometum tectorum*-ban 115–165 g/m² közé estek, míg a maximumok a fent leírt sorrendben 360 g/m², illetve közel 450 g/m² értéket értek el.

Ezzel szemben az általunk vizsgált *Festuco vaginatae*-*Corynephorum* társulás állományában a zuzmóbiomassza minimumai mindössze 5–15 g/m² között mozogtak, a maximum is csak 155 g/m² volt a *Corynephorus canescens* dominálta állományban, illetve 225 g/m² a *Festuca vaginata* dominálta állományban. Nem ismert azonban, hogy ezek a különbségek mennyiben tudhatók be a két táj fizikai tulajdonságai eltéréseinek esetleg más tényezőknek tulajdoníthatók-e.

Mindenesetre ezek az értékek még nem jelentik a nyírségi zuzmóbiomassza lehetséges maximumát. A savanyú talajú homoki szántók felhagyása után kialakult parlagokon a zuzmó biomassza maximuma elérheti akár a 285 g/m² -t is (Aszalósné Balogh & Matus nem publikált adatai). Ezekben a helyeken az élő hajtásos növények borítása igen alacsony, ehelyett alacsony diverzitású, kriptogám dominanciájú gyepek alakulnak ki, ahol a kriptogám biomassza több mint 98%-át a *Cladonia rangiformis* adta (H': 0,1; egyenletesség: 0,072). Sűrű kriptogám takaró gyors kialakulását magyarországi meszes homoki parlagokról is leírták, ahol a kriptogámok az egyéves gyomok elszaporodását is képesek voltak gátolni és megakadályozták azok talaj magbankjának felhalmozódását (Török *et al.* 2018).

A biomassza és a fajgazdagság közötti kapcsolat leírására abból kiindulva választottunk csúcs jellegű modelleket, hogy mind minimális

biomassza esetén (pl. erősen legeltetett körülmények között), mind pedig nagy mennyiségű biomassza esetén (pl. jellemzően monospecifikus dominancia esetén) alacsony fajszámot várhatunk. Ezzel szemben a közepes biomassza értékeknél sem az alacsony, sem a magas biomassza nem korlátozhatja a fajok számát. A legtöbb tesztelt modellnél a becslések megbízhatósága legalább egy (vagy akár valamennyi) paraméter esetében elfogadhatatlannak bizonyult (magas p -értékek). Még a legjobb illeszkedést mutató Gauss- és Lorentz-modell esetén is alacsony korrelációs együtthatókat (r) találtunk, ami azt jelezheti, hogy a biomassza kétségtelen hatásán kívül egy sor más tényező (pl. a hajtásosnövény-biomassza, a hely korábbi zavartsága, a kizárási kora) is felelős lehet a kisméretű kriptogám fajgazdagságért. A fenti modellek eleve nagyszámú tényező által okozott átlagos hatás leírására alkalmasak leginkább (Zar 2010).

3.2.4.3. Diverzitás

A kriptogámok „egyedszámának” meghatározása a telepek elválasztási nehézsége miatt nehezen kivitelezhető, a borításbecslés pedig hibákkal terhelt, ezért a biomassza adatok képezik a legmegbízhatóbb alapot a diverzitás kiszámításához. A rendkívüli időigényesség miatt viszont ritkák a specifikus biomassza mérések. Egy igen fontos régebbi tanulmányban észak-angliai (Yorkshire) száraz fenyérek dinamikájának elemzése kapcsán végeztek ilyen elemzést (Coppins & Shimwell 1971). Itt a pionír és a korai degradációs fázisok magasabb diverzitási és egyenletességi értékeket mutattak, mint a köztes (épülő, érett) fázisok. A zuzmóbiomasszára itt számított H' és egyenletességi adatok hasonlóak ahhoz, amit saját mintáink alapján számítottunk (**15. táblázat**).

Bár a *Corynephorus* dominanciájú gyepék kriptogám összetételét Közép- és Nyugat-Európában alaposan tanulmányozták (Masselink 1994; Paus 1997; Biermann & Daniëls 1997; Haveman & Schaminee 2003; Hasse 2005; Hasse & Daniëls 2006; Daniëls *et al.* 2008; Tschöpe & Tielbörger 2010; Ketner-Oostra *et al.* 2012; Valachovič 2012; Gheza 2015; Gheza *et al.* 2016) (hogy csak az utóbbi évtizedek tanulmányait említsük), de a fajlagos dominanciát általában durva skálán (pl. a cönológiában használt abundancia-dominancia kategóriákkal) adták meg, amelyek nem teszik lehetővé a megbízható diverzitás számítását. Verseghy adatai azonban (Verseghy & Kovács-Láng 1971; Verseghy 1976, 1977), ahol az általunk végzett vizsgálattal azonos összes mintafelülettel dolgoztak és biomassa mérést is végeztek, lehetővé tették a diverzitás összehasonlítását, legalábbis a zuzmó adatok esetében (fajspecifikus mohabiomassa értékeket nem publikáltak).

Megállapítottuk, hogy a *Festucetum vaginatae* 'danubiale' biomassa mintáinak zuzmó diverzitása és különösképp az egyenletessége (H': 1-1,5, E: >0,6) jóval meghaladta a *Festuco vaginatae*-*Corynephorretum*-ból vett mintáinkét (H': 0,04–0,94; E: <0,41). Verseghynek a *Brometum tectorum* mintákra számított diverzitás értékei is valamivel magasabbnak bizonyultak (H': 0,44–0,9; E: 0,4–0,9). Vizsgálatunkban a legalacsonyabb H' és E értékek a tartósan elkerített állományrészekben, 2018-ban jelentkeztek, mind a CC-ben, mind az FV-ben (**15. táblázat**).

Úgy találtuk, hogy a bekerített részek zuzmóddiverzitása már az első mintavétel előtt (4 és fél évvel az elkerítés után) csökkenni kezdett és a második mintavételig (10 évvel az elkerítés után) pedig már nagymértékben visszaesett. Ezek a változások jól értelmezhetők a "köztes

zavarás elmélet"-tel (*intermediate disturbance theory*, Watt 1947; Grime 1973). Esetünkben a köztes zavarás ritka, alacsony intenzitású legeltetést jelenthet, amely elejét veszi annak, hogy a *Cladonia rangiformis* tömegessé váljon. Erős legelési nyomás alatt a kriptogámok általában hiányoznak, a kevésbé versenyképes, kisebb és/vagy rövidéletű fajok pedig a legeltetés teljes hiányában nem tudnak megtelepedni, viszont alacsony legelési intenzitás mellett igen.

15. táblázat: Az észak-angliai *Calluna* fenyérek (Coppins & Shimwell 1971), a magyarországi *Brometum tectorum* és *Festuco vaginatae danubiale* (Verseggy 1977), valamint a *Festuco vaginatae-Corynephorum* (jelen tanulmány) bekerített részéről származó biomassza minták **zuzmó diverzitásának** és egyenletességének összehasonlítása, azonos teljes felületről vett mintákból számítva.

<i>Calluna</i> fenyérek, Yorkshire, Coppins & Shimwell (1971)				
	pionír	fejlődő	érett	érett/degradált
H'	1.326	0.402	0.346	0.607
Egyenletesség	0.5757	0.1746	0.1503	0.2638
<i>Brometum tectorum</i> , Csévharaszt, Verseggy (1977)				
	1971 III	1971 X	1972 III	1972 X
H'	0.783	0.435	0.653	0.902
Egyenletesség	0.7125	0.3960	0.5948	0.8208
<i>Festucetum vaginatae danubiale</i> , Csévharaszt, Verseggy (1977)				
	1971 III	1971 X	1972 III	1972 X
H'	1.015	1.505	1.177	1.087
Egyenletesség	0.6306	0.9352	0.7310	0.6754
<i>Festuco vaginatae-Corynephorum</i> , Nyírség, jelen tanulmány				
2013 III				
	CC legelt	CC bekerített	FV legelt	FV bekerített
H'	0.941	0.362	0.316	0.239
Egyenletesség	0.4085	0.1572	0.1963	0.1484
2018 X				
	CC legelés megszűnt	CC bekerített	FV legelt	FV bekerített
H'	0.673	0.101	0.299	0.040
Egyenletesség	0.2922	0.0437	0.1861	0.0248

3.2.4.4. Kezelés

Mind a zuzmók és mind a mohák törékenyebb szerkezetűek és általában lassabban növekednek, mint a hajtásos növények (Eldridge & Rosentreter 1999). Ezen tulajdonságaik miatt alkalmasak gyepkezelési eljárások értékelésére, sőt akár gyepék társulástani osztályozásában karakterfajokként is használhatók (Anderson *et al.* 1982).

A legelés kriptogámokra gyakorolt hatásáról a szakirodalomban eltérő vélemények találhatók. Mindenesetre az olyan munkák, ahol a hatást elhanyagolhatónak találták, kifejezetten ritkák. Például egy, a Skót Felföldre telepített rénszarvasokra vonatkozó közleményben található ilyen tapasztalat (Gilbert 1974). A legtöbb tanulmány szerint viszont –köztük számos skandináv vizsgálat– a legelés mélyreható hatással van a biomasszára és a fajösszetételre egyaránt (Ahti 1959; Oksanen 1978; Olofsson 2006). A legelés hatásának megértését tovább nehezíti, hogy a közvetlen és közvetett hatások elválasztását az alkalmazott kísérleti elrendezés eleve nem teszi lehetővé.

A legelés az észak-amerikai hegyi tundra zuzmóközösségére kettős hatást gyakorolhat: egyrészt lehetővé teszi új fajok megtelepedését, másrészt viszont a taposásra érzékeny fajok eltűnését okozza (St. Clair *et al.* 2007). Hasonló eredményre jutottak skandináv kutatók is, akik tanulmányaikban arról számolnak be, hogy a legelés intenzitásától és az érintett növénytársulástól függően a legelés csökkentheti, ugyanakkor növelheti is a kriptogámok fajgazdagságát (Olofsson *et al.* 2001; Eskelinen & Oksanen 2006). Egyetértés van azonban abban, hogy az intenzív legelés a zuzmók összesített borítását csökkenti, kipusztítja az érzékeny fajokat, miközben a pázsitfűvek szaporodásának kedvez (Olofsson 2006; Sinigla *et al.* 2021). A tartós, intenzív legelést kifejezetten, a zuzmómentes

gyepállapotot fenntartani képes hatásként ismertetik (Anderson *et al.* 1982).

A legelés kriptogámokra gyakorolt első közvetlen hatása a fogyasztás, ám ennek jelentősége a legelő állat fajától is függ. A rénszarvas zuzmófogyasztása évszakosan erősen korlátozott, de az állat téli táplálkozása során kifejezetten jelentős (Gilbert 1974; Kumpula 2001). A szakirodalom nem nyújt megfelelő információt arról, hogy a szarvasmarhák zuzmót fogyasztanak és a mohafogyasztásra is kevés közlemény vonatkozik. Egyes alpesi gyepekben ugyanakkor a mohapárnák borításának számottevő csökkenéséről számoltak be (Memmott *et al.* 1998). A juhok zuzmófogyasztása ismert jelenség, bár mértéke alacsony, hiszen egy norvég szubalpin gyepen azt találták, hogy táplálékuk kevesebb, mint 1%-a származik ebből a forrásból (Kausrud *et al.* 2006; Mysterud & Austrheim 2008). Kutatási területünkön a megkérdezett pásztorok szerint a juhok zuzmófogyasztása jelentéktelen.

A legelés jellemzően mérsékelt hatásával szemben a zuzmóbiomassza és fajgazdagság csökkenése különféle növényzeti típusokban inkább a taposásnak tudható be. A taposás hatása tehát sarkvidéki növényzetben is jelentős lehet (Pegau 1970; Pekkarinen *et al.* 2017), de a száraz gyepekben, félsivatagokban (pl. az USA nyugati részén) sokkal jelentősebbnek tűnik (Anderson *et al.* 1982), mivel a kriptogámok az év java részét kiszáradt, inaktív, ezért törékeny állapotban töltik. Hasonló logika alapján nem a fogyasztás, hanem a taposás lehet a legelés meghatározó faktora a kontinentális klímájú vizsgálati területeinken is.

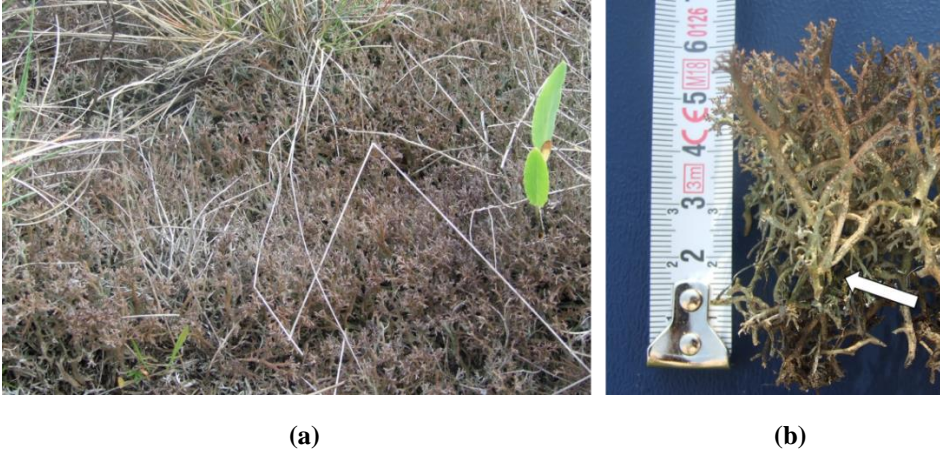
Száraz körülmények közt a kriptogámok sokkal érzékenyebbek a taposásra, mint nedvesen (Piscová *et al.* 2023). A zuzmók taposás okozta biomasszavesztesége sarkvidéki gyepekben jól (negatívan) korrelált a

légnedvességgel (Heggenes *et al.* 2017). Ismert, hogy a taposás hatása mohák esetében fajspecifikus lehet. Míg a fajok többsége érzékeny rá, addig a sarkvidéki gyepekben előforduló *Polytrichum hyperboreum* R. Br. szőrmoha faj még száraz nyarakon is jól tolerálja a taposást (Oksanen 1978). A különböző legelési nyomás különböző hatással lehet a zuzmók szaporodására: az intenzív legelés akár egész populációkat kipusztíthat, de a mérsékelt legelés ellenkezőleg, segítheti is egyes fajok szaporodását, ha azok töredékeiből jól regenerálódnak (Sinigla *et al.* 2021). Feltehető, hogy ez a helyzet az egyetlen olyan faj, a *C. magyarica* Vain. esetén is, melynek vizsgálatunk során elszaporodását tapasztaltuk legelés, majd a legelés felhagyása során egyaránt. A vizsgált gyepek rövid ideig tartó, kevéssé intenzív legelése láthatólag pozitív hatással van erre a törvényesen védett fajra, mely alteleptöredékeiből kiválóan regenerálódik. Egyes mohafajok szintén gyorsan regenerálódhatnak a legelés kizárása után, feltehetően azért mert töredékekből is képesek újra életképes növénykéket létrehozni és jól túrik a visszánövő hajtásos növények árnyékolását is (Hodgins & Rogers 1997). Az általánosítás ugyanakkor félrevezető, mert a tolerancia fajspecifikus és rendkívül változatos lehet (Moore & Crawley 2015; Moore *et al.* 2015). További kutatás szükséges annak tisztázására, hogy a fogyasztás és a taposás milyen hatással van az egyes zuzmó növekedési típusokra és moha stratégiatípusokra (During 1979). Klimatikus jellegű zavarás fenyér mohafajokra gyakorolt stratégiatípusfüggő, specifikus hatását kisebb projektben már sikeresen bizonyították (Sass-Gyarmati *et al.* 2015).

A közvetlen hatásokon túl a legelés közvetett hatással is van a kriptogámokra. Egyrészt, a hajtásos növényfajok eltávolítása az árnyékoltság csökkentésével serkentheti a kriptogámok fejlődését. Az

erősen legelt területeken előforduló kriptogámokat gyakran úgynevezett fugitív („szökevény”) fajoknak tekintik, melyek nem versenyképesek sűrűbb vegetációban (Anderson *et al.* 1982). Ezek, például *Polytrichum*- és kistermetű, el nem ágazó podetiumú *Cladonia*-fajok hatékony terjesztő adaptációkkal is rendelkeznek, melyek lehetővé teszik, hogy a nagy termetű, elágazó *Cladonia*-fajoktól mentes foltokon sikerrel meglepedjenek (Helle & Aspi 1983). A fajok közti kompetíció kérdése még bonyolultabb is lehet, mert növekvő legelési hatás esetén előfordulhat, hogy általában a zuzmók és egyes mohák borításának csökkenését más, az árnyékolást kedvelő mohák borítása, szaporodása kíséri (Concostrina-Zubiri *et al.* 2018). Hasonlóan összetett reakciók számos további kutatás során is észlelhetők voltak (Rogers & Lange 1971; Hodgins & Rogers 1997; Bertiller & Ares 2011; Gómez *et al.* 2012).

A kriptogámok közötti valamint a kriptogámok és a hajtásos növények közötti kompetíció nemcsak a biomassza megoszlásával írható le, de jól értelmezhető az érintett fajok magasság adataival is (Hodgetts 1992). Legelés hiányában a sikeres kompetítor kriptogámok jellemzően nagytermetű fajok, legyenek akár mohák (mint például a 200 mm-t is elérő *Herbertus hutchinsiae* Gottsche & Rabenh. egy legeléssel foglalkozó skót tanulmányban (Moore *et al.* 2015) vagy gyakrabban zuzmók, elsősorban a nagytermetű *Cladonia* fajok (Pegau 1970; Moore & Crawley 2015)). Ezzel egybevágóan a *Cladonia rangiformis*, mely vizsgálati területeink egyik legmagasabb zuzmófaja, akár 50–60 mm-es magasságú szőnyeget képezve már hatékonyan képes gátolni a kisebb kriptogámok meglepedését, sőt sok hajtásos növény fejlődését is hátráltathatja (**18. ábra**).



18. ábra: (a) A *Cladonia rangiformis* tömeg korlátozza a hajtásos növények fejlődését. (Az *Eryngium campestre* és *Rumex acetosella* satnya példányai láthatók), (b) Egy >60 mm vastag *C. rangiformis* szőnyeg keresztmetszete. (A *Brachythecium albicans* egyetlen száracskáját nyíl jelzi). Mindkét kép *Festuca vaginata* dominálta állomány bekerített részén készült, 2018 májusában (Dr. Matus Gábor felvételei).

A zuzmók térnyerésével párhuzamosan 2013 és 2018 között a mohák már mindkét vizsgált állományban elveszítették dominanciájukat vagy még csak a zuzmókénál kisebb mértékű gyarapodásuk miatt (CC) vagy már a biomasszájuk csökkenése következtében (FV).

Arid területekről származó tanulmányok egybehangzó megfigyelése, hogy a növekvő legelési nyomás a kriptogám fajgazdagság visszaesését okozta, míg a legeléskizárás az eltelt idővel arányosan járul hozzá a zuzmó- és mohafajszám növekedéséhez (Anderson *et al.* 1982; Brotherson *et al.* 1983; Hodgins & Rogers 1997). Kísérleteink eredményei a fentiekkel nem esnek egybe, mivel a tartós legeléskizáráshoz stagnáló vagy visszaeső fajgazdagság társult (a zuzmóknál és a moháknál egyaránt), a diverzitás és az egyenletesség pedig egyértelműen visszaesett. Mivel a fajgazdagságnak a legelt részekben tapasztalt változásai párhuzamosan a marha- és juhlegelés intenzitása is változott, ezért nem tudjuk, hogy

egyenként mennyiben feleltek a területenként is eltérő hatásért, illetve azt sem, hogy a fogyasztás vagy a taposás milyen arányban vezettek a megfigyelt változáshoz. Az elérhető közlemények inkább az utóbbit valószínűsítik (Oksanen 1978; Sinigla *et al.* 2021; Kaltenecker *et al.* 1999).

Bár általában egyetértés van abban, hogy a kriptogám (primer) szukcesszió során a biomassza felhalmozódása nagyon lassú, több évtizeden át tartó lehet (Farrar 1976; Verseghy 1977; Löbel *et al.* 2006; Balogh *et al.* 2017; Aszalósné Balogh *et al.* 2023), vizsgálatunkban a bekerítés már néhány év alatt a kriptogám biomassza jelentős növekedéséhez vezetett. Igaz, ezek a változások a szekunder szukcesszió körébe sorolhatók. Ismert, hogy a kriptogámok dinamikája a legeléskizárás tartamától függően, fajspecifikusan változhat. A zuzmók és általában a kriptogámok borítása közepes korú (14–18 év) kizárásokban még növekedett (utóbbiaké 4%-ról 15%-ig), viszont az idősebb kizárásokban (37–38 év) ezek már csökkentek, ugyanakkor a mohaborítás tovább nőtt az amerikai Sziklás-hegység lábainál fekvő arid területen (Anderson *et al.* 1982). Esetünkben a produktivitásnak a legeléskizárás eltérő fázisaiban tapasztalt változásai hasonló jellegűek voltak (**13. táblázat**), csakúgy mint az első esettanulmányban jellemzett primer kriptogám szukcesszió során tapasztalt, időben változó növekedési ráták (Aszalósné Balogh *et al.* 2023). Ezen ismeretek ellenére jelen kísérletben még nem tudjuk előre jelezni a várható fajspecifikus változásokat.

A folytatásban fontos lenne legeléskizárásban a hajtásos növények, a zuzmók és a mohák dinamikájának változásait együtt értékelni, mivel az ilyen vizsgálatok kifejezetten ritkák (Löbel *et al.* 2006; Turtureanu *et al.* 2014; Zulka *et al.* 2014). Szintén fontos lenne, a kriptogámoknak a hajtásos növények regenerációjára, megtelepedésére gyakorolt hatásainak

vizsgálata a kezelt gyepek dinamikájának jobb megértése érdekében. Szintén érdemes lehet annak elemzése, hogyan befolyásolja a legelő állatok trágyájából származó tápanyagbevitel a hajtásos növények fejlődését és ez miként befolyásolja közvetve a kriptogám biomasszát, illetve a kriptogámok közötti versengést.

4. Összefoglalás

A zuzmókat és a mohákat kis termetű, összetett azonosításuk és a specialisták hiánya miatt gyakran figyelmen kívül hagyják a területek élővilágának feltárásakor, annak ellenére, hogy egyes közösségekben a biomassa nagy részét alkotják és jelentősen hozzájárulnak a biodiverzitáshoz. A mészkerülő pannon szárazgyepek, valamint a városok kriptogámflórájáról és vegetációjáról viszonylag kevés információval rendelkezünk. A sok nyitott kérdés megköveteli a talajlakó közösségek és környezetük, a kriptogámvegetáció dinamikájának valamint a területkezelés változására adott válaszaik még intenzívebb kutatását. Disszertációmban két esettanulmányban vizsgáltuk természetközeli és szünantróp kriptogámközösségek szerveződését.

Az első esettanulmányban szünantróp kriptogámközösségek primer szukcesszióját tanulmányoztuk Debrecen északi részén, tíz eltérő korú és alapterületű lapostetőn.

A minták kritikus taxonjainak azonosítását HPTLC alkalmazásával végeztük el. Időtartamos mikroklímaméréseket (hőmérséklet, relatív páratartalom, 5 cm és 30 cm magasságban) végeztünk két eltérő kitettségi (erősen árnyékolt és kitett) tetőn. Két eltérő korú (37/49 év), *Cladonia rei* dominanciájú tetőn 10–10 db, 0,01 m²-es mintát vettünk, majd szárítás és válogatás után a frakciókat 0,01 g pontossággal mértük le.

Az árnyékolt és kitett élőhelyek markáns mikroklimatikus eltéréseit a fajösszetétel is jól tükrözte. Összesen 61 kriptogám taxon (36 zuzmó- és 25 mohafaj) előfordulását igazoltuk, amelyek hazánkban többnyire gyakoriak és elterjedtek. A vizsgálat során 7 *Cladonia* faj kimutatására került sor, melyek közül a *C. rei* volt a legelterjedtebb. A szilikátsziliklákra

jellemző, síkvidéki adattal alig rendelkező *Xanthoparmelia conspersa*-t 3 tetőn találtuk meg. Kizárólag az Élettudományi Épületen került elő a *Stereocaulon tomentosum* zuzmófaj, az alpesi–arktikus–montán nemzetség egyetlen ritka, hazai faja (egyetlen, >50 éves adat).

Az általánosan elterjedt, szünantróp helyzetben gyakori fajok mellett az Élettudományi Épületen előkerültek az Alföldön ritka, hegyvidéki élőhelyeken gyakoribb mohafajok (*Ctenidium molluscum*, *Dicranum scoparium*, *Plagiomnium cuspidatum* és *Ptychostomum elegans*) is. Négy–négy tetőn találtuk meg az Alföldön szintén ritka, elsősorban szilikát sziklagyepekre jellemző *Hedwigia ciliata*-t és *Racomitrium canescens*-t.

Eltérő méretű tetők flórájának összehasonlító vizsgálatával megállapítottuk, hogy a fajszám-terület telítődési görbék a mohák és a zuzmók esetében is kifejezetten eltérőek.

Megállapítást nyert, hogy a lapostetők vegetációját is a kriptogámok dominálják, különösen a biomassa tekintetében. A kitett lapostetőn tapasztalt kriptogámdominancia oka a mikroklímamérésekből világos, hiszen csak a poikilohidrikus szervezetek képesek elviselni az éghajlati elemek ilyen mértékű szélsőséges ingadozásait. A vizsgált tetők zuzmóflórájának jelentős része, valamint a két részletesebben vizsgált tető zuzmó biomasszájának túlnyomó része a morfológiailag változatos, fajgazdag *Cladonia* nemzetségből származik. A kriptogámbiomassa az idősebb tetőn szignifikánsan magasabb volt (3,70 g/0,01 m², illetve 6,40 g/0,01 m², T=75,5, p=0,028), zömét mindkét területen a zuzmók tették ki. Az idősebb tetőn a mohabiomasszájánál 3,1-szer (T=57, p<0,001), a fiatalabb tetőn pedig 7,5-ször (T=65, p=0,003) több zuzmóbiomasszát észleltünk. A foltos megjelenésű közösségben a *C. rei* és *Ceratodon*

purpureus a legjelentősebb fajok, biomasszájuk aránya azonban időben változó.

A második esettanulmányban kriptogám közösségek dinamikáját tanulmányoztuk legelés kísérleti kizárását (bekerítést) követő szekunder szukcesszió során, illetve kizárásnak alá nem vetett kelet–magyarországi mészkerülő nyílt homoki gyepekben a fajösszetétel és biomassza ismételt mintavételezésével.

A vizsgált területek a *Festuco vaginatae*–*Corynephorum* társulásba (EU Habitat direktíva "6260 Pannon homoki gyepek" élőhelytípus) sorolhatóak. Nyírségi homokon *Corynephorus canescens* (CC) és *Festuca vaginata* (FV) domimanciájú állományok szomszédos, legelt, illetve bekerített szegmenseit vizsgálatuk. A kriptogámbiomasszákat 2013-ban és 2018-ban (4 és fél, illetve 10 évvel a bekerítést követően) mintavételeztük. A biomassza becslésére mindkét évben, területenként és kezelésként 40–40 db 10 cm × 10 cm-es (0,01 m²) felületű, 5 cm mély talajmonolitot vettünk. A kriptogámokat kézi válogatással fajokra különítettük el, szárítottuk, majd a frakciókat 0,001 g pontossággal mértük le. Egyes kritikus taxonok határozásakor nagyfelbontású vékonyréteg kromatográfiát (HPTLC) is alkalmaztunk. A projekt kezdetén talajvizsgálatokra is sor került.

Összesen 15 kriptogám fajt azonosítottunk, melyek többsége a Nyírségben és Magyarországon egyaránt gyakori. A vizsgálat során 10 *Cladonia* taxont találtunk, köztük a morfológiailag igen hasonló, kémiai elválasztható fajpárt, a *C. subulata*-t és a *C. rei*-t. Mindkét közösség két leggyakoribb zuzmófaja, a *C. rangiformis* és a *C. rei* volt (a CC-ben *C. magyarica*-val együtt), míg a mohák dominanciája a domináns hajtásos növény, a kezelés és a mintavétel időpontja függvényében változott. A

Syntrichia ruralis jelentős borítása a legelt részekre korlátozódott mind a CC, mind az FV állományokban. A CC bekerített részén 2018-ra a *Brachythecium albicans* vált dominánssá, míg a FV bekerített részén *Polytrichum piliferum* megmaradt domináns mohafajnak.

A vizsgált társulás eltérő dominanciájú állományaiban a kriptogámok a kezelés megváltozására érzékenyen reagáltak. Az átlagos kriptogámfajsza a legelésből tartósan kizárt részeken már hamar csökkenésnek indult, a zuzmók, illetve mohák átlagos fajsza az egyes állományokban eltérő irányú és mértékű változást mutattak, de egyikük átlagfajsza sem nőtt már szignifikánsan a tartós bekerítés során.

A tartós legelés kizárás a zuzmók biomasszájának szignifikáns növekedéséhez vezetett. A vizsgált állományokban a zuzmók biomasszáját a különböző *Cladonia* fajok uralják. Arra a következtetésre jutottunk, hogy a *Cladonia rangiformis* produktivitásának megkétszereződése egyértelműen a 10 éves legelés hiányának tudható be.

Kimutattuk, hogy a vizsgált közösségek zuzmó együtteseinek biomassza alapján számított Shannon–diverzitása és egyenletessége már rövidebb (4 és fél éves) legelés kizárás után csökkenni kezd, míg a teljes kriptogámegyüttes esetén ez csak tartós (10 éves) legelés kizárás után következik be.

Megállapítottuk, hogy a kriptogámfajsza a biomassza köztes értékeinél veszi fel maximumát, mind az erős legeltség, mind a legeletlen állományok átlagos fajsza alacsonyabbak, mint a köztes zavarással érintett helyeken. Teszteltük, hogy ezen összefüggés milyen csúcs jellegű modellekkel írható le.

Az egyetlen zuzmófaj, melynek a mérsékelt legeltetés kedvezett, a törvényesen védett *Cladonia magyarica* volt. A rövid ideig tartó, alacsony

intenzitású legeltetés előmozdíthatja a kriptogámok fajgazdagságát a vizsgált száraz gyepekben, a legelés tartós megszűnése nem kedvező kriptogám közösségekre nézve.

5. Summary

Due to their small size, challenging identification and the lack of their specialist, lichens and bryophytes are often disregarded in biological surveys. These, however, can form a large part of biomass and have a significant contribution to biodiversity in certain communities. Relatively little information is available on the cryptogam flora and vegetation of dry acidic Pannonic grasslands as well as of urban buildings. Many open questions require a more intensive research into the cryptogam vegetation dynamics of terricolous communities and that of urban roofs.

This dissertation studies organisation of synanthropic and close to nature cryptogam communities through two case studies.

The *first case study* deals with primary succession of synanthropic cryptogam assemblages of ten, differently aged and sizes flat roof at the northern part of the city of Debrecen (Eastern Hungary).

Identification of critical taxa has been performed using HPTLC (to determine specific secondary metabolites). Microclimate measurements (T, RH, 5 cm, 30 cm) have been performed on two roofs of different exposition (shaded/exposed). Biomass sampling has been carried out on two differently aged (37/49 years), exposed, *Cladonia* dominated flat roofs using ten replicates of 0.01 m² sized samples, drying and separating samples into species then measuring their specific weight at an accuracy of 0.01 g.

Contrasting microclimatic differences between the shaded and exposed flatroof were well reflected in the species composition. Presence of a total of 61 cryptogams (36 lichens, 25 bryophytes), mostly common and widespread species in Hungary, has been documented. These involved seven species of lichen genus *Cladonia* among which *C. rei* proved the

most widespread. The lichen *Xanthoparmelia conspersa*, typical on siliceous rocks and very rare in the lowlands, has been recorded on three roofs. *Stereocaulon tomentosum*, the only rare native species of the lichen genus in Hungary (with a single >50-year-old record), was also found on the Life Sciences Building (LSB) of the University.

In addition to widespread species common in synanthropic situations, further moss species (*Ctenidium molluscum*, *Dicranum scoparium*, *Plagiomnium cuspidatum* and *Ptychostomum elegans*), rare in the lowlands and more common in mountain habitats, were also found on the LSB. *Hedwigia ciliata* and *Racomitrium canescens*, also rare in the Great Hungarian Plain and mostly characteristic of siliceous rocky grasslands, were found on four or four roofs, too.

By comparing the flora of different sized roofs, we found that the species-area saturation curves for bryophytes and lichens are markedly different. Cryptogams were also found to dominate the vegetation of the flat roofs, especially in terms of biomass. The reason for cryptogamic dominance on exposed flat roofs is clear from microclimate measurements, as only poikilohydric organisms can tolerate the detected extreme variations in climatic elements.

A significant part of the lichen flora of studied roofs, as well as the majority of the lichen biomass of the two more profoundly studied roofs, originates from the morphologically diverse, species-rich genus *Cladonia*. The cryptogamic biomass was significantly higher on the older roof (3.70 g/0.01 m² vs. 6.40 g/0.01 m², T=75.5, p=0.028), with lichens forming the majority of the biomass on both.

On the older roof, 3.1 times (T=57, p<0.001) more lichen biomass than bryophyte biomass was detected, and on the younger one 7.5 times

($T=65$, $p=0.003$) more lichen biomass than moss biomass was detected. *C. rei* and *Ceratodon purpureus* have been identified as most abundant species in the patchy pattern community, with their biomass proportions varying over time.

Lichens colonised the 'bryophyte islands' scattered among the barren gravel areas. Undisturbed flatroofs provide excellent sites for studying cryptogam community diversity and primary succession. Unreconstructed flat roofs with traditional roofing techniques may hide diverse microhabitats and species-rich synanthropic vegetation.

In the *second case study*, we monitored cryptogam community dynamics during secondary succession triggered by experimental grazing exclusion (fencing) and in unfenced open sandy grasslands in eastern Hungary by repeated sampling of species composition and biomass.

The study areas are classified in the *Festuco vaginatae-Corynephoretum* association (EU Habitats Directive '6260 Pannonic sand steppes'). On acidic sandy soils of the Nyírség region, adjacent, grazed and fenced areas of *Corynephorus canescens* (CC) and *Festuca vaginata* (FV) dominated stands were investigated.

The cryptogamic biomass was sampled in 2013 and 2018 (4.5 and 10 years after fencing, respectively). To estimate the biomass, 40–40 soil monoliths of 10 cm × 10 cm (0.01 m²) size and 5 cm depth per area and treatment were sampled in both years. Cryptogams were separated into species by hand sorting, dried and the fractions were weighed to the nearest 0.001 g. High-performance thin layer chromatography (HPTLC) was also used to determine of some critical taxa. Soil analyses were also carried out at the beginning of the project.

A total of 15 cryptogams were identified in the samples, most of which are common in the region and in Hungary. Ten taxa of *Cladonia* were detected, including the morphologically very similar, chemically distinct species pair, *C. subulata* and *C. rei*. In both communities, *C. rangiformis* and *C. rei* proved to be the two most abundant lichens (together with *C. magyarica* at CC), while the dominance of bryophytes varied according to the dominant vascular plant, treatment and sampling date. The substantial share of *Syntrichia ruralis* was restricted to grazed parts in both CC and FV stands. *Brachythecium albicans* became dominant in fenced part of CC by 2018, while *Polytrichum piliferum* remained the dominant bryophyte in fenced part of FV.

We recorded that cryptogams reflected well the management change in stands of different dominance of vascular plants of the studied community. The average number of cryptogams in the permanently fenced areas started to decrease while the average number of lichens and mosses separately showed different trends and levels of change in the different stands, but the average species number did not increase significantly during the long-term enclosure.

Prolonged grazing exclusion led to a significant increase in lichen biomass. Biomass of lichens in the studied stands was dominated by different *Cladonia* species. We concluded that the more than doubling of *Cladonia rangiformis* productivity is clearly due to 10 years of grazing exclusion.

We have shown that Shannon's diversity and evenness of the lichen assemblages of the studied communities, calculated on the basis of biomass, already start to decrease after the shorter exclusion period (4.5

years), whereas for the whole cryptogam assemblage this occurs only after the prolonged excision period (10 years).

Cryptogam species numbers were found to peak at intermediate values of biomass at both stands, with both heavily grazed and ungrazed parts having lower average species numbers than ones with 'intermediate disturbance'. We tested how this relationship can be described by peak models.

The only lichen species that benefited from moderate grazing was the legally protected *Cladonia magyarica*. Short spells of low-intensity grazing can promote cryptogam species richness in the studied dry grasslands whereas permanent cessation of grazing is not beneficial.

6. Az értekezés új megállapításai

Az első esettanulmány alapján

- 1 Megállapítottuk, hogy 11–50 éves korú, városi lapostetőkön gazdag moha- és zuzmóflóra jelenik meg, köztük savanyú alapkőzetet indikáló zuzmófajokkal.
- 2 Kimutattuk, hogy eltérő mikroklímájú tetőkön markánsan különböző összetételű kriptogám közösségek alakulnak ki.
- 3 Megállapítottuk, hogy hagyományos, *kavicsolt lemez* szigetelésű, kitett tetők kriptogám közösségeinek dominánsa a *Cladonia rei* zuzmófaj, a közösség megfeleltethető a más antropogén élőhelyekről leírt *Cladonietum rei*-nek.
- 4 Eltérő korú kitett tetők összehasonlító vizsgálatával kimutattuk, hogy a kriptogám pionír szukcesszió negyedik–ötödik évtizedében a moha- és zuzmóbiomassza még egyaránt, bár eltérő mértékben növekszik.
- 5 Eltérő méretű kitett tetők flórájának összehasonlító vizsgálatával megállapítottuk, hogy a faj-terület telítődési görbék a mohák és zuzmók esetében kifejezetten eltérőek.

A második esettanulmány alapján

- 6 Megállapítottuk, hogy mézskerülő pannon szárazgyepekben a kriptogám fajok érzékenyen reagálnak a kezelés megváltozására.
- 7 Kimutattuk, hogy a legelés megszűntével (természetes okból vagy bekerítés hatására egyaránt) növekszik a *Cladonia* fajok gyakorisága és biomasszája.
- 8 Vizsgálataink rávilágítottak arra, hogy legelés megszűntét követően nyílt homoki gyepekben, a kiskunságiakkal szemben a Nyírségben más, nagytermetű *Cladonia* faj, a *C. rangiformis* Hoffm. válik dominánssá. A Kiskunságban hasonló helyzetben domináns *C. furcata*, illetve a *C. subrangiformis* a Nyírségben alárendelt marad.
- 9 Megállapítottuk, hogy a *Festuco vaginatae-Corynephorum* zuzmó együtteseinek biomassza alapján számított Shannon-diverzitása és egyenletessége már rövidebb (4,5 éves) legelékizárás után csökkenni kezd, míg a teljes kriptogám együttes esetén ez csak tartós (10 éves) legelékizárás után következik be.
- 10 Tartós (10 éves) legelékizárás hatására a *Festuco vaginatae-Corynephorum* társulás több állományában a zuzmó biomassza a legelt és a rövidebb ideje kizárt állományokhoz képest is szignifikánsan növekedett, a zuzmók, elsősorban a *C. rangiformis* produktivitása a legelékizárás kezdeti szakaszához képest több mint megkétszereződött.

7. Irodalomjegyzék

- Aartsma P., Asplund J., Odland A., Reinhardt S., Renssen H. (2021) Microclimatic comparison of lichen heaths and shrubs: shrubification generates atmospheric heating but subsurface cooling during the growing season. *Biogeosciences* **18**(5): 1577–1599. <https://doi.org/10.5194/bg-18-1577-2021>
- Ahti T. (1959) Studies of the caribou lichen stands of Newfoundland. *Annals of the Botanical Society Vanamo* **30**: 1–44.
- Anderson D.C., Harper K.T., Holmgren R.C. (1982) Factors Influencing Development of Cryptogamic Soil Crusts in Utah Deserts. *Journal of Range Management* **35**(2): 180. <https://doi.org/10.2307/3898386>
- Aptroot A. (2012) Changes in the epiphytic flora on four *Tilia* trees in Belgium over 59 years. *Herzogia* **25**(1): 39–45. <https://doi.org/10.13158/heia.25.1.2010.39>
- Arup U., Ekman S., Lindblom L., Mattsson J.-E. (1993) High performance thin layer chromatography (HPTLC), an improved technique for screening lichen substances. *The Lichenologist* **25**(1): 61–71. <https://doi.org/10.1006/lich.1993.1018>
- Asplund J., Wardle D.A. (2017) How lichens impact on terrestrial community and ecosystem properties: How lichens impact on communities and ecosystems. *Biological Reviews* **92**(3): 1720–1738. <https://doi.org/10.1111/brv.12305>
- Aszalósné Balogh R., Buczkó K., Erzberger P., Freytag C., Homm T., Lőkös L., Matus G., Nagy Z., Papp B., Farkas E. (2021) Taxonomical and chorological notes 15 (153–163). *Studia botanica hungarica* **52**(2): 165–184. <https://doi.org/10.17110/StudBot.2021.52.2.165>
- Aszalósné Balogh R., Matus G., Lőkös L., Adorján B., Freytag C., Mészáros I., Oláh V., Szűcs P., Erzberger P., Farkas E. (2023) Cryptogamic communities on flatroofs in the city of Debrecen (East Hungary). *Biologia Futura* **74**(1–2): 1–25. <https://doi.org/10.1007/s42977-023-00166-3>
- Balogh R., Farkas E., Lőkös L., Papp B., Novák T., Matus G. (2017) Post-exclosure community dynamics in acidic sandy grasslands: cryptogams, phanerogams and soil seed bank. *1st International Conference on Community Ecology*, Budapest, 2017. szeptember 28–29.
- Bartha S., Balogh L., Bíró M., Bódis J., Csete S., Csiky J., Fráter E., Hayek Zs., Lájner K., Purger D., Szigetvári C. (2006) Nyílt és záródó homokpusztagyeppek társulási viszonyainak összehasonlítása a vácrátóti Tece legelőn. In: *Kutatás, oktatás, értéktéremtés. A 80 éves Précsényi István köszöntés*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp 111–132.
- Bauer N., Hűvös-Récsi A., Lőkös L., Matus G., Sinigla M., Farkas E. (2022) Distribution of *Xanthoparmelia pulvinaris* (Parmeliaceae) in Hungary. *Studia botanica hungarica* **53**(2): 113–135. <https://doi.org/10.17110/StudBot.2022.53.2.113>
- Behera S.K., Mishra A.K., Sahu N., Kumar A., Singh N., Kumar A., Bajpai O., Chaudhary L.B., Khare P.B., Tuli R. (2012) The study of microclimate in response to different plant community association in tropical moist deciduous forest from northern India. *Biodiversity and Conservation* **21**(5): 1159–1176. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0230-5>
- Bengtsson L. (2005) Peak flows from thin sediment-moss roof. *Hydrology Research* **36**(3): 269–280. <https://doi.org/10.2166/nh.2005.0020>
- Berg C., Schwager P., Pörtl M., Dengler J. (2016) Plot sizes used for phytosociological sampling of bryophyte and lichen micro-Communities. *Herzogia* **29**(2): 654–667. <https://doi.org/10.13158/heia.29.2.2016.654>
- Bergauer M., Dembicz I., Boch S., Willner W., Babbi M., Blank-Pachlatko J., Catalano C., Cykowska-Marzencka B., Gehler J., Guarino R., Keller S., Moysiyanenko I., Vynokurov D., Dengler J. (2022) Scale-dependent patterns and drivers of vascular plant, bryophyte and lichen diversity in

- dry grasslands of the Swiss inneralpine valleys. *Alpine Botany* **132**(2): 195–209. <https://doi.org/10.1007/s00035-022-00285-y>
- Bertiller M.B., Ares J.O. (2011) Does sheep selectivity along grazing paths negatively affect biological crusts and soil seed banks in arid shrublands? A case study in the Patagonian Monte, Argentina. *Journal of Environmental Management* **92**(8): 2091–2096. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.03.027>
- Biermann R., Daniëls F.J.A. (1997) Changes in a lichen-rich dry sand grassland vegetation with special reference to lichen synusiae and *Campylopus introflexus*. *Phytocoenologia* **27**(2): 257–273. <https://doi.org/10.1127/phyto/27/1997/257>
- Birks H.J.B., Heegaard E., Birks H.H., Jonsgard B. (1998) *Quantifying bryophyte environment relationships*. In: Bryology for the Twenty-first Century. Maney and British Bryological Society, pp. 305–319.
- Boch S., Allan E., Humbert J.-Y., Kurtogullari Y., Lessard-Therrien M., Müller J., Prati D., Rieder N.S., Arlettaz R., Fischer M. (2018a) Direct and indirect effects of land use on bryophytes in grasslands. *Science of The Total Environment* **644**: 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.323>
- Boch S., Müller J., Prati D., Fischer M. (2018b) Low-intensity management promotes bryophyte diversity in grasslands. *Tuexenia* **38**: 311–328. <https://doi.org/10.14471/2018.38.014>
- Boch S., Prati D., Schöning I., Fischer M. (2016) Lichen species richness is highest in non-intensively used grasslands promoting suitable microhabitats and low vascular plant competition. *Biodiversity and Conservation* **25**: 225–238. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1037-y>
- Borhidi A. (1984) Role of mapping the flora of Europe in nature conservation. *Norrlinia* **2**: 87–98.
- Borhidi A. (2003) *Magyarország növénytársulásai*. Akadémia Kiadó, Budapest, pp. 610.
- Boros Á. (1932) A Nyírség flórája és növényföldrajza. *Debreceni Tud. Társ. Honis. Biz. Kiadv.* **7**: 25–26.
- Boros Á. (1943) A mohok a természetben és az ember életében. *Természettudományi Közlöny* **75**(1140): 33–46.
- Boros Á. (1953) *Magyarország mohái*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 360.
- Boros Á. (1968) *Bryogeographie und Bryoflora Ungarns*. Akadémiai Kiadó, pp. 466.
- Boros Á. (1971) A mohák jelentősége a mezőgazdaságban. *Agrobotanika* **12**: 99–106.
- Botta-Dukát Z. (2008) Invasion of alien species to Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* **50**(1): 219–227. <https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.11>
- Brodo I.M., Sharnoff S.D., Sharnoff S. (2001) *Lichens of North America*. Yale University Press, New Haven, pp. 795.
- Brotherson J.C., Rushforth S.R., Johansen J.R. (1983) Effects of long-term grazing on cryptogam crust cover in Navajo National Monument, Arizona. *Journal of Range Management* **36**: 579–581.
- Brown M.J., Jarman S.J., Kantvilas G. (1994) Conservation and reservation of non-vascular plants in Tasmania, with special reference to lichens. *Biodiversity & Conservation* **3**(3): 263–278. <https://doi.org/10.1007/BF00055942>
- Bungartz F. (1999) Die Flechten des Kölner Doms - Wiederbesiedelung oder Reliktorkommen? *Rheinische Heimatpflege* **36**: 14–24.
- Büdel B., Colesie C., Green T.G.A., Grube M., Lázaro Suau R., Loewen-Schneider K., Maier S., Peer T., Pintado A., Raggio J., Ruprecht U., Sancho L.G., Schroeter B., Türk R., Weber B., Wedin M., Westberg M., Williams L., Zheng L. (2014) Improved appreciation of the functioning and

- importance of biological soil crusts in Europe: the Soil Crust International Project (SCIN). *Biodiversity and Conservation* **23**(7):1639–1658. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0645-2>
- Bültmann H. (2005a) Syntaxonomy of arctic terricolous lichen vegetation, including a case study from Southeast Greenland. *Phytocoenologia* **35**(4): 909–949. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2005/0035-0909>
- Bültmann H. (2005b) Strategien und Artenreichtum von Erdflechten in Sandtrockenrasen. *Tuexenia* **25**: 425–443.
- Callaghan D. (2007) The bryophyte flora of our roof-tops and gardens. *Field Bryology* **93**: 48.
- Chytrý M., Otýpková Z. (2003) Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation. *Journal of Vegetation Science* **14**(4):563–570. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02183.x>
- Chytrý M., Sedláková I., Tichý L. (2001) Species richness and species turnover in a successional heathland. *Applied Vegetation Science* **4**(1): 89–96.
- Cilia C., Panigada C., Rossini M., Candiani G., Pepe M., Colombo R. (2015) Mapping of asbestos cement roofs and their weathering status using hyperspectral aerial images. *ISPRS International Journal of Geo-Information* **4**(2): 928–941. <https://doi.org/10.3390/ijgi4020928>
- Colesie C., Scheu S., Green T.G.A., Weber B., Wirth R., Büdel B. (2012) The advantage of growing on moss: facilitative effects on photosynthetic performance and growth in the cyanobacterial lichen *Peltigera rufescens*. *Oecologia* **169**(3): 599–607. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2224-5>
- Concostrina-Zubiri L., Huber-Sannwald E., Martínez I., Flores Flores J.L., Reyes-Agüero J.A., Escudero A., Belnap J. (2014) Biological soil crusts across disturbance-recovery scenarios: effect of grazing regime on community dynamics. *Ecological Applications* **24**(7): 1863–1877.
- Concostrina-Zubiri L., Martínez I., Escudero A. (2018) Lichen-biocrust diversity in a fragmented dryland: Fine scale factors are better predictors than landscape structure. *Science of The Total Environment* **628–629**: 882–892.
- Connell J.H., Slatyer R.O. (1977) Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* **111**(982): 1119–1144.
- Coppins B.J., Shimwell D.W. (1971) Cryptogam complement and biomass in dry *Calluna* heath of different ages. *Oikos* **22**(2): 204. <https://doi.org/10.2307/3543726>
- Cornelissen J.H.C., Lang S.I., Soudzilovskaia N.A., During H.J. (2007) Comparative cryptogam ecology: A review of bryophyte and lichen traits that drive biogeochemistry. *Annals of Botany* **99**(5): 987–1001. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm030>
- Csontos P., Lőkös L., Molnár K. (2000) Numerical analysis of lichen zones in Komárom, NW Hungary. *Studia Botanica Hungarica* **30–31**: 127–140.
- Czarnota P., Mayrhofer H., Bobiec A. (2018) Noteworthy lichenized and lichenicolous fungi of open-canopy oak stands in East-Central Europe. *Herzogia* **31**(1): 172–189. <https://doi.org/10.13158/099.031.0111>
- Daniëls F.J.A., Minarski A., Lepping O. (2008) Dominance pattern changes of a lichen-rich *Corynephorus* grassland in the inland of the Netherlands. *Annali di Botanica* **8**: 9–19. <https://doi.org/10.4462/annbotrm-9097>
- Darbyshire I., Anderson S., Asatryan A., Byfield A., Cheek M., Clubbe C., Ghrabi Z., Harris T., Heatubun C.D., Kalema J., et al. (2017) Important plant areas: Revised selection criteria for a global approach to plant conservation. *Biodiversity and Conservation* **26**: 1767–1800.
- Davies G.M., Legg C.J. (2008) The effect of traditional management burning on lichen diversity. *Applied Vegetation Science* **11**(4): 529–538. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18566>

- Debreczy Zs. (1966) Die xerothermen Rasen der Péter -und Tamás- Berge bei Balatonarács. *Annales Musei historico-naturalis hungarici* **58**: 223–241.
- Debreczy Zs. (1968) A mohafajok szerepe a Balaton-felvidék egy területének vegetációs szukcessziójában. *Fragmenta Botanica* **6**: 59–66.
- de los Ríos A., Galván V., Ascaso C. (2004) In situ microscopical diagnosis of biodeterioration processes at the convent of Santa Cruz la Real, Segovia, Spain. *International Biodeterioration & Biodegradation* **54**(2–3): 113–120.
- Dengler J., Biurrún I., Boch S., Dembicz I., Török, P. (2020a) *Grasslands of the Palearctic Biogeographic Realm: Introduction and Synthesis*. In Encyclopedia of the World's Biomes; Elsevier, pp. 617–637.
- Dengler J., Guarino R., Moysiyenko I., Vynokurov D., Boch S., Cykowska-Marzencka B., Babbi M., Catalano C., Eggenberg S., Gehler J. et al. (2020b) *On the Trails of Josias Braun-Blanquet II: First Results from the 12th EDGG Field Workshop Studying the Dry Grasslands of the Inneralpine Dry Valleys of Switzerland*. Palearctic Grassland 59–88. <https://doi.org/10.21570/EDGG.PG.45.59-88>
- Dengler J., Janišová M., Török, P., Wellstein C. (2014) Biodiversity of Palearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **182**: 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.015>
- Dolnik C., Beck A., Zarabska D. (2010) Distinction of *Cladonia rei* and *C. subulata* based on molecular, chemical and morphological characteristics. *The Lichenologist* **42**(4): 373–386. <https://doi.org/10.1017/S0024282910000071>
- Drake P., Grimshaw-Surette H., Heim A., Lundholm J. (2018) Mosses inhibit germination of vascular plants on an extensive green roof. *Ecological Engineering* **117**: 111–114. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.002>
- Dubiel E., Olech M. (1991) Phytosociological map of NW Sørkapp Land (Spitsbergen). *Zeszyty Naukowe Zeszyty Naukowe Jagiellońskiego, Prace Botaniczne* **22**: 47–57.
- Dumont B., Carrère P., Ginane C., Farruggia A., Lanore L., Tardif A., Decuq F., Darsonville O., Louault F. (2011) Plant–herbivore interactions affect the initial direction of community changes in an ecosystem manipulation experiment. *Basic and Applied Ecology* **12**(3): 187–194. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2011.02.011>
- During H.J. (1979) Life strategies of bryophytes: a preliminary review. *Lindbergia* **5**: 2–18.
- Dvorak B., Volder A. (2010) Green roof vegetation for North American ecoregions: A literature review. *Landscape and Urban Planning* **96**(4): 197–213. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.04.009>
- EC Directorate-General for Environment, Tsiripidis I., Piernik A., Janssen J., Tahvanainen T., Molina J. et al. (2016) *European Red List of Habitats. Part 2, Terrestrial and Freshwater Habitats*, Publications Office: LU, 2016.
- Eldridge D.J., Rosentreter R. (1999) Morphological groups: a framework for monitoring microphytic crusts in arid landscapes. *Journal of Arid Environments* **41**(1): 11–25. <https://doi.org/10.1006/jare.1998.0468>
- Ellenberg H., Leuschner C. (2010) *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht; 203 Tabellen, 6., vollst. neu bearb. und stark erw. Aufl.* Ulmer, Stuttgart, pp. 1333.
- Erzberger P. (2001) *Ditrichum crispatisimum* (Muell. Hal.) Paris, a new species of the Hungarian bryoflora, and *Ditrichum flexicaule* (Schleich. ex Schwaegr.) Hampe in Hungary. *Studia botanica hungarica* **32**: 87–105.

- Erzberger P. (2020) Bryophyte recording in Hungary in the 21st century. *Field Bryology* **123**:21–33.
- Erzberger P., Bednarek-Ochyra H., Ochyra R. (2016) Grimmiaceae subfam. Racomitrioideae (Bryophyta) in Hungary. *Field Bryology* **61**: 23–51.
- Erzberger P., Csiky J., Baráth K., Beránek Á., Deme J., Fintha G., Jakab G., Matus G., Mesterházy A., Nagy J., Nagy Z., Németh Cs., Pócs T., Schmidt D., Schmotzer A., Szűcs P., Wolf M., Papp B. (2023) Preliminary data on frequency and distribution of Hungarian bryophytes based on “recent” (1974–2022) records. *Journal of Bryology* **45**: 121–148. <https://doi.org/10.1080/03736687.2023.2225966>
- Erzberger P., Németh C. (2014) Új faj Magyarország mohafldrájában: *Campylopus flexuosus* (Hedw.) Brid. *Kitaibelia* **19**(1): 22–28.
- Erzberger P., Schröder W. (2013) The genus *Bryum* (Bryaceae, Musci) in Hungary. *Studia botanica hungarica* **44**: 5–192.
- Eskelinen A., Oksanen J. (2006) Changes in the abundance, composition and species richness of mountain vegetation in relation to summer grazing by reindeer. *Journal of Vegetation Science* **17**(2): 245–254. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02443.x>
- Evans D.M., Villar N., Littlewood N.A., Pakeman R.J., Evans S.A., Dennis P., Skartveit J., Redpath S.M. (2015) The cascading impacts of livestock grazing in upland ecosystems: a 10-year experiment. *Ecosphere* **6**(3): 1–15. <https://doi.org/10.1890/ES14-00316.1>
- Farkas E. (1982) *Légszennyeződési vizsgálatok Budapest területén zuzmó-bioindikátorokkal*. Szakdolgozat, Budapest, Növényrendszertani és ökológiai Tanszék, Budapest, pp. 9.
- Farkas E. (2007) *Lichenológia – a zuzmók tudománya*, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 193.
- Farkas E., Lajtha-Tabajdi Á., Lőkös L., Molnár K., Paczkó L., Sinigla M. (2016) *Flavoparmelia soredians* (Parmeliaceae, lichenised Ascomycetes), a spreading lichen species in Hungary. *Studia botanica hungarica* **47**: 5–12.
- Farkas E., Lőkös L. (2003) Pyrenolichens of the Hungarian lichen flora II. *Sarcopyrenia gibba* (Nyl.) new to Hungary. *Acta Botanica Hungarica* **45**(3–4): 273–278.
- Farkas E., Lőkös L. (2007) Védett zuzmófajok Magyarországon. (Protected lichen species in Hungary). *Mikológiai Közlemények, Clusiana* **45**: 159–171.
- Farkas E., Lőkös L., Mázsa K. (1998) HPTLC-vizsgálatok magyarországi *Umbilicaria* zuzmófajokon. *Kitaibelia* **3**:349–351.
- Farkas E., Lőkös L., Mázsa K. (1999) Introducing HPTLC analysis for screening of lichen substances in Hungary. *Acta Microbiologica Immunologica Hungarica* **46**: 311–312.
- Farkas E., Lőkös L., Molnár K. (2001) Lichen mapping in Komárom, NW Hungary. *Acta Botanica Hungarica* **43**: 147–162.
- Farkas E., Pátkai T. (1989) Lichens as indicators of air pollution in the Budapest agglomeration. II. Energy dispersive X-ray microanalysis of *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. thalli. *Acta Botanica Hungarica* **35**(1–4): 55–71.
- Farkas E., Varga N., Veres K., Matus G., Sinigla M., Lőkös L. (2022) Distribution types of lichens in Hungary that indicate changing environmental conditions. *Journal of Fungi* **8**(6): 600. <https://doi.org/10.3390/jof8060600>
- Farrar J.F. (1976) *The lichen as an ecosystem: observation and experiment*. In: Progress and problems. Academic Press, London, pp. 385–406.

- Favero-Longo S.E., Siniscalco C., Piervittori R. (2006) Plant and lichen colonization in a asbestos mine: spontaneous bioattenuation limits air dispersion of fibres. *Plant Biosystems* **140**(2): 190–205. <https://doi.org/10.1080/11263500600756546>
- Favero-Longo S.E., Turci F., Tomatis M., Castelli D., Bonfante P., Hochella M.F., Piervittori R., Fubini B. (2005) Chrysotile asbestos is progressively converted into a non-fibrous amorphous material by the chelating action of lichen metabolites. *Journal of Environmental Monitoring* **7**: 764–766.
- Fehér G., Orbán S. (1981) A bükki Óserdő korhadó fáinak mohacönológiai vizsgálata. *Folia historico-naturalia Musei Matraensis*. **7**: 15–28.
- Felföldy L. (1941) A debreceni Nagyerdő epiphyta vegetációja. *Acta Geobotanica Hungarica* **5**: 35–73.
- Fernández-Salegui A.B., Terrón A., Barreno E., Nimis P.L. (2007) Biomonitoring with cryptogams near the power station of La Robla (León, Spain). *The Bryologist* **110**(4): 723–737. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2007\)110\[723:BWCNTP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2007)110[723:BWCNTP]2.0.CO;2)
- Fóris F. (1957) Új zuzmófajok és fajváltozatok Magyarország flórájában. *Botanikai Közlemények* **47**(1–2):67–77.
- Frahm J.P. (2003) Climatic habitat differences of epiphytic lichens and bryophytes. *Cryptogamie, Bryologie, lichenologie* **24**: 3–14.
- Frey E. (1922) Die Vegetationsverhältnisse der Grimselgegend im Gebiet der zukünftigen Stausee. *Mittheilungen der Naturforschenden Gesellschaft* **6**: 85–281.
- Fudali E. (1994) Species diversity and spatial distribution of bryophytes in urban areas – a case study of the city of Szczecin. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* **39**: 563–570.
- Fudali E. (1996) Distribution of bryophytes in various urban use complexes in Szczecin. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* **41**: 717–745.
- Fudali E. (2006) Influence of city on the floristical and ecological diversity of bryophytes in parks and cemeteries. *Biodiversity Research and Conservation* **1–2**: 131–137.
- Gabriel R.M. de A. (2000) *Ecophysiology of Azorean Forest Bryophytes*. PhD thesis, Department of Biology, Imperial College of Science, Technology and Medicine, Silwood Park, England, pp. 308.
- Gallé L. (1930) Szegedi zuzmóasszociációk. *Folia Cryptogamica I*. pp. 933–944.
- Gallé L. (1960) Die Flechtengesellschaften des Tisza-Maroswinkels. *Acta Botanica Hungarica* **6**: 15–33.
- Gallé L. (1965) A Tisza menti kövesgátak zuzmócönózisai (Gesellschaften von auf Steinen wohnenden Flechten auf Überschwemmungsgebieten der Theiss). *Móra Ferenc Múzeum Évkönyve 1964–65*: 256–286.
- Gallé L. (1967) Zuzmótársulások a Tihanyi-félsziget gejzirkúpjairól. *Bot. Közlem.* **54**: 143–146.
- Gallé L. (1974) Flechtenvegetation der Sandgebiete der Tiefebene Südungarns. *Móra Ferenc Múzeum Évkönyve 1972–73/1.*: 259–278.
- Gallé L. (1976a) Magyarország zuzmócönózisai (Flechtenassoziationen in Ungarn). *Móra Ferenc Múzeum Évkönyve 1976–77*: 429–493.
- Gallé L. (1976b) A Mátra-hegység zuzmócönózisai. *Botanikai Közlemények* **62**: 179–189.
- Gallé L. (1979) Wirkung der Luftverunreinigung auf die Verarmung der Flechtenvegetation der Stadt Szeged und ihrer Umgebung. *Acta Biologica* **25**: 3–15.
- Gams H. (1927) Von der Follatères zur Dent de Mordes. *Beitrage zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz* **15**: 1–760.

- Gazzano C., Favero-Longo S.E., Matteucci E., Piervittori R. (2009) Image analysis for measuring lichen colonization on and within stonework. *The Lichenologist* **41**(3): 299–313. <https://doi.org/10.1017/S0024282909008366>
- Gheza G. (2015) Terricolous lichens of the western Padanian Plain: new records of phytogeographical interest. *Acta Botanica Gallica* **162**(4): 339–348. <https://doi.org/10.1080/12538078.2015.1108867>
- Gheza G., Assini S., Lelli C., Marini L., Mayrhofer H., Nascimbene J. (2020) Biodiversity and conservation of terricolous lichens and bryophytes in continental lowlands of northern Italy: the role of different dry habitat types. *Biodiversity and Conservation* **29**(13): 3533–3550. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02034-1>
- Gheza G., Nascimbene J., Mayrhofer H., Barcella M., Assini S. (2018a) Two *Cladonia* species new to Italy from dry habitats in the Po Plain. *Herzogia* **31**: 293–303.
- Gheza G., Assini S., Marini L., Nascimbene J. (2018b) Impact of an invasive herbivore and human trampling on lichen-rich dry grasslands: Soil-dependent response of multiple taxa. *Science of The Total Environment* **639**: 633–639. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.191>
- Gheza G., Assini S., Passadore M.V. (2016) Terricolous lichen communities of *Corynephorus canescens* grasslands of Northern Italy. *Tuexenia* **36**: 121–142. <https://doi.org/10.14471/2016.36.005>
- Gilbert O.L. (1974) Reindeer grazing in Britain. *The Lichenologist* **6**(2): 165–167. <https://doi.org/10.1017/S0024282974000272>
- Gilbert O.L. (1990) The lichen flora of urban wasteland. *The Lichenologist* **22**(1): 87–101. <https://doi.org/10.1017/S0024282990000056>
- Gill H., Sorensen J.L., Collemare J. (2023) Lichen fungal secondary metabolites: Progress in the genomic era toward ecological roles in the interaction. In: Scott, B. & Mesarich, C. (eds) *Plant Relationships*. The Mycota, vol 5. Springer, Cham.
- Gimingham C.H., Birse E.M. (1957) Ecological studies on growth-Form in bryophytes: I. Correlations between growth-form and habitat. *The Journal of Ecology* **45**(2): 533. <https://doi.org/10.2307/2256934>
- Glavich D.A., Geiser L.H. (2008) Potential Approaches to Developing Lichen-Based Critical Loads and Levels for Nitrogen, Sulfur and Metal-Containing Atmospheric Pollutants in North America. *The Bryologist* **111**(4): 638–649. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-111.4.638>
- Glime J.M. (2017a) Construction. Chapt. 5. In: Glime, J. M. *Bryophyte Ecology*. Volume 2. Uses. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Last updated 22 March 2023 and available at <https://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology5/>
- Glime J.M. (2017b) Temperature: Effects. Chapt. 10-1. In: Glime JM *Bryophyte Ecology*. Volume 1. Physiological Ecology. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Last updated 22 Marc 2023 and available at <https://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology1/>
- Goffinet B., Shaw A.J. (Eds) (2009) *Bryophyte biology*, 2nd ed. Cambridge University Press, New York, pp. 565.
- Gómez D.A., Aranibar J.N., Tabeni S., Villagra P.E., Garibotti I.A., Atencio A. (2012) Biological soil crust recovery after long-term grazing exclusion in the Monte Desert (Argentina). Changes in coverage, spatial distribution, and soil nitrogen. *Acta Oecologica* **38**: 33–40. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.09.001>
- Gries C. (1996) *Lichens as indicators of air pollution*. In: *Lichens as indicators of air pollution*. Cambridge University Press, pp. 240–254.

- Grime J.P. (1973) Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature* **242**(5396): 344–347. <https://doi.org/10.1038/242344a0>
- Gustafsson L., Eriksson I. (1995) Factors of importance for the epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry. *The Journal of Applied Ecology* **32**(2): 412. <https://doi.org/10.2307/2405107>
- Guttová A., Lőkös L. (2011) *Leptogium ferax* (lichen-forming fungi, Collemataceae) new to Hungary. *Acta Botanica Hungarica* **53**(3–4): 321–324. <https://doi.org/10.1556/ABot.53.2011.3-4.14>
- Güler B., Jentsch A., Apostolova I., Bartha S., Bloor J.M.G., Campetella G., Canullo R., Házi J., Kreyling J., Pottier J., Szabó G., Terziyska T., Uğurlu E., Wellstein C., Zimmermann Z., Dengler J. (2016) How plot shape and spatial arrangement affect plant species richness counts: implications for sampling design and rarefaction analyses (J. Podani, Ed.). *Journal of Vegetation Science* **27**(4):692–703. <https://doi.org/10.1111/jvs.12411>
- Günzl B. (2005) Erdflechtengesellschaften der Klasse Ceratodonto-Polytrichetea piliferi in Nordhessen – aktuelle Erfassung und Gliederung. *Tuexenia* **25**: 317–33.
- Gyelnik V. (1926) Adatok Magyarország zuzmó vegetációjához I. (Beiträge zur Flechten-vegetation Ungarns. I. Com. Szabolcs). *Folia Cryptogamica I.* (4): 237–242.
- Gyelnik V. (1928) Adatok Magyarország zuzmó vegetációjához II. (Beiträge zur Flechten-vegetation Ungarns. II.). *Folia Cryptogamica I.* (4): 577–604.
- Hajdúk J., Lisická E. (1999) *Cladonia rei* (lichenized Ascomycotina) at sites contaminated by emissions from Kovohút Krompachy (NE Slovakia). *Bulletin Slovenskej Botanickej Spoločnosti, Bratislav* **21**: 49–51.
- Hammer S. (1995) A Synopsis of the Genus *Cladonia* in the Northwestern United States. *The Bryologist* **98**(1): 1. <https://doi.org/10.2307/3243636>
- Hasse T. (2005) Charakterisierung der Sukzessionsstadien im Spergulo-Corynephoretum (Silbergrasfluren) unter besonderer Berücksichtigung der Flechten. *Tuexenia* **25**: 407–424.
- Hasse T., Daniëls F.J.A. (2006) Species responses to experimentally induced habitat changes in a *Corynephorus* grassland. *Journal of Vegetation Science* **17**(2): 135–146. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02433.x>
- Haveman R., Schaminee J.H.J. (2003) Inland dune vegetation of the Netherlands. *Annali di Botanica* **3**: 118–124. <https://doi.org/10.4462/annbotrm-920010.4462/annbotrm-9200>
- Hawksworth D.L., Grube M. (2020) Lichens redefined as complex ecosystems. *New Phytologist* **227**(5): 1362–1375.
- Hazslinszky F. (1884) *A Magyar Birodalom zuzmó-flórája*. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 304.
- Hedderson T.A.J., Letts J.B., Payne K. (2003) Bryophyte diversity and community structure on thatched roofs of the Holnicote Estate, Somerset, U.K. *Journal of Bryology* **25**(1): 49–60. <https://doi.org/10.1179/037366803125002653>
- Heggenes J., Odland A., Chevalier T., Ahlberg J., Berg A., Larsson H., Bjerketvedt D.K. (2017) Herbivore Grazing-or trampling? Trampling effects by a large ungulate in cold high-latitude ecosystems. *Ecology and Evolution* **7**: 6423–6431. <https://doi.org/10.1002/ece3.3130>
- Heim A., Lundholm J. (2014) *Cladonia* lichens on extensive green roofs: evapotranspiration, substrate temperature, and albedo. *F1000Research* **2**: 274. <https://doi.org/10.12688/f1000research.2-274.v2>

- Heim A., Lundholm J., Philip L. (2014) The impact of mosses on the growth of neighbouring vascular plants, substrate temperature and evapotranspiration on an extensive green roof. *Urban Ecosystems* **17**(4): 1119–1133. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0367-y>
- Helle T., Aspi J. (1983) Effects of winter grazing by reindeer on vegetation. *Oikos* **40**(3): 337. <https://doi.org/10.2307/3544306>
- Hobbs R.J., Arico S., Aronson J., Baron J.S., Bridgewater P., Cramer V.A., Epstein P.R., Ewel J.J., Klink C.A., Lugo A.E., Norton D., Ojima D., Richardson D.M., Sanderson E.W., Valladares F., Vilà M., Zamora R., Zobel M. (2006) Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order: Novel ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* **15**(1): 1–7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>
- Hocke B., Daniëls F.J.A. (1993) Über die epilithische Flechtenflora und -vegetation im Stadtgebiet von Münster. *Natur und Heimat* **53**(2): 41–54.
- Hodgetts N. (1992) *Cladonia: a field guide*. JNCC, Peterborough, pp. 39.
- Hodgetts N.G., Söderström L., Blockeel T.L., Caspari S., Ignatov M.S., Konstantinova N.A., Lockhart N., Papp B., Schröck C., Sim-Sim M., Bell D., Bell N.E., Blom H.H., Bruggeman-Nannenga M.A., Brugués M., Enroth J., Flatberg K.I., Garilleti R., Hedenäs L., Holyoak D.T., Hugonnot V., Kariyawasam I., Köckinger H., Kučera J., Lara F., Porley R.D. (2020) An annotated checklist of bryophytes of Europe, Macaronesia and Cyprus. *Journal of Bryology* **42**(1): 1–116. <https://doi.org/10.1080/03736687.2019.1694329>
- Hodgins I.W., Rogers R.W. (1997) Correlations of stocking with the cryptogamic soil crust of a semi-arid rangeland in southwest Queensland. *Austral Ecology* **22**(4):425–431. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1997.tb00693.x>
- Holt E.A., McCune B., Neitlich P. (2008) Grazing and fire impacts on macrolichen communities of the Seward Peninsula, Alaska, U.S.A. *The Bryologist* **111**(1): 68–83. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2008\)111\[68:GAFIOM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2008)111[68:GAFIOM]2.0.CO;2)
- Hosokawa T., Odani N. (1957) The Daily Compensation Period and Vertical Ranges of Epiphytes in a Beech Forest. *The Journal of Ecology* **45**(3): 901. <https://doi.org/10.2307/2256963>
- Humphrey J.W., Davey S., Peace A.J., Ferris R., 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**(2): 165–180. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00057-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00057-5)
- Ingerpuu N., Vellak K., Kukk T., Pärtel M. (2001) Bryophyte and vascular plant species richness in boreo-nemoral moist forests and mires. *Biodiversity and Conservation* **10**: 2153–2166.
- Ipatov V.S., Tarkhova T.N. (1983) Vzaimovlijanije mohovih i lishainikovih sinuzii v zelenomoshno-lishainikovih sosnjakah. [Interaction between moss and lichen groupings in green-moss-lichen pine forests]. *Ekologija* **1**:20–26.
- Jarman S.J., Kantvilas G. (1994) Lichens and bryophytes of the Tasmanian World Heritage Area. II. Three forest sites at Pelion Plains. *Tasforests* **6**: 103–120.
- Jentsch A., Beyschlag W. (2003) Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of Central Europe. *Flora* **198**(1): 3–25. <https://doi.org/10.1078/0367-2530-00071>
- Jüriado I., Kämärä M.-L., Oja E. (2016) Environmental factors and ground disturbance affecting the composition of species and functional traits of ground layer lichens on grey dunes and dune heaths of Estonia. *Nordic Journal of Botany* **34**(2): 244–255. <https://doi.org/10.1111/njb.00936>
- Justyák J., Tar K. *Debrecen éghajlata*. KLTE Egyetemi jegyzet, Debrecen.
- Kaltenecker J.H., Wicklow-Howard M.C., Rosentreter R. (1999) *Biological Soil Crusts in Three Sagebrush Communities Recovering from a Century of Livestock Trampling*. In Proceedings:

Shrubland Ecotones.; Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, pp. 222–226.

Kausrud K., Myserud A., Rekdal Y., Holand Ø., Austrheim G. (2006) Density-dependent Foraging Behaviour of Sheep on Alpine Pastures: Effects of Scale. *Journal of Zoology* **270**: 63–71. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00118.x>

Kershaw K.A., Larson D.W. (1974) Studies on lichen-dominated systems. IX. Topographic influences on microclimate and species distribution. *Canadian Journal of Botany* **52**(8): 1935–1945. <https://doi.org/10.1139/b74-248>

Ketner-Oostra R., Aptroot A., Jungerius P.D., Sykora K.V. (2012) Vegetation succession and habitat restoration in Dutch lichen-rich inland drift sands. *Tuexenia* **32**: 245–268.

Ketner-Oostra R., Sýkora K.V. (2008) Vegetation change in a lichen-rich inland drift sand area in the Netherlands. *Phytocoenologia* **38**(4): 267–286. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2008/0038-0267>

Khodosovtsev A., Boiko M., Nadyeina O., Khodosovtseva Y. (2011) Lichen and bryophyte associations on the lower Dnieper sand dunes: syntaxonomy and weathering indication. *Chornomorski Botanical Journal* **7**(1): 44–66. <https://doi.org/10.14255/2308-9628/11.71/5>

Király G., Balogh L., Barina Z., Bauer N., Bodoncz L., Dancza I., Farkas S., Galambos I., Gulyás G., Molnár V.A., Nagy J., Pifkó D., Schmotzer A., Somlyai L., Szmorad F., Vidéki R., Vojtkó A., Zólyomi Sz. (2003) A magyarországi flóratérképezés módszertani alapjai (Methodological fundamentals of Hungarian floristic mapping). *Flora Pannonica* **1**(1): 3–20.

Király I., Ódor P. (2010) The effect of stand structure and tree species composition on epiphytic bryophytes in mixed deciduous–coniferous forests of Western Hungary. *Biological Conservation* **143**(9): 2063–2069. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.014>

Kisvarga Sz., Horotán K. (2022): *Green City – Zöldebb, egészségesebb városokért*. Magyar Diszkerészek Szakmaközi Szervezete, pp. 50.

Klein D.R. (1987) Vegetation recovery patterns following overgrazing by reindeer on St. Matthew Island. *Journal of Range Management* **40**: 336–338.

Kovács D., Matus G., Sinigla M., Lőkös L. (2017) Distribution of the genus *Trapeliopsis* Hertel & Gotth. Schneid. (lichenised Ascomycota) in Hungary. *Acta Biologica Plantarum Agriensis* **5**(1): 51–51. <https://doi.org/10.21406/abpa.2017.5.1.51>

Kovacsics-Vári G., Sonkoly J., Tóth K., McIntosh-Buday A., Díaz Cando P., Törő-Szjgyártó V., Balogh N., Guallichico Suntaxi R. L., Espinoza Ami D. F., Demeter L., Tóthmérész B., Török P. (2023) Intensity-dependent effects of cattle and sheep grazing in sand grasslands - Does livestock type really matter? *Applied Vegetation Science* **26**, e12727.

Köhler M., Kaiser D. (2021) Green Roof Enhancement on Buildings of the University of Applied Sciences in Neubrandenburg (Germany) in Times of Climate Change. *Atmosphere* **12**(3): 382. <https://doi.org/10.3390/atmos12030382>

Kumpula J. (2001) Winter Grazing of Reindeer in Woodland Lichen Pasture. *Small Ruminant Research* **39**: 121–130. [https://doi.org/10.1016/S0921-4488\(00\)00179-6](https://doi.org/10.1016/S0921-4488(00)00179-6)

Kürschner H.P. (2002) Bryophyte communities of the loess cliffs of the Pannonian basin and adjacent areas, with the description of *Hilpertio velenovskyi*-*Pterygoneuretum compacti* ass. nov.: Studies on the cryptogamic vegetation of loess cliffs, VI. *Nova Hedwigia* **75**(1–2): 101–119. <https://doi.org/10.1127/0029-5035/2002/0075-0101>

Lájer K. (2004) A rejtőke (*Teesdalia nudicaulis*) előfordulása és a belső-somogyi ezüstperjés gyepek mai állapota. *Somogyi Múzeumok Közleményei* **16**: 257–264.

Lájer K. (2005) Magyarország ezüstperjés gyepei. *Kanitzia* **13**: 29–43.

- Lawrey J.D. (1977) Adaptive significance of O-methylated lichen depsides and depsidones. *Lichenologist* **9**: 137–142.
- Lee K.E., Williams K.J.H., Sargent L.D., Farrell C., Williams N.S. (2014) Living roof preference is influenced by plant characteristics and diversity. *Landscape and Urban Planning* **122**: 152–159. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.09.011>
- Lepš, J.; Šmilauer, P. (2023) *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*; 1st ed.; Cambridge University Press.
- Lisická E. (2008) Lichens on an acrylic-coated aluminium roof. *Graphis Scripta* **20**: 9–12.
- Liu H., Han X., Li L., Huang J., Liu H., Li X. (2009) Grazing Density Effects on Cover, Species Composition, and Nitrogen Fixation of Biological Soil Crust in an Inner Mongolia Steppe. *Rangeland Ecology & Management* **62**(4): 321–327. <https://doi.org/10.2111/08-179.1>
- Longton R.E. (1988) *Biology of Polar Bryophytes and Lichens*, 1st edn. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 391.
- López L.G.C., Medina E.A.S., Peña A.M. (2016) Effects of Microclimate on Species Diversity and Functional Traits of Corticolous Lichens in the Popayan Botanical Garden (Cauca, Colombia). *Cryptogamie, Mycologie* **37**(2): 205–215. <https://doi.org/10.7872/crym/v37.iss2.2016.205>
- Löbel S., Dengler J., Hobohm C. (2006) Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: The effects of environment, landscape structure and competition. *Folia Geobotanica* **41**(4): 377–393. <https://doi.org/10.1007/BF02806555>
- Lőkös L. (2009) *The lichen-forming fungi of the Aggtelek National Park (NE Hungary)*. In: Flora of the Aggtelek National Park. Cryptogams. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 109–174.
- Lőkös L., Farkas E. (1998) Az Őrség zuzmóflórájának alapvetése. *Savaria A Vas Megyei Múzeumok Értesítője* **24**: 127–160.
- Lőkös L., Farkas E. (2000) Contributions to the knowledge of lichens of the forests along the Fekete-Kőrös, SE Hungary. *Studia Botanica Hungarica* **30–31**: 69–78.
- Lőkös L. & Farkas E. (2009) *Checklist of the Hungarian lichen-forming fungi. (Magyarországi zuzmók és zuzmólakó mikrogombák revideált fajlistája)*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 23.
- Lőkös L., Versegly K. (2001) *The lichen flora of the Kiskunság National Park and the southern part of the Danube–Tisza Interfluve*. In: The Flora of the Kiskunság National Park. Vol. 2. Cryptogams., Vol 2. Magyar Természettudományi Múzeum, pp 299–362.
- Lücking R., Hodkinson B.P., Leavitt S.D. (2017) The 2016 classification of lichenized fungi in the Ascomycota and Basidiomycota – Approaching one thousand genera. *The Bryologist* **119**(4): 361. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-119.4.361>
- Mann H.B., Whitney D.R. (1947) On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *The Annals of Mathematical Statistics* **18**(1): 50–60.
- Manseau M., Hout J., Crete M. (1996) Effects of Summer Grazing by Caribou on Composition and Productivity of Vegetation: Community and Landscape Level. *Journal of Ecology* **84**: 503–513.
- Masselink A.K. (1994) Pionier- en licheenrijke begroeiingen op stuifzanden benoorden de grote rivieren: typologie en syntaxonomie (Pioneer and lichen-rich vegetation on drift sands northern of the great river: typology and syntaxonomy) [in Dutch, with English summary]. *Stratiotes* **8**: 32–62.
- Matus G., Adorján B., Balogh R., Farkas E., Freytag C., Lőkös L., Mészáros I., Oláh V., Szűcs P., Erzberger P. (2019) Research of cryptogamic communities on flatroofs in the city of Debrecen. (Kriptogám közösségek kutatása debreceni lapostetőkön). *Secondary and anthropogenic habitat research workshop*, Debrecen, 2019.03.08. (előadás)

- Matus G., Balogh R., Varga K., Farkas Cs., Novák T., Budai J., Antal K., Lőkös L. (2018a) Védett, talajlakó *Xanthoparmelia* fajok (Parmeliaceae, Ascomycota) cönológiai és talajtani preferenciája nyírségi homoki gyepekben. *XII. Aktuális Flóra és Vegetációkutató Konferencia a Kárpát-medencében nemzetközi konferencia*, Debrecen, 2018. február 23–25. (poszter)
- Matus G., Freytag C., Varga Z., Mészáros I., Adorján B., Oláh V., Szűcs P., Erzberger P., Balogh R., Lőkös L., Farkas E. (2018b) Caution, the botanists are working on the roof! (Vigyázat, a botanikusok a tetőn dolgoznak!). *Journal of the Botanical Section of the Hungarian Biological Society* **105**(2): 292.
- Matus G., Freytag C., Adorján B., Oláh V., Mészáros I., Lőkös L. (2017a) Occurrence of *Stereocaulon* Hoffm. (Stereocaulaceae, Ascomycota) in Hungary (A *Stereocaulon* Hoffm. genus (Stereocaulaceae, Ascomycota) előfordulása Magyarországon). *Journal of the Botanical Section of the Hungarian Biological Society* **104**: 251–258.
- Matus G., Freytag C., Adorján B., Oláh V., Mészáros I., Lőkös L. (2017b) The second Hungarian record of *Stereocaulon tomentosum* Fr. *Acta Biologica Plantarum Agriensis* **5**(1): 54–54. <https://doi.org/10.21406/abpa.2017.5.1.54>
- Matus G., Lőkös L. (2014) Újabb adatok a Dél-Nyírség makrozuzmóinak ismeretéhez. *X. Aktuális Flóra- és Vegetációkutató Konferencia a Kárpát-medencében*, Sopron, 2014. március 7–9. (poszter)
- Matus G., Lőkös L., Saraiva L., Budai J., Antal K. (2015) Talajlakó védett *Xanthoparmelia* fajok (Parmeliaceae) előfordulása a Dél-Nyírségben. *Botanikai Közlemények* **102**(1–2): 155–156.
- Matus G. & Papp M. (2003) Adatok Hajdúsámson és Vámospércs környékének (Dél-Nyírség) flórájához. *Kitaibelia* **8**(1): 99–112.
- Memmott K.L., Anderson V.J., Monsen S.B. (1998) Seasonal grazing impact on cryptogamic crusts in a cold desert ecosystem. *Journal of Range Management* **51**: 547. <https://doi.org/10.2307/4003374>
- Metera E., Sakowski T., Sloniewski K., Romanowicz B. (2010) Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland - a review. *Animal Science Papers and Reports* **28**: 315–334.
- Mitchell M.E., Emilsson T., Buffam I. (2021) Carbon, nitrogen, and phosphorus variation along a green roof chronosequence: Implications for green roof ecosystem development. *Ecological Engineering* **164**: 106–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106211>
- Moe B. (2000) Epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* in four different habitats at Grinde, Leikanger, western Norway. *Plant Ecology* **151**(2): 143–159. <https://doi.org/10.1023/A:1026585911823>
- Moore O., Crawley M.J. (2015) The impact of red deer management on cryptogam ecology in vegetation typical of North West Scotland. *Plant Ecology & Diversity* **8**: 127–137. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.848242>
- Moore O., Standen L., Crawley M.J. (2015) The impact of red deer management on liverworts associated with the mixed hepatic mat community and other terrestrial cryptogams. *Plant Ecology & Diversity* **8**: 139–145. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.815664>
- Morando M., Matteucci E., Nascimbene J., Borghi A., Piervittori R., Favero-Longo S.E. (2019) Effectiveness of aerobiological dispersal and microenvironmental requirements together influence spatial colonization patterns of lichen species on the stone cultural heritage. *Science of The Total Environment* **685**: 1066–1074. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.238>
- Morando M., Wilhelm K., Matteucci E., Martire L., Piervittori R., Viles H.A., Favero-Longo S.E. (2017) The influence of structural organization of epilithic and endolithic lichens on limestone weathering: Impact of lichens on limestone physical properties. *Earth Surface Processes and Landforms* **42**(11): 1666–1679. <https://doi.org/10.1002/esp.4118>

- Mysterud A., Austrheim G. (2008) The effect of domestic sheep on forage plants of wild reindeer; a landscape scale experiment. *European Journal of Wildlife Research* **54**: 461–468. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0171-1>
- Nagy J., Pap-Kovács A., Erzberger P. (2019) Bibliography of bryological research in Hungary (1968–2018). *Studia botanica hungarica* **50**(1): 53–106. <https://doi.org/10.17110/StudBot.2019.50.1.53>
- Nascimbene J., Dainese M., Sitzia T. (2013) Contrasting responses of epiphytic and dead wood-dwelling lichen diversity to forest management abandonment in silver fir mature woodlands. *Forest Ecology and Management* **289**: 325–332. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.052>
- Nash T.H. (Ed) (2008) *Lichen biology*, 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge ; New York. pp. 1–486.
- Németh C., Erzberger P. (2023) Új montán mohafaj a Mátrából: *Hymenoloma crispulum*. *Kitaibelia* **28**(1): 11–18. <https://doi.org/10.17542/kit.28.026>
- Németh C., Schmotzer A. (2022) Új montán fajok a magyar mohafldrában. *Kitaibelia* **27**(1): 16–26. <https://doi.org/10.17542/kit.27.007>
- Niklfeld H. (1971) Bericht über die Kartierung der Flora Mitteleuropa. *Taxon* **20**(4): 545–571. <https://doi.org/10.2307/1218258>
- Nimis P.L., Pinna D., Salvadori O. (1992) Licheni e conservazione dei monumenti. CLUEB, Bologna.
- Nystuen K.O., Sundsdal K., Opedal Ø.H., Holien H., Strimbeck G.R., Graae B.J. (2019) Lichens facilitate seedling recruitment in alpine heath (Z. Kikvidze, Ed.). *Journal of Vegetation Science* **30**(5): 868–880. <https://doi.org/10.1111/jvs.12773>
- Ódor P. (2016) Erdőgazdálkodás hatása az erdei moha- és zuzmóközösség biodiverzítására. In: Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 57–70.
- Ódor P., Király I., Tinya F., Bortignon F., Nascimbene J. (2013) Patterns and drivers of species composition of epiphytic bryophytes and lichens in managed temperate forests. *Forest Ecology and Management* **306**: 256–265. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.001>
- Okland R.H., Eilersten O. (1993) Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S. Norway. *Sommerfeltia* **16**: 1–254.
- Oksanen L. (1978) Lichen grounds of Finnmarksvidda, northern Norway, in relation to summer and winter grazing by reindeer. *Reports from the Kevo Subarctic Research Station* **14**: 64–71.
- Oksanen J. (1984) Interspecific contact and association in sand dune vegetation dominated by bryophytes and lichens. *Annales Botanici Fennici* **21**: 189–199.
- Olofsson J. (2006) Short- and long-term effects of changes in reindeer grazing pressure on tundra heath vegetation. *Journal of Ecology* **94**(2): 431–440. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01100.x>
- Olofsson J., Kitti H., Rautiainen P., Stark S., Oksanen L. (2001) Effects of summer grazing by reindeer on composition of vegetation, productivity and nitrogen cycling. *Ecography* **24**(1): 13–24. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2001.240103.x>
- Ónodi G., Kertész M., Botta-Dukát Z. (2006) Effects of simulated grazing on open perennial sand grassland. *Community Ecology* **7**(2): 133–141. <https://doi.org/10.1556/ComEc.7.2006.2.1>
- Ónodi G., Kertész M., Botta-Dukát Z., Altbäcker V. (2008) Grazing Effects on Vegetation Composition and on the Spread of Fire on Open Sand Grasslands. *Arid Land Research and Management* **22**(4): 273–285. <https://doi.org/10.1080/15324980802388223>

- Orange A., White F.J., James P.W. (2010) *Microchemical methods for the identification of lichens*. British Lichen Society, London, pp. 101.
- Orbán S. (1984) A magyarországi mohák stratégiái és T. W. R. értékei (Strategy types and T, W, R indicator values of bryophytes in Hungary). *Az Egri Ho Si Minh Tanárképző Főiskola Füzetei* **17**: 755–765.
- Orbán S. (1999) *Általános bryológia*. EKTF Líceum Kiadó, Eger, pp. 306.
- Orbán S., Vajda L. (1983) *Magyarország mohafldrójának kézikönyve*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 518.
- Oszycza P., Rola K. (2013) *Cladonia* lichens as the most effective and essential pioneers in strongly contaminated slag dumps. *Open Life Sciences* **8**(9): 876–887. <https://doi.org/10.2478/s11535-013-0210-0>
- Papp B., Lőkös L. (2009): *The flora of the Aggtelek National Park. Cryptogams, Natural history of the national parks of Hungary*. Budapest, Magyarország: Magyar Természettudományi Múzeum pp. 243.
- Papp B., Erzberger P., Lőkös L., Szurdoki E., Németh C., Buczkó K., Höhn M., Aszalósné Balogh R., Baráth K., Matus G., Pifkó D., Farkas E. (2020) Taxonomical and chorological notes 12 (126–136). *Studia botanica hungarica* **51**(1):77–98. <https://doi.org/10.17110/StudBot.2020.51.1.77>
- Patiño J., Vanderpoorten A. (2018) Bryophyte Biogeography. *Critical Reviews in Plant Sciences* **37**(2–3): 175–209. <https://doi.org/10.1080/07352689.2018.1482444>
- Paus S.M. (1997) Die Erdflechtenvegetation Nordwestdeutschlands und einiger Randgebiete. *Bibliotheca Lichenologica* **66**: 1–222.
- Pegau R.E. (1970) Effect of Reindeer Trampling and Grazing on Lichens. *Journal of Range Management* **23**: 95–97.
- Pekkarinen A.J., Kumpula J., Tahvonen O. (2017) Parameterization and validation of an ungulate-pasture model. *Ecology and Evolution* **7**: 8282–8302. <https://doi.org/10.1002/ece3.3358>
- Pickett S.T.A. (1989) *Space-for-Time Substitution as an Alternative to Long-Term Studies*. In: Likens GE (ed) *Long-Term Studies in Ecology*. Springer New York, New York, NY, pp. 110–135.
- Piervittori R., Salvadori O., Laccisaglia A. (1994) Literature on Lichens and Biodeterioration of Stonework. I. *The Lichenologist* **26**(2): 171–192. <https://doi.org/10.1006/lich.1994.1014>
- Piervittori R., Salvadori O., Laccisaglia A. (1996) Literature on Lichens and Biodeterioration of Stonework. II. *The Lichenologist* **28**(5): 471–483. <https://doi.org/10.1006/lich.1996.0045>
- Pino-Bodas R., Burgaz A.R., Martín M.P. (2010) Elucidating the taxonomic rank of *Cladonia subulata* versus *C. rei* (Cladoniaceae). *Mycotaxon* **113**(1): 311–326. <https://doi.org/10.5248/113.311>
- Piscová V., Ševčík M., Sedlák A., Hreško J., Petrovič F., Slobodová T. (2023) Resistance of Lichens and Mosses of Regenerated Alpine Communities to Repeated Experimental Trampling in the Belianske Tatras, Northern Slovakia. *Diversity* **15**(2): 128. <https://doi.org/10.3390/d15020128>
- Pócs T. (1976) *Mohák – Bryophyta*. *Növénytan 2. Növényrendszertan és Növényfldrajz*. Hortobágyi T. Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 190–211.
- Ponzetti J.M., McCune B.P. (2001) Biotic Soil Crusts of Oregon’s Shrub Steppe: Community Composition in Relation to Soil Chemistry, Climate, and Livestock Activity. *The Bryologist* **104**(2): 212–225. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2001\)104\[0212:BSCOOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2001)104[0212:BSCOOS]2.0.CO;2)
- Ranius T., Johansson P., Berg N., Niklasson M. (2008) The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. *Journal of Vegetation Science* **19**(5): 653–662. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18433>

- Rixen C., Mulder C.P.H. (2005) Improved water retention links high species richness with increased productivity in arctic tundra moss communities. *Oecologia* **146**(2): 287–299. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0196-z>
- Rubio-Salcedo M., Martínez I., Carreño F., Escudero A. (2013) Poor effectiveness of the Natura 2000 Network protecting mediterranean lichen species. *Journal for Nature Conservation* **21**:1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.06.001>
- Rogers R.W., Lange R.T. (1971) Lichen Populations on Arid Soil Crusts around Sheep Watering Places in South Australia. *Oikos* **22**(1): 93. <https://doi.org/10.2307/3543366>
- Rola K., Osyczka P. (2014) Cryptogamic community structure as a bioindicator of soil condition along a pollution gradient. *Environmental Monitoring and Assessment* **186**(9): 5897–5910. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3827-1>
- Ron E., Mazimpaka V., Vincente J., Granzow W., De La Cerda J. (1987) Urban bryophytes in Spanish towns. *Symposia Biologica Hungarica* **35**:727–753.
- Rumble H., Gange A.C. (2017) Microbial inoculants as a soil remediation tool for extensive green roofs. *Ecological Engineering* **102**: 188–198. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.01.025>
- Rupprecht D., Gilhaus K., Hölzel N. (2016) Effects of year-round grazing on the vegetation of nutrient-poor grass- and heathlands – Evidence from a large-scale survey. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **234**: 16–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.015>
- Rusinska A., Balcerkiewicz S. (1979) Moss communities on the roof of buildings. *Abstracta botanica* **5**: 51–60.
- Rydin H. (1997) Competition among bryophytes. *Adv. Bryol.* **6**:135–168.
- Sabovljevi M., Grdovic S. (2008) Bryophyte Diversity Within Urban Areas: Case Study of the City of Belgrade (Serbia). *International Journal of Botany* **5**(1): 85–92. <https://doi.org/10.3923/ijb.2009.85.92>
- Sancho, L. G., Green, T. G. A., Pintado, A. (2017) Slowest to fastest: Extreme range in lichen growth rates supports their use as an indicator of climate change in Antarctica. *Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* **202**(8): 667–673. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2007.05.005>
- Sántha L. (1910) Adatok a budai hegység zuzmóflórájának ismeretéhez. (Beitrag zur Flechtenflora der Budapester Gebirges). *Botanikai Közlemények* **9**(1): 3–5.
- Sass-Gyarmati A., Papp B., Tietema A. (2015) Effects of experimental increase of temperature and drought on heathland vegetation *Acta Biologica Plantarum Agriensis* **3**:31–42.
- Schofield W.B., Crum H.A. (1972) Disjunctions in Bryophytes. *Annals of the Missouri Botanic Garden* **59**: 174–202.
- Seaward M.R.D. (1977) *Lichen Ecology*. Academic Press, London. pp 1–550.
- Seaward M.R.D. (1988) *Contribution of lichens to ecosystems*. In: CRC handbook of lichenology., Vol. II. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, pp. 107–129.
- Shannon C.E. (1948) A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal* **27**: 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Sheppard P.R., Speakman R.J., Ridenour G., Witten M.L. (2007) Using Lichen Chemistry to Assess Airborne Tungsten and Cobalt in Fallon, Nevada. *Environmental Monitoring and Assessment* **130**(1–3): 511–518. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9440-1>
- Simon T. (1970) Bryocönológiai és ökológiai adatok a Zempléni-hegységéből. *Botanikai Közlemények* **57**: 31–43.

- Simon T. (1971) Mohagazdag szilikátszíkla-gyepék a Zempléni-hegységben. *Botanikai Közlemények* **58**: 33–45.
- Simon T., Szerényi G. (1975) Moss ecological investigation in the forest-steppe associations of the IBP-area at Csévharaszt. *Acta Botanica Hungarica* **21**(1–2): 117–136.
- Sinigla M., Szurdoki E., Lőkös L., Bartha D., Galambos I., Bidló A., Farkas E. (2021) Distribution and habitat preference of protected reindeer lichen species (*Cladonia arbuscula*, *C. mitis* and *C. rangiferina*) in the Balaton Uplands (Hungary). *The Lichenologist* **53**: 271–282. <https://doi.org/10.1017/S0024282921000165>
- Skudnik M., Sabovljević A., Batič F., Sabovljević M. (2013) The Bryophyte Diversity of Ljubljana (Slovenia). *Polish Botanical Journal* **58**(1): 319–324. <https://doi.org/10.2478/pbj-2013-0031>
- Skye E. (1968) Lichens and air pollution: a study of cryptogamic epiphytes and environment in the Stockholm region. *Acta Phytogeographica Suecica* **52**: 125.
- Slack N.G. (1977) *Species diversity and community structure in bryophytes*, New York State studies. Bulletin, pp. 1–70.
- Slack N.G. (1988) *The ecological importance of lichens and bryophytes*. In: Lichens, bryophytes and air quality. Bibl. Lichenol., pp. 1–53.
- Smith A.J.E. (Ed) (1982) *Bryophyte ecology*. Chapman and Hall, London ; New York, pp. 511. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-5891-3>
- Smith C.W., Aptroot A., Coppins B.J., Fletcher A., Gilbert O.L., James P.W., Wolseley P.A. (2009) *The lichens of Great Britain and Ireland*. British Lichen Society, London, pp. 1046.
- Soó R. (1957) Conspectus des groupements végétaux dans les bassins Carpathiques. *Acta Bot Hung.* **3**:43–64.
- Spearman C. (1904) The Proof and Measurement of Association between Two Things. *The American Journal of Psychology* **15**(1):72. <https://doi.org/10.2307/1412159>
- Spier L., Aptroot A. (2007) *Cladonia rei* is a chemotype and synonym of *Cladonia subulata*. *The Lichenologist* **39**(1): 57–60. <https://doi.org/10.1017/S0024282906006517>
- St. Clair L.L., Johansen J.R., St. Clair S.B., Knight K.B. (2007) The Influence of Grazing and Other Environmental Factors on Lichen Community Structure along an Alpine Tundra Ridge in the Uinta Mountains, Utah, U.S.A., *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* **39**(4): 603–613. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(06-071\)JSTCLAIR2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(06-071)JSTCLAIR2.0.CO;2)
- Stenroos S., Hyvonen J., Myllys L., Thell A., Ahti T. (2002) Phylogeny of the Genus *Cladonia* s.lat. (Cladoniaceae, Ascomycetes) Inferred from Molecular, Morphological, and Chemical Data. *Cladistics* **18**(3): 237–278. <https://doi.org/10.1111/j.1096-0031.2002.tb00151.x>
- Stockmarr A., Andreasen V., Østergård H. (2007) Dispersal Distances for Airborne Spores Based on Deposition Rates and Stochastic Modeling. *Phytopathology* **97**(10): 1325–1330. <https://doi.org/10.1094/PHYTO-97-10-1325>
- Studlar S.M., Peck J.E. (2009) Extensive Green Roofs and Mosses: Reflections from a Pilot Study in Terra Alta, West Virginia. *Evansia* **26**(2): 52–63. <https://doi.org/10.1639/0747-9859-26.2.52>
- Syrek M., Kukwa M. (2008) Taxonomy of the lichen *Cladonia rei* and its status in Poland. *Biologia* **63**(4): 493–497. <https://doi.org/10.2478/s11756-008-0092-1>
- Szatala Ö. (1925) Adatok Magyarország zuzmóflórájának ismeretéhez. (Beiträge zur Kenntnis der Flechtenflora Ungarns.). *Magyar Botanikai Lapok* **24**: 43–75.
- Szatala Ö. (1926) Adatok Magyarország zuzmóflórájának ismeretéhez II. (Beiträge zur Kenntnis der Flechtenflora Ungarns II.). *Magyar Botanikai Lapok* **25**: 201–219.

- Szatala Ö. (1928) Magyarország zuzmóflórájának ismeretéhez III. (Beiträge zur Kenntnis der Flechtenflora Ungarns III.). *Magyar Botanikai Lapok* **27**: 25–50.
- Szatala Ö. (1929) Adatok Magyarország zuzmóflórájának ismeretéhez IV. (Beiträge zur Kenntnis der Flechtenflora Ungarns IV.). *Magyar Botanikai Lapok* **28**: 68–81.
- Szczepaniak K., Biziuk M. (2003) Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environmental Research* **93**(3): 221–230. [https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(03\)00141-5](https://doi.org/10.1016/S0013-9351(03)00141-5)
- Szigetvári C. (2004) *Inváziós növények szerepének összehasonlító vizsgálata nyílt homokgyepekben*. Doktori értekezés, Szegedi Tudományegyetem, pp. 123.
- Szűcs P., Lóth H. (2008) Almásfüzitő antropogén élőhelyeinek mohafldrája. *Komárom-Esztergom Megyei Múzeumok Közleményei* **13–14**: 399–424.
- Szűcs P., Péntes-Kónya E., Hofmann T. (2017) The Bryophyte Flora of the Village of Almásfüzitő, a Former Industrial Settlement in NW-Hungary. *Cryptogamie, Bryologie* **38**(2): 153. <https://doi.org/10.7872/cryb/v38.iss2.2017.153>
- Szujkó-Lacza J. (1961) Die Trockenrasen und der Andesit Kahlwald im Börzsöny-Gebirge. *Annales historico-naturales Musei Nationalis Hungarici* **53**:225–240.
- Takács A., Löki V. (2015) Néhány adat Debrecen urbán-flórájához. *Kitaibelia* **20**(1): 168–170.
- ter Braak C.J.F., Smilauer P. (2002) CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5).
- Thuring C.E., Dunnett N.P. (2019) Persistence, loss and gain: Characterising mature green roof vegetation by functional composition. *Landscape and Urban Planning* **185**: 228–236. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.10.026>
- Timkó Gy. (1925) Új adatok a Budai és Szentendre-Visegrádi hegyvidék zuzmóvegetációjának ismeretéhez. (Neue Beiträge zur Kenntnis der Flechtenvegetation des Buda-Szentendre-Visegráder Gebirges). *Botanikai Közlemények* **22**: 81–104.
- Tommervik H., Johansen B., Tombre I., Thannheiser D., Hogda K.A., (2004) Wielgolaski Vegetation Changes in the Nordic Mountain Birch Forest: The Influence of Grazing and Climate Change. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* **36**: 323–332.
- Török P., Kelemen A., Valkó O., Miglécz T., Tóth K., Tóth E., Sonkoly J., Kiss R., Csecserits A., Rédei T., Deák B., Szűcs P., Varga N., Tóthmérész B. (2018) Succession in soil seed banks and its implications for restoration of calcareous sand grasslands: Seed bank succession on calcareous sand. *Restoration Ecology* **26**: 134–140. <https://doi.org/10.1111/rec.12611>
- Tschöpe O., Tielbörger K. (2010) The role of successional stage and small-scale disturbance for establishment of pioneer grass *Corynephorus canescens*. *Applied Vegetation Science* **13**: 326–335.
- Turtureanu P.D., Palpurina S., Becker T., Dolnik C., Ruprecht E., Sutcliffe L.M.E., Szabó A., Dengler J. (2014) Scale- and taxon-dependent biodiversity patterns of dry grassland vegetation in Transylvania. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **182**: 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.028>
- Valachovič M. (2012) Succession Model with *Corynephorus Canescens* in Abandoned Sandy Fields (W Slovakia). *Hacquetia* **11**(1): 5–15. <https://doi.org/10.2478/v10028-012-0001-6>
- van Klink R., Boch S., Buri P., Rieder N.S., Humbert J.-Y., Arlettaz R. (2017) No detrimental effects of delayed mowing or uncut grass refuges on plant and bryophyte community structure and phytomass production in low-intensity hay meadows. *Basic and Applied Ecology* **20**: 1–9.
- Van Tooren B.F., During H.J., Lensink M.J.G. (1985) The influence of the bryophyte layer on the microclimate in chalk grasslands. *Abstracta Botanica* **9**: 219–230.

- van Zanten B.O. (1984) Some consideration on the feasibility of long-distance transport in bryophytes. *Acta Botanica Neerlandica* **33**:231–232.
- van Zanten B.O., Pócs T. (1981) Distribution and dispersal of Bryophytes. *Advances in Bryology* **1**: 479–562.
- Vanderpoorten A., Goffinet B. (2009) *Introduction to Bryophytes*, 1st edn. Cambridge University Press, pp 328.
- Varghese P.C. (2007) *Building construction*. Prentice-Hall of India, pp. 427.
- Veres K., Farkas E., Csintalan Z. (2020) The bright and shaded side of duneland life: the photosynthetic response of lichens to seasonal changes is species-specific. *Mycological Progress* **19**: 629–641. <https://doi.org/10.1007/s11557-020-01584-6>
- Veres K., Csintalan Z., Kovács B., Farkas E. (2021) Factors at multiple scales influence the composition of terricolous lichen communities in temperate semi-arid sandy grasslands. *The Lichenologist* **53**(6): 467–479. <https://doi.org/10.1017/S0024282921000360>
- Veres K., Csintalan Z., Laufer Z., Engel R., Szabó K., Farkas E. (2022a) Photoprotection and high-light acclimation in semi-arid grassland lichens – a cooperation between algal and fungal partners. *Symbiosis* **86**(1): 33–48. <https://doi.org/10.1007/s13199-021-00823-y>
- Veres K., Sinigla M., Szabó K., Varga N., Farkas E. (2022b) The long-term effect of removing the UV-protectant usnic acid from the thalli of the lichen *Cladonia foliacea*. *Mycological Progress* **21**(9): 83. <https://doi.org/10.1007/s11557-022-01831-y>
- Verseghy K. (1976) Quantitative investigation of xerothermophilous lichens of sandy soil. *Annales historico-naturales Musei Nationalis Hungarici* **68**: 59–63.
- Verseghy K. (1977) Investigation on lichen production of grassland communities of sandy soil II. *Acta biologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **28**: 25-32.
- Verseghy K. (1979) *Zuzmóprodukción, produktivitás és annak feltételei száraz homoki gyepekben*. Kandidátusi értekezés, pp. 129.
- Verseghy K. (1982) Productivity and turnover of xerotherm lichen species. *Acta biologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **28**: 411–425.
- Verseghy K. (1994) *Magyarország zuzmóflórájának kézikönyve*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 414.
- Verseghy K., Kovács-Láng E. (1971) Investigations on production of grassland communities of sandy soil in the IBP area near Csévharaszt (Hungary). I. Production of Lichens. *Acta biologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. **22**(4): 393–411.
- Warren S.D., Eldridge D. J. (2003) *Biological soil crusts and livestock in arid ecosystems: are they compatible?* In: Biological soil crusts: structure, function, and management. Springer, Berlin, pp. 401–415.
- Watt A.S. (1947) Pattern and Process in the Plant Community. *The Journal of Ecology* **35**(1/2): 1. <https://doi.org/10.2307/2256497>
- Wirth V., Hauck M., Schultz M. (2013) *Die Flechten Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart, pp. 1244.
- Wolf M., Németh C., Erzberger P. (2023) *Sphaerocarpos michelii*, egy új májmoha faj Magyarországon. *Kitaibelia* **28**(1): 19–25. <https://doi.org/10.17542/kit.28.028>
- Zamfir M., Goldberg D.E. (2000) The effect of initial density on interactions between bryophytes at individual and community levels. *Journal of Ecology* **88**(2): 243–255. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00442.x>
- Zar J.H. (2010) *Biostatistical Analysis, 5th Edition*. Prentice-Hall/Pearson, Upper Saddle River, xiii, pp. 944.

Zulka K.P., Abensperg-Traun M., Milasowszky N., Bieringer G., Gereben-Krenn B.A., Holzinger W., Hölzler G., Rabitsch W., Reischütz A., Querner P., Sauberer N., Schmitzberger I., Willner W., Wrбка T., Zechmeister H. (2014) Species richness in dry grassland patches of eastern Austria: A multi-taxon study on the role of local, landscape and habitat quality variables. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **182**: 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.016>

Zsólyom D., Szűcs P. (2018) The bryophyte flora of Balaton village (Heves county, Hungary). *Botanikai Közlemények* **105**(2): 231–242.

Internetes hivatkozások:

<http://www.viamichelin.com>

<https://www.britishbryologicalsociety.org.uk/>

<http://www.indexfungorum.org/>

<https://www.building.co.uk>

<https://www.verspreidingsatlas.nl>

<https://novenyzetiterkep.hu/node/765>

<http://www.lichenology.info>

<https://natura2000.eea.europa.eu/>

<https://www.verspreidingsatlas.nl/4188>

<https://www.met.hu/eghajlat/>

<https://www.verspreidingsatlas.nl/2642>

<https://www.mycobank.org/>

8. Köszönetnyilvánítás

Elsőként szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, Dr. Matus Gábornak, hogy a kutatás minden fázisában tevékenyen részt vett, lehetőséget biztosított munkám sikeres elvégzéséhez és értekezésem megírásához. Hálával tartozom támogatásáért és tanácsaiért, amivel több éven át hozzájárult fejlődésemhez és kutatói pályám egyengetéséhez.

Szakmai munkám során külön köszönet illeti Dr. Lőkös Lászlót (Magyar Természettudományi Múzeum Növénytára) és Dr. Farkas Editet (Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet), segítségük nélkül jelen dolgozat nem jöhetett volna létre.

Szeretném megköszönni Dr. Antal Károlynak, a DE Agrártudományi Központ Karcagi Kutatóintézet és Tüdősné Budai Júliának korábbi laborvezetőinek, továbbá Kovács Endre György laboránsnak a talajminták elemzésében nyújtott nagy segítségét.

Köszönöm Prof. Dr. Vincze Csabának (Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Matematikai Intézet) egyes statisztikai eljárások értelmezése kapcsán nyújtott segítségét.

Köszönet illeti a Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszékét és a Debreceni Egyetem MÉK Alkalmazott Növénybiológiai Tanszékét, hogy a munkám során támogattak, a szükséges helyet és eszközöket a rendelkezésemre bocsátották.

Hálás köszönettel tartozom a családomnak és barátaimnak, akik mindig támaszt nyújtottak, pótolhatatlan szeretetükkel, gondoskodással és türelemmel kísérték végig munkámat.

A disszertációhoz kapcsolódó kutatások egy része az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-19-3-I-DE-392 Új Nemzeti Kiválóság Programjának támogatásával készült. Az értekezés egyes vizsgálataihoz, anyagainak gyűjtéséhez az NKFI K 124341 és az EFOP 3.4.3-16-2016-00021 pályázatai is hozzájárultak.

9. Függelék

Függelék 1. táblázat: A hőmérséklet (a) és a relatív páratartalom (b) 30 cm-es magasságban mért havi átlag adatai (napi átlag, napi max, napi min, napi tartomány) árnyékolt és kitett tetőn.

a) hőmérséklet (T, °C)								
2016/17	árnyékolt				kitett			
	átlag	max	min	tart.	átlag	max	min	tart.
Szeptember (n=30)	16,636	22,546	12,014	10,532	19,304	29,306	11,86	17,446
Október (n=31)	9,423	12,832	6,225	6,607	10,135	15,281	5,868	9,414
November (n=30)	4,486	7,689	1,694	5,995	4,995	9,938	1,366	8,572
December (n=26*)	-1,183	1,110	-3,400	4,510	-1,149	2,311	-3,897	6,208
Január (n=31)	-5,748	-2,638	-8,801	6,163	-5,457	-0,306	-9,455	9,149
b) relatív páratartalom (RH, %)								
2016/17	árnyékolt				kitett			
	átlag	max	min	tart.	átlag	max	min	tart.
Szeptember (n=30)	76,729	92,43	51,501	40,929	67,078	89,382	36,876	52,506
Október (n=31)	84,263	92,641	69,121	23,520	79,155	91,786	59,395	32,390
November (n=30)	83,247	91,151	71,587	19,564	78,790	89,749	60,960	28,789
December (n=26*)	85,777	91,521	77,036	14,484	83,971	91,228	71,395	19,833
Január (n=31)	80,573	86,302	71,939	14,363	77,976	86,161	62,156	24,006

* 5 napos adathiány az egyik adatgyűjtőnél

Függelék 2. táblázat: A havi átlagok összehasonlítása a négy adatgyűjtő között (5 és 30 cm-es magasságban a kitett és az árnyékolt tetőn) ANOVA-val (Kruskal–Wallis teszt). A négy adatgyűjtő páronkénti összehasonlításából származó szignifikáns különbségek száma Dunn–tesztekkel (max. 6) és azok összegzéssel (max. 24) a szürke oszlopokban látható.

a) hőmérséklet (T, °C)																	
dátum	átlag				maximum			minimum			tart.			összesen			Dunn-teszt össz szign.
	n	H	p	szignifikáns kül. száma **	H	p	szignifikáns kül. száma **	H	p	szignifikáns kül. száma **	H	p	szignifikáns kül. száma **	p <0.001	p = 0.001-0.05	ns	
2016 IX	30	33.04	<0,001	3	74,492	<0,001	5	1,88	ns	0	82,385	<0,001	5	3	0	1	13
2016 X	31	7,779	ns	0	40,753	<0,001	4	0,761	ns	0	33,535	<0,001	4	2	0	2	8
2016 XI	30	10,354	0,016	2	33,026	<0,001	3	1,97	ns	0	43,999	<0,001	3	2	1	1	8
2016 XII	26*	2,912	ns	0	18,986	<0,001	2	3,639	ns	0	23,984	<0,001	3	2	0	2	5
2017 I	31	5,954	ns	0	39,327	<0,001	4	4,157	ns	0	34,145	<0,001	4	2	0	2	8
összesen				5			18			0			19				42

b) relatív páratartalom (RH, %)																	
dátum	átlag				maximum			minimum			tart.			összesen			Dunn-teszt össz szign.
	n	H	p	szignifikáns kül. száma **	H	p	szignifikáns kül. száma **	H	p	szignifikáns kül. száma **	H	p	szignifikáns kül. száma **	p <0.001	p = 0.001-0.05	ns	
2016 IX	30	71,13	<0,001	5	61,752	<0,001	3	74,082	<0,001	5	55,312	<0,001	5	4	0	0	18
2016 X	31	69,951	<0,001	4	78,917	<0,001	4	62,32	<0,001	3	59,419	<0,001	3	4	0	0	14
2016 XI	30	56,056	<0,001	4	62,725	<0,001	4	60,055	<0,001	3	62,584	<0,001	3	4	0	0	14
2016 XII	26*	5,513	ns	0	22,807	<0,001	3	13,833	0,003	2	31,634	<0,001	3	2	1	1	8
2017 I	31	4,691	ns	0	16,708	<0,001	2	14,598	0,002	1	47,764	<0,001	4	2	1	1	7
összesen				13			16			14			18				61

* 5 napos adathiány az egyik adatgyűjtőnél

** a négy összehasonlított adatgyűjtő adatsorai között legfeljebb 6 szignifikáns különbség lehetséges

Függelék 3. táblázat: Átlagos hőmérsékleti értékek (napi átlag, napi max, napi min, napi tartomány) 30 cm és 5 cm magasságban, valamint a 2 m magasságban végzett standard méréseken a kiválasztott napokon a kitett és az árnyékos tetőn.

dátum	árnyékolt 30 cm				árnyékolt 5 cm				kitett 30 cm				kitett 5 cm				standard 2 m			
	átl.	max	min	tart.	átl.	max	min	tart.	átl.	max	min	tart.	átl.	max	min	tart.	átl.	max	min	tart.
2016.IX.07.	19,739	25,162	15,796	9,366	17,791	21,330	15,230	6,100	22,760	33,626	15,366	18,260	25,426	40,590	15,230	25,360	21,098	28,780	15,390	13,390
2016.IX.12.	20,076	26,965	14,912	12,053	18,696	22,860	15,230	7,630	24,822	38,004	15,247	22,757	29,594	47,430	16,380	31,050	21,926	30,430	14,430	16,000
2016.IX.21.	15,137	21,079	10,858	10,221	13,594	17,520	10,210	7,310	17,712	26,353	11,370	14,983	20,697	37,440	11,380	26,060	16,793	24,290	11,220	13,070
2016.X.07.	6,976	10,026	3,485	6,541	7,223	11,380	3,310	8,070	6,580	12,654	0,934	11,720	8,605	17,520	1,600	15,920	9,221	13,300	5,790	7,510
2016.X.12.	8,346	10,761	6,026	4,735	8,218	10,600	5,400	5,200	8,651	12,292	5,898	6,394	9,380	14,470	5,400	9,070	10,075	12,230	7,510	4,720
2016.X.21.	10,516	11,710	9,583	2,127	10,698	11,770	9,820	1,950	10,560	12,219	9,608	2,611	11,005	13,320	9,820	3,500	12,207	14,760	10,580	4,180
2016.XI.07.	6,519	9,780	3,406	6,374	0,538	6,220	-1,970	8,190	8,173	14,242	3,406	10,836	9,398	22,090	3,310	18,780	7,914	12,220	3,680	8,540
2016.XI.12.	1,303	3,116	-0,143	3,259	3,679	8,630	2,030	6,600	1,356	3,538	-0,704	4,242	1,019	4,990	-1,970	6,960	1,322	3,440	-1,090	4,530
2016.XI.21.	6,047	11,053	2,983	8,070	3,831	4,990	1,600	3,390	7,644	17,082	2,477	14,605	7,774	20,570	2,030	18,540	6,355	15,260	1,210	14,050
2016.XII.07.	-3,126	-1,413	-6,294	4,881	1,948	4,150	-0,160	4,310	-3,486	-0,930	-7,155	6,225	-2,686	2,890	-7,850	10,740	-3,475	-0,080	-6,640	6,560
2016.XII.12.	-3,506	-1,527	-5,079	3,552	-2,381	-1,970	-2,900	0,930	-2,597	3,142	-5,326	8,468	-2,390	8,630	-6,820	15,450	-2,898	0,580	-5,100	5,680
2016.XII.21.	-2,168	-1,470	-3,419	1,949	-1,592	-0,610	-2,440	1,830	-2,450	-1,356	-3,538	2,182	-1,288	0,290	-1,970	2,260	-2,411	-0,470	-3,690	3,220
2017.I.07.	-13,878	-11,722	-16,037	4,315	-13,752	-12,290	-15,360	3,070	-13,404	-10,546	-15,954	5,408	-11,103	-2,900	-14,730	11,830	-13,217	-10,680	-15,570	4,890
2017.I.12.	0,490	1,967	-2,712	4,679	-1,414	-0,160	-4,330	4,170	0,692	2,396	-2,596	4,992	-0,786	0,290	-3,370	3,660	0,548	2,230	-2,920	5,150
2017.I.21.	-6,899	-3,124	-10,092	6,968	-7,355	-5,310	-9,460	4,150	-6,315	1,913	-11,076	12,989	-4,548	1,600	-7,850	9,450	-4,223	2,690	-7,640	10,330

Függelék 4. táblázat: A referencia állomás (standard) és a négy adatgyűjtő állomás (kitett, árnyékolt, illetve 30 cm, 5 cm) óránkénti hőmérséklet méréseinek páros összehasonlítása a mintavételi időszak kiválasztott napjain (havonta három nap). A Wilcoxon-féle előjeles rang tesztek eredményének a szignifikancia erőssége szerinti megoszlása havonta (ld. függőleges oszlopokban), illetve összehasonlítási osztályonként szürke cellákban (ld. vízszintes sorokban) van összefoglalva.

Wilcoxon-féle előjeles rang teszt	standard vs. árnyékolt 30 cm		standard vs. árnyékolt 5 cm		standard vs. kitett 30 cm		standard vs. kitett 5 cm		Wilcoxon-féle előjeles rang teszt		
	Z	p	Z	p	Z	p	Z	p	p < 0.001	p = 0.001-0.05	ns
N=24 (órák)											
2016.IX.07.	3,314	<0.001	4,086	<0.001	3,114	0,002	3,514	<0.001			
2016.IX.12.	3,343	<0.001	3,343	<0.001	4,286	<0.001	4,286	<0.001	9	2	1
2016.IX.21.	4,286	<0.001	4,286	<0.001	0,314	ns	2,229	0,027			
2016.X.07.	4,286	<0.001	4,200	<0.001	3,371	<0.001	1,086	ns			
2016.X.12.	4,286	<0.001	4,286	<0.001	4,171	<0.001	1,986	0,049	10	1	1
2016.X.21.	4,286	<0.001	4,286	<0.001	4,286	<0.001	4,143	<0.001			
2016.XI.07.	4,143	<0.001	4,286	<0.001	0,943	ns	0,486	ns			
2016.XI.12.	0,486	ns	-3,771	<0.001	-0,229	ns	1,200	ns	4	1	7
2016.XI.21.	0,314	ns	1,400	ns	3,514	<0.001	2,771	0,006			
2016.XII.07.	2,743	0,006	4,286	<0.001	2,286	0,023	2,000	0,047			
2016.XII.12.	2,457	0,015	1,571	ns	0,114	ns	0,543	ns	4	4	4
2016.XII.21.	3,457	<0.001	3,971	<0.001	0,200	ns	4,086	<0.001			
2017.I.07.	4,286	<0.001	2,800	0,005	1,314	ns	2,657	0,008			
2017.I.12.	0,857	ns	4,286	<0.001	2,143	0,033	4,286	<0.001	7	3	2
2017.I.21.	4,286	<0.001	4,286	<0.001	3,543	<0.001	2,086	0,038			
p < 0.001		10		12		6		5			
p = 0.001-0.05		2		1		3		6			
ns		3		2		6		4			

Függelék 5. táblázat: A vizsgált lapostetők zuzmó- és moha fajlistája.

Mintavételi helyek	DE Élettudományi F-nilet	DE Botanikus Kert vízmű	DE IV. Növérszálló	DE régi vegyszerraktár	DE Agrár régi kazánház	DE Agrár új kazánház	Lehel utcai óvoda	Csökkentlátók Otthona	Idősek Háza nagy garázs	Idősek Háza kis garázs	frek.
Mintavételi helyek kódjai	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Zuzmók											
<i>Acarospora</i> sp.					1		1	1			3
<i>Aspicilia contorta</i> (Hoffm.) Körb.				1							1
<i>Caloplaca</i> cf. <i>citrina</i> (Hoffm.) Th. Fr.			1	1			1	1			4
<i>Caloplaca</i> cf. <i>pusilla</i> (A. Massal.) Zahlbr.							1	1			2
<i>Caloplaca decipiens</i> (Arnold) J. Steiner				1	1		1	1			4
<i>Caloplaca</i> sp.			1		1	1	1	1	1		6
<i>Candelariella aurella</i> (Hoffm.) Zahlbr.			1	1	1		1	1	1		6
<i>Cladonia coniocrea</i> (Flörke) Spreng.			1						1		2
<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr.	1		1					1	1		4
<i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.	1										1
<i>Cladonia humilis</i> (With.) J. R. Laundon	1										1
<i>Cladonia macilenta</i> Hoffm. / <i>C. floerkeana</i> (Fr.) Flörke									1		1
<i>Cladonia rangiformis</i> Hoffm.	1										1
<i>Cladonia rei</i> Schaer.	1	1	1	1	1		1	1	1		8
<i>Lecanora albescens</i> (Hoffm.) Branth & Rostr.			1								1
<i>Lecanora dispersa</i> (Pers.) Röhl.			1	1	1	1	1	1			6

<i>Lecanora muralis</i> (Schreb.) Rabenh.		1	1	1	1	1	1	1	1	1	7	
<i>Lecidea</i> sp.				1							1	
<i>Lecidella</i> sp.				1							1	
<i>Phaeophyscia nigricans</i> (Flörke) Moberg		1	1			1	1				4	
<i>Phaeophyscia orbicularis</i> (Neck.) Moberg		1	1	1			1				4	
<i>Physcia adscendens</i> H. Olivier						1		1			2	
<i>Physcia caesia</i> (Hoffm.) Hampe ex Fűrnr.		1					1	1			3	
<i>Placynthium</i> sp.				1							1	
<i>Porina chlorotricula</i> P.M. McCarthy	1										1	
<i>Porpidia crustulata</i> (Ach.) Hertel & Knoph	1										1	
<i>Rhizocarpon</i> sp.				1							1	
<i>Sarcogyne regularis</i> Körb.		1	1	1							3	
<i>Stereocaulon tomentosum</i> Fr.	1										1	
<i>Trapelia coarctata</i> (Turner ex Sm.) M. Choisy	1										1	
<i>Verrucaria muralis</i> Ach.				1							1	
<i>Verrucaria nigrescens</i> Pers.		1	1	1	1	1	1				6	
<i>Verrucaria</i> sp.							1				1	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i> (Ehrh. ex Ach.) Hale		1						1	1		3	
<i>Xanthoria elegans</i> (Link) Th. Fr.		1	1	1		1					4	
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Beltr.			1					1			2	
Zuzmó fajszám		9	1	13	14	17	6	14	17	8	0	99

Mintavételi helyek	DE Életudományi F-nyílter	DE Botanikus Kert vizmű	DE IV. Nővérszálló	DE régi vegyszerraktár	DE Agrár régi kazánház	DE Agrár új kazánház	Lehel utcai óvoda	Csökkentlátók Otthona	Idősek Háza nagy garázs	Idősek Háza kis garázs	frek.
Mintavételi helyek kódjai	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Mohák											
<i>Amblystegium serpens</i> c.spg. (Hedw.) Schimp.	1										1
<i>Atrichum undulatum</i> (Hedw.) P. Beauv.	1										1
<i>Brachythecium albicans</i> (Hedw.) Schimp.		1									1
<i>Brachythecium populeum</i> (Hedw.) Schimp.	1										1
<i>Brachythecium rutabulum</i> (Hedw.) Schimp.	1					1				1	3
<i>Brachythecium salebrosum</i> (Hoffm. ex F. Weber & D. Mohr) Schimp.	1	1									2
<i>Brachythecium velutinum</i> (Hedw.) Ignatov et Huttunen	1										1
<i>Bryum argenteum</i> Hedw.			1		1	1	1	1	1		6
<i>Bryum moravicum</i> Podp.	1										1
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.	1	1	1	1	1	1	1	1	1		9
<i>Ctenidium molluscum</i> (Hedw.) Mitt.	1										1
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.	1										1
<i>Grimmia pulvinata</i> (Hedw.) Sm.			1	1			1	1	1		5
<i>Hedwigia ciliata</i> (Hedw.) P. Beauv.		1	1				1	1			4

<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw.	1			1								2
<i>Orthotrichum diaphanum</i> Brid.								1				1
<i>Plagiomnium cuspidatum</i> (Hedw.) T. J. Kop.	1											1
<i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb.	1											1
<i>Polytrichum juniperinum</i> Hedw.	1											1
<i>Ptychostomum elegans</i> (Nees in Brid.) D. Bell & Holyoak	1											1
<i>Racomitrium canescens</i> (Hedw.) Brid.	1	1		1	1							4
<i>Rhynchostegium megapolitanum</i> (Blandow ex F. Weber & D. Mohr) Schimp.	1											1
<i>Schistidium crassipilum</i> H. H. Blom									1			1
<i>Syntrichia ruralis</i> (Hedw.) F. Weber & D. Mohr					1	1	1	1		1		5
<i>Tortula muralis</i> Hedw.								1				1
Moha fajszám	17	5	4	4	4	4	5	7	4	2		56
Zuzmó- és moha fajszám	26	6	17	18	21	10	19	24	12	2		155

Függelék 6. táblázat: Vámospércs és Martinka vegetációja 2020-ban. (VA –Vámospércs, MA – Martinka, K – Kontroll, B – Bekerített)

Borítás (öt-öt felvétel átlagos borításai alapján): **I:** 0-2,5 %, **II:** 2,5-10 %, **III:** 10-25%, **IV:** 25-50 %, **V:** 50 <

Fajnév	Kód	MA-K	MA-B	VA-K	VA-B
<i>Achillea millefolium</i>	ACHIMILL				
<i>Achillea setacea</i>	ACHISETA		I	I	
<i>Agrostis stolonifera</i>	AGROSTOL	I			
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	AMBRARTE		I		III
<i>Anthemis ruthenica</i>	ANTHRUTH	I		II	III
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	ANTHODOR				
<i>Apera spica-venti</i>	APERSPIC				I
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	ARENSERP				
<i>Asclepias syriaca</i>	ASCLSYRI			I	
<i>Bassia laniflora</i>	BASSLANI	I	I		I
<i>Bromus sp.</i>	BROMSPEC				
<i>Bromus tectorum</i>	BROMTECT				
<i>Carex hirta</i>	CAREHIRT		I	I	
<i>Carex stenophylla</i>	CARESTEN	II	I		
<i>Centaurea biebersteini</i>	CENTBIEB			II	I
<i>Cerastium semidecandrum</i>	CERASEMI	I	I	I	I
<i>Chondrilla juncea</i>	CHONJUNC	I	I		I
<i>Conyza canadensis</i>	CONYCANA	I	I	I	I
<i>Corynephorus canescens</i>	CORYCANE			II	II
<i>Crepis rhoeadifolia</i>	CREPRHOE		I	I	I
<i>Crepis tectorum</i>	CREPTECT		I	I	I
<i>Cynodon dactylon</i>	CYNODACT	II	II	II	III
<i>Digitaria ischaemum</i>	DIGIISHC	II		I	
<i>Digitaria sanguinalis</i>	DIGISANG	I		IV	I
<i>Equisetum ramossissimum</i>	EQUIRAMO	I		I	I
<i>Eragrostis poaoides</i>	ERAGPOAE	III		I	I
<i>Erophila verna</i>	EROPVERN	I			
<i>Eryngium campestre</i>	ERYNCAMP	I	I		
<i>Erysimum diffusum</i>	ERYSDIFF	I	I		
<i>Euphorbia cyparissias</i>	EUPHCYPA		I	I	I
<i>Festuca pseudovina</i>	FESTPSEU				

<i>Festuca vaginata</i>	FESTVAGI	IV	IV		I
<i>Filago arvensis</i>	FILAAARVE			I	
<i>Filago minima</i>	FILAMINI	I		I	I
<i>Hieracium pilosa</i>	HIERPILO				I
<i>Holosteum umbellatum</i>	HOLOUMBE				
<i>Hypochoeris radicata</i>	HYPORADI			I	I
<i>Jasione montana</i>	JASIMONT		I	I	I
<i>Luzula campestre</i>	LUZUCAMP				
<i>Minuartia viscosa</i>	MINUVISC	I	I		I
<i>Myosotis stricta</i>	MYOSSTRI		I	I	I
<i>Plantago arenaria</i>	PLANAREN				
<i>Plantago lanceolata</i>	PLANLANC				
<i>Poa angustifolia</i>	POA ANGU				III
<i>Poa bulbosa</i>	POA BULB	III	I	IV	I
<i>Polygonum arenarium</i>	POLYAREN	II	II	I	I
<i>Portulaca oleracea</i>	PORTOLER	I			
<i>Potentilla arenaria</i>	POTEAREN				
<i>Potentilla argentea</i>	POTEAREN	II	II		
<i>Rumex acetosella</i>	RUMEACES	I	III	IV	III
<i>Scleranthus annuus</i>	SCLEANNU	I	I	I	
<i>Setaria pumila</i>	SETAPUMI	I			I
<i>Silene otites</i>	SILEOTIT		I		
<i>Spergula pentandra</i>	SPERPENT		I	I	
<i>Thymus degenianus</i>	THYMDEGE	II	III		
<i>Tragopogon dubius</i>	TRAGDUBI				
<i>Trifolium campestre</i>	TRIFCAMP				
<i>Tunica prolifera</i>	TUNIPROL				
<i>Veronica verna</i>	VEROVERN	I	I	I	I
<i>Vicia hirsuta</i>	VICIHIRS				
<i>Vicia lathyroides</i>	VICILATH		I	I	

Függelék 7. táblázat: A *Corynephorus canescens* dominálta állományban előforduló fajok gyakorisága és átlagbiomasszája.

<i>Corynephorus canescens</i> dominancia									
Zuzmók	2013				2018				
	Frekvencia		Átlag biomassa (g/m ²)		Frekvencia		Átlag biomassa (g/m ²)		
	Legelt	Bekerített	Legelt	Bekerített	Legelés megszűnt	Bekerített	Legelés megszűnt	Bekerített	
<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr.	0	2	0,00	0,31	0	0	0,00	0,00	
<i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.	3	9	0,48	0,84	1	2	0,05	0,04	
<i>Cladonia magyarica</i> Vain.	9	2	1,65	0,02	13	3	30,32	2,68	
<i>Cladonia pyxidata</i> (L.) Hoffm.	0	1	0,00	0,01	0	0	0,00	0,00	
<i>Cladonia rangiformis</i> Hoffm.	19	34	3,62	40,31	28	38	9,57	154,49	
<i>Cladonia rei</i> Schaer.	1	15	0,04	1,38	11	5	1,11	0,26	
<i>Cladonia sp.</i>	1	3	0,02	0,10	0	0	0,00	0,00	
<i>Cladonia subrangiformis</i> L. Scriba ex Sandst.	0	3	0,00	0,40	0	0	0,00	0,00	
<i>Cladonia subulata</i> (L.) Weber ex F.H. Wigg.	0	0	0,00	0,00	1	0	0,02	0,00	
<i>Diploschistes muscorum</i> (Scop.) R. Sant.	1	1	0,03	0,07	0	0	0,00	0,00	
Összesen	34	70	5,83	43,42	54	48	41,07	157,47	
Mohák									
<i>Brachythecium albicans</i> (Hedw.) Schimp.	37	39	9,72	20,74	22	38	1,35	55,48	
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.	1	0	0,01	0,00	0	0	0,00	0,00	
<i>Polytrichum piliferum</i> Hedw.	3	1	0,06	0,11	4	2	4,14	0,07	
<i>Syntrichia ruralis</i> (Hedw.) F. Weber & D. Mohr	38	30	25,47	25,92	38	31	66,68	12,42	
Összesen	79	70	35,25	46,77	64	71	72,17	67,97	
Mindösszesen	113	140	41,08	90,19	94	125	113,24	225,44	

Függelék 8. táblázat: A *Festuca vaginata* dominálta állományban előforduló fajok gyakorisága és átlagbiomasszája.

<i>Festuca vaginata</i> dominancia								
Zuzmók	2013				2018			
	Frekvencia		Átlag biomassa (g/m ²)		Frekvencia		Átlag biomassa (g/m ²)	
	Legelt	Bekerített	Legelt	Bekerített	Legelt	Bekerített	Legelt	Bekerített
<i>Cladonia foliacea</i> (Huds.) Willd. (syn.: <i>C. comvoluta</i> (Lam.) Anders)	3	2	1,02	1,54	5	2	0,66	0,46
<i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.	2	0	0,29	0,00	0	0	0,00	0,00
<i>Cladonia rangiformis</i> Hoffm.	36	39	15,43	57,79	38	39	7,42	206,71
<i>Cladonia rei</i> Schaer.	0	15	0,00	0,57	2	20	0,02	0,76
<i>Cladonia subrangiformis</i> L. Scriba ex Sandst.	0	1	0,00	0,77	0	0	0,00	0,00
Összesen	41	57	16,45	61,57	45	61	207,93	207,93
Mohák								
<i>Brachythecium albicans</i> (Hedw.) Schimp.	33	23	3,81	6,62	2	26	0,02	3,71
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.	6	1	0,15	0,46	0	0	0,00	0,00
<i>Polytrichum piliferum</i> Hedw.	28	30	46,70	170,87	18	26	5,18	53,72
<i>Syntrichia ruralis</i> (Hedw.) F. Weber & D. Mohr	31	25	54,21	47,13	29	12	11,28	5,23
Összesen	98	79	104,87	225,08	49	64	16,48	62,66
Mindösszesen	139	136	121,32	286,65	94	125	24,58	270,59

Publikációk listája



**DEBRECENI
EGYETEM**

**DEBRECENI EGYETEM
EGYETEMI ÉS NEMZETI KÖNYVTÁR**

H-4002 Debrecen, Egyetem tér 1, Pf.: 400
Tel.: 52/410-443, e-mail: publikaciok@lib.unideb.hu

Nyilvántartási szám: DEENK/425/2023.PL
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Aszalósné Balogh Rebeka
Doktori Iskola: Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
MTMT azonosító: 10078528

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

Idegen nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (1)

1. **Aszalósné Balogh, R.**, Matus, G., Lőkös, L., Adorján, B., Freytag, C., Mészáros, I., Oláh, V., Szűcs, P., Erzberger, P., Farkas, E.: Cryptogamic communities on flatroofs in the city of Debrecen (East Hungary). *Biologia Futura*. 74 (1-2), 183-197, 2023. ISSN: 2676-8615.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s42977-023-00166-3>
IF: 2.1 (2022)

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (1)

2. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Budai, J., Lőkös, L., Matus, G.: Cryptogamic Biomass in Pannonic Acidic Sand Steppes Subject to Changing Land-Use. *Plants-Basel*. 12 (16), 1-25, 2023. ISSN: 2223-7747.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/plants12162972>
IF: 4.5 (2022)

Magyar nyelvű absztrakt kiadványok (8)

3. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Budai, J., Lőkös, L., Matus, G.: Kelet-magyarországi szárazgyepek zuzmó és moha közösségeinek összetétele és biomasszája legeléskizárást követően = Composition and biomass of lichen and bryophyte communities after exclusion of grazing from dry grasslands in Eastern-Hungary.
In: 23. Kolozsvári Biológus Napok : Kivonatfüzet = Zilele Biologice din Cluj, ed. 23-a : Volum de abstracte = 23rd Biology Days : Abstracts. Eds.: Fenesi Annamária, Pap Péter László, Babeş-Bolyai Tudományegyetem, Magyar Biológiai és Ökológiai Intézet (MBOI), Apáthy István Egyesület, Kolozsvár, 67, BŐSZ (KMDSZ BiológiaÖkológia Szakosztály) Kolozsvári Akadémiai Bizottság (KAB) 2023.
4. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Lőkös, L., Adorján, B., Freytag, C., Mészáros, I., Oláh, V., Szűcs, P., Erzberger, P., Matus, G.: Zuzmó és moha közösségek kutatása debreceni lapostetőkön.
In: XXVI. Tavasz Szél Konferencia 2023 : Absztrakt kötet. Szerk.: Hajdú Péter, Doktoranduszok Országos Szövetsége, Budapest, 461-462, 2023. ISBN: 9786156457233



5. **Aszalósné Balogh, R.**: Kriptogám biomassza tíz éves változásai legelt és bekerített szárazgyepekben.
In: XXIII. Tavasz Szél Konferencia 2020: Nemzetközi Multidiszciplináris Konferencia. Absztrakt kötet I.. Szerk.: Barna Boglárka Johanna, Kovács Petra, Molnár Dóra, Pató Viktória Lilla, Doktoranduszok Országos Szövetsége, Budapest, 123-124, 2020. ISBN: 9786155586705
6. Matus, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Saraiva, L., Novák, T., Budai, J., Antal, K., Varga, K., Farkas, C., Lőkös, L.: Védett talajlakó zuzmók: az igazságügyi döntéshozatal elhanyagolt elemei.
In: XII. MTBK Műhelytalálkozó : Igazságügyi és természetvédelem : Program és összefoglalók, [S.n.], Kecskemét, 23-23, 2019.
7. Matus, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Varga, K., Farkas, C., Novák, T., Budai, J., Antal, K., Lőkös, L.: Védett, talajlakó Xanthoparmelia fajok (Parmeliaceae, Ascomycota) ökológiai és talajtani preferenciája nyírségi homoki gyepekben.
In: XII. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében : Nemzetközi konferencia : Program és összefoglalók = 12th International Conference : Advances in research on the flora and vegetation of the Carpatho-Pannonian region : Programme and Abstracts /ed. by Molnár V .Attila, Sonkoly Judit, Takács Attila, Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen, 80, 2018. ISBN: 9789634739265
8. Matus, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Varga, K., Farkas, C., Novák, T., Budai, J., Antal, K., Lőkös, L.: Talajlakó védett zuzmók mészkőrűlő homoki gyepekben: nyírségi esettanulmány.
In: XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia : "Sikerek és tanulságok a természetvédelemben": Absztraktkötet. Szerk.: Mizsei Edvárd, Szepesváry Csaba, Magyar Biológiai Társaság, MTA Ökológiai Kutatóközpont, [Vácrátót], 106, 2017.
9. **Aszalósné Balogh, R.**, Béregi, B., Lucas, S. M., Novák, T., Lőkös, L., Varga, N., Papp, B., Matus, G.: Mészkőrűlő nyílt homoki gyepek kriptogám közössége legelt és bekerített állományban.
In: XI. Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében : nemzetközi konferencia = "Advances in research on the flora and vegetation of the Carpatho-Pannonian region", Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 122-124, 2016. ISBN: 9789639877252
10. **Aszalósné Balogh, R.**, Béregi, B., Martins, L. S., Novák, T., Lőkös, L., Papp, B., Varga, N., Matus, G.: Moha-zuzmó-mikrogomba közösség összetétele és biomasszája legelt és kizárt mészkőrűlő nyílt homoki gyepekben = Moss, lichen, microfungus community in grazed and fenced stand of an open acidic sandy grassland : composition and biomass.
In: III. Aktuális eredmények a kriptogám növények kutatásában. Szerk.: Szűcs Péter, Pézenesné Kónya Erika, Eszterházy Károly Főiskola (EKF), Eger, 12-12, 2015.





Idégen nyelvű absztrakt kiadványok (6)

11. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Lőkös, L., Matus, G.: Cryptogams in dynamics of sandy grasslands: specific response to grazing enclosure.
In: 58th Croatian & 18th International Symposium on Agriculture : Book of Abstracts. Ed.: Klauđija Carović, Stanko Ivan Širić, University of Zagreb Faculty of Agriculture, Zagreb, 83, 2023, (ISSN 2459-5551)
12. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Budai, J., Lőkös, L., Matus, G.: Studying dynamics of cryptogamic communities in acidic Pannonian dry grasslands caused by management change.
Acta biol. plant. Agriensis. 11 (2), 24, 2023. ISSN: 2061-6716.
DOI: <http://dx.doi.org/10.21406/abpa.2023.11.2.24>
13. Matus, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Lőkös, L., Farkas, E.: New lichen records from East Hungary.
Acta biol. plant. Agriensis. 9 (1), 79, 2021. ISSN: 2061-6716.
DOI: <http://dx.doi.org/10.21406/abpa.2021.9.1.79>
14. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Lőkös, L., Papp, B., Budai, J., Antal, K., Novák, T., Matus, G.: Mosses and lichens in dynamics of acidic sandy grasslands: Specific response to grazing enclosure.
Acta biol. plant. Agriensis. 5 (1), 30-30, 2017. ISSN: 2061-6716.
DOI: <http://dx.doi.org/10.21406/abpa.2017.5.1.30>
15. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Lőkös, L., Papp, B., Novák, T., Matus, G.: Post-exclosure community dynamics in acidic sandy grasslands: cryptogams, phanerogams and soil seed bank.
In: 1st International Conference of Community Ecology : Book of Abstracts, Budapest: Akadémiai Kiadó, Budapest, 41-42, 2017. ISBN: 9789634541707
16. **Aszalósné Balogh, R.**, Béregi, B., Martins, L. S., Novák, T., Lőkös, L., Varga, N., Papp, B., Matus, G.: Composition and biomass of a cryptogamic community in grazed and fenced dry acidic grassland.
In: Information, programs and abstracts : 2nd Young lichenologists' workshop in Hungary. Ed.: by Edit Farkas, Nóra Varga, Institute of Ecology and Botany, MTA Centre for Ecological Research, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, 6, 2015.





További közlemények

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (1)

17. Matus, G., Aszalós, R., Dorotovič, C., Hanyicska, M., Hűvös-Récsi, A., Musicz, L., Miglécz, T., Papp, M., Schmotzer, A., Török, P., Valkó, O., Vojtkó, A., Hartmann, J., Takács, A., **Aszalósné Balogh, R.**: Kiegészítések a magyar flóra ismeretéhez.
Bot. Közl. 106 (1), 71-112, 2019. ISSN: 0006-8144.
DOI: <http://dx.doi.org/10.17716/BotKozlem.2019.106.1.71>

Idegen nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (5)

18. Farkas, E., **Aszalósné Balogh, R.**, Bauer, N., Lőkös, L., Matus, G., Molnár, C., Papp, B., Pifkó, D., Varga, N.: Taxonomical and chorological notes 16 (164-177).
Studia Bot. Hung. 53 (1), 249-266, 2022. ISSN: 0301-7001.
DOI: <http://dx.doi.org/10.17110/StudBot.2022.53.2.249>
19. Matus, G., Hricovinyi, D., Barabás, A., **Aszalósné Balogh, R.**, Varga, K., Lőkös, L.: Preliminary Results of the Inventory at Lichen Herbarium of the University of Debrecen = Előzetes eredmények a Debreceni Egyetem zuzmóherbáriumának feldolgozásában.
Acta biol. plant. Agriensis. 9 (1), 63, 2021. ISSN: 2061-6716.
DOI: <http://dx.doi.org/10.21406/abpa.2021.9.1.63>
20. **Aszalósné Balogh, R.**, Buczkó, K., Erzberger, P., Freytag, C., Homm, T., Lőkös, L., Matus, G., Nagy, Z., Papp, B., Farkas, E.: Taxonomical and chorological notes 15 (153-163).
Studia Bot. Hung. 52 (2), 165-184, 2021. ISSN: 0301-7001.
DOI: <http://dx.doi.org/10.17110/StudBot.2021.52.2.165>
21. Papp, B., Erzberger, P., Lőkös, L., Szurdoki, E., Németh, C., Buczkó, K., Höhn, M., **Aszalósné Balogh, R.**, Baráth, K., Matus, G., Pifkó, D., Farkas, E.: Taxonomical and chorological notes 12 (126-136).
Studia Bot Hung. 51 (1), 77-98, 2020. ISSN: 0301-7001.
DOI: <http://dx.doi.org/10.17110/StudBot.2020.51.1.77>
22. Schmidt, D., Csiky, J., Matus, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Szurdoki, E., Höhn, M., Ábrán, P., Buczkó, K., Lőkös, L.: Taxonomical and chorological notes 6 (71-74).
Studia bot. hung. 49 (1), 121-130, 2018. ISSN: 0301-7001.
DOI: <http://dx.doi.org/10.17110/StudBot.2018.49.1.121>

Egyéb folyóiratközlemények (1)

23. **Aszalósné Balogh, R.**, Matus, G.: *Yucca filamentosa* L. a Dél-Nyírségben.
Kitaibelia. 22 (2), 405-407, 2017. ISSN: 1219-9672.
DOI: <https://doi.org/10.17542/kit.22.404>



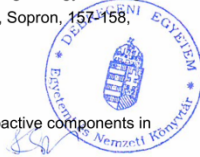


Magyar nyelvű absztrakt kiadványok (5)

24. **Aszalósné Balogh, R.**, Mező, S., Matus, G.: Florisztikai adatok a hajdúsámsoni Vénkert és Nagykert (Dél-Nyírség) területéről, valamint a Yucca filamentosa L. jelentős előfordulása.
In: XII. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében : Program és összefoglalók = 12th International Conference Advances in research on the flora and vegetation of the Carpatho-Pannonian region : Programme and Abstracts. Szerk.: Molnár V. Attila, Sonkoly Judit, Takács Attila, Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen, 52-52, 2018. ISBN: 9789634739265
25. Varga, Z., Béregi, B., **Aszalósné Balogh, R.**, Matus, G.: Nyílt homoki gyepek ismételt magkészlet elemzése legelt és bekerített állományokban Repeated seed bank analysis in grazed and fenced stands of open sandy grasslands.
In: XI. Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében : nemzetközi konferencia = "Advances in research on the flora and vegetation of the Carpatho-Pannonian region", Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 229-230, 2016. ISBN: 9789639877252
26. Matus, G., Kovács, Z., Kovásznai-Oláh, R., Béregi, B., **Aszalósné Balogh, R.**, Hanyicska, M., Jámbor, I., Novák, T., Antal, K., Budai, J., Papp, M.: Juh endozoochoria szerepe kis nyírségi védett terület Corynephorum-ában.
Bot. közl. 102 (2), 163-163, 2015. ISSN: 0006-8144.
27. Matus, G., Kovács, Z., Kovásznai-Oláh, R., Béregi, B., **Aszalósné Balogh, R.**, Hanyicska, M., Jámbor, I.: Juh endozoochoria természetvédelmi szerepe nyírségi védett területen.
In: IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia : "Tudományoktól a döntéshozatalig" : absztrakt-kötet. Szerk.: Lengyel Szabolcs, Magyar Biológiai Társaság : MTA Ökológiai Kutatóközpont ; Szeged : Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Budapest, 84-85, 2014.
28. Hanyicska, M., Matus, G., Antal, K., Lőkös, L., Budai, J., **Aszalósné Balogh, R.**, Béregi, B., Kovács, Z., Kovásznai-Oláh, R., Papp, M.: Legelészikizárás hatása kelet-magyarországi szárazgyepekben = Impact of the extrusion of grazing at the dry-grassland on Eastern-Hungary.
In: X. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében : nemzetközi konferencia = Recent Flora- and Vegetation Research in the Carpathian Basin X. : International Conference. Szerk.: Schmidt Dávid, Kovács Miklós, Bartha Dénes, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytani és Természetvédelmi Intézet, Sopron, 157-158, 2014. ISBN: 9789633341537

Idegen nyelvű absztrakt kiadványok (3)

29. Csatári, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Vajkai, B., Kovács, S.: Analysis of bioactive components in the pressed fiber of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.).
In: Sustainable and Innovative Solutions in Agriculture and Food Industry (SISAF'23) One Health approach. Szerk.: Veres Szilvia, Kocsisné Papp Mariett, Stündl László, Debrecen, 36, 2023. ISBN: 9789634905356





30. Nagy, V., Csatári, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Burzán, J., Kovács, S., Máthé, E., Diósi, G.:
Comparison of the Klason lignin content of different beer industry by-products.
In: Sustainable and Innovative Solutions in Agriculture and Food Industry (SISAF'23) One
Health approach. Szerk.: Veres Szilvia, Kocsisné Papp Mariett, Stündl László, Debrecen, 54,
2023. ISBN: 9789634905356
31. Matus, G., **Aszalósné Balogh, R.**: Sheep endozoochory in a small protected area: benefit or
harm to a vulnerable community?
In: 1st International Conference of Community Ecology : Book of Abstracts, Akadémiai Kiadó,
Budapest, 121-122, 2017. ISBN: 9789634541707

Ismeretterjesztő, népszerűsítő cikkek (1)

32. **Aszalósné Balogh, R.**, Matus, G.: Alpesi korall, avagy botanikai rejtély az egyetemen.
Egy. élet. 58 (10), 24, 2020. ISSN: 0230-7731.

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora: 6,6

**A közlő folyóiratok összesített impakt faktora (az értekezés alapjául szolgáló közleményekre):
6,6**

A DEENK a Jelölt által az iDEa Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudománytermi
ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján
elvégezte.

Debrecen, 2023.09.14.





Registry number: DEENK/425/2023.PL
Subject: PhD Publication List

Candidate: Rebeka Aszalósné Balogh
Doctoral School: Pál Juhász-Nagy Doctoral School of Biology and Environmental Sciences
MTMT ID: 10078528

List of publications related to the dissertation

Foreign language scientific articles in Hungarian journals (1)

1. **Aszalósné Balogh, R.**, Matus, G., Lőkös, L., Adorján, B., Freytag, C., Mészáros, I., Oláh, V., Szűcs, P., Erzberger, P., Farkas, E.: Cryptogamic communities on flatroofs in the city of Debrecen (East Hungary).
Biologia Futura. 74 (1-2), 183-197, 2023. ISSN: 2676-8615.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s42977-023-00166-3>
IF: 2.1 (2022)

Foreign language scientific articles in international journals (1)

2. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Budai, J., Lőkös, L., Matus, G.: Cryptogamic Biomass in Pannonic Acidic Sand Steppes Subject to Changing Land-Use.
Plants-Basel. 12 (16), 1-25, 2023. ISSN: 2223-7747.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/plants12162972>
IF: 4.5 (2022)

Hungarian abstracts (8)

3. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Budai, J., Lőkös, L., Matus, G.: Kelet-magyarországi szárazgyepek zuzmó és moha közösségeinek összetétele és biomasszája legelészikárásat követően =: Composition and biomass of lichen and bryophyte communities after exclusion of grazing from dry grasslands in Eastern-Hungary.
In: 23. Kolozsvári Biológus Napok : Kivonatfüzet = Zilele Biologice din Cluj, ed. 23-a : Volum de abstracte = 23rd Biology Days : Abstracts. Eds.: Fenesi Annamária, Pap Péter László, Babeş-Bolyai Tudományegyetem, Magyar Biológiai és Ökológiai Intézet (MBOI), Ápáthy István Egyesület, Kolozsvár, 67, BÖSZ (KMDSZ BiológiaÖkológia Szakosztály) Kolozsvári Akadémiai Bizottság (KAB) 2023.
4. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Lőkös, L., Adorján, B., Freytag, C., Mészáros, I., Oláh, V., Szűcs, P., Erzberger, P., Matus, G.: Zuzmó és moha közösségek kutatása debreceni lapostetőkön.
In: XXVI. Tavasz Szél Konferencia 2023 : Absztrakt kötet. Szerk.: Hajdú Péter, Doktoranduszok Országos Szövetsége, Budapest, 461-462, 2023. ISBN: 9786156457233



5. **Aszalósné Balogh, R.**: Kriptogám biomassa tíz éves változásai legelt és bekerített szárazgyepekben.
In: XXIII. Tavasz Szél Konferencia 2020: Nemzetközi Multidiszciplináris Konferencia. Absztrakt kötet I.. Szerk.: Barna Boglárka Johanna, Kovács Petra, Molnár Dóra, Pató Viktória Lilla, Doktoranduszok Országos Szövetsége, Budapest, 123-124, 2020. ISBN: 9786155586705
6. Matus, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Saraiva, L., Novák, T., Budai, J., Antal, K., Varga, K., Farkas, C., Lőkös, L.: Védett talajlakó zuzmók: az igazságügyi döntéshozatal elhanyagolt elemei.
In: XII. MTBK Műhelytalálkozó : Igazságügyi és természetvédelem : Program és összefoglalók, [S.n.], Kecskemét, 23-23, 2019.
7. Matus, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Varga, K., Farkas, C., Novák, T., Budai, J., Antal, K., Lőkös, L.: Védett, talajlakó Xanthoparmelia fajok (Parmeliaceae, Ascomycota) cönológiai és talajtani preferenciája nyírségi homoki gyepekben.
In: XII. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében : Nemzetközi konferencia : Program és összefoglalók = 12th International Conference : Advances in research on the flora and vegetation of the Carpatho-Pannonian region : Programme and Abstracts /ed. by Molnár V. Attila, Sonkoly Judit, Takács Attila, Debreceni Egyetem TTK Növényteni Tanszék, Debrecen, 80, 2018. ISBN: 9789634739265
8. Matus, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Varga, K., Farkas, C., Novák, T., Budai, J., Antal, K., Lőkös, L.: Talajlakó védett zuzmók mészkérülő homoki gyepekben: nyírségi esettanulmány.
In: XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia : "Sikerek és tanulságok a természetvédelemben": Absztraktkötet. Szerk.: Mizsei Edvárd, Szepesváry Csaba, Magyar Biológiai Társaság, MTA Ökológiai Kutatóközpont, [Vácrátót], 106, 2017.
9. **Aszalósné Balogh, R.**, Béregi, B., Lucas, S. M., Novák, T., Lőkös, L., Varga, N., Papp, B., Matus, G.: Mészkérülő nyílt homoki gyepek kriptogám közössége legelt és bekerített állományban.
In: XI. Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében : nemzetközi konferencia = "Advances in research on the flora and vegetation of the Carpatho-Pannonian region", Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 122-124, 2016. ISBN: 9789639877252
10. **Aszalósné Balogh, R.**, Béregi, B., Martins, L. S., Novák, T., Lőkös, L., Papp, B., Varga, N., Matus, G.: Moha-zuzmó-mikrogomba közösség összetétele és biomasszája legelt és kizárt mészkérülő nyílt homoki gyepekben = Moss, lichen, microfungus community in grazed and fenced stand of an open acidic sandy grassland : composition and biomass.
In: III. Aktuális eredmények a kriptogám növények kutatásában. Szerk.: Szűcs Péter, Pézenesné Kónya Erika, Eszterházy Károly Főiskola (EKF), Eger, 12-12, 2015.





Foreign language abstracts (6)

11. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Lőkös, L., Matus, G.: Cryptogams in dynamics of sandy grasslands: specific response to grazing enclosure.
In: 58th Croatian & 18th International Symposium on Agriculture : Book of Abstracts. Ed.: Klauđija Carović, Stanko Ivan Širić, University of Zagreb Faculty of Agriculture, Zagreb, 83, 2023, (ISSN 2459-5551)
12. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Budai, J., Lőkös, L., Matus, G.: Studying dynamics of cryptogamic communities in acidic Pannonian dry grasslands caused by management change.
Acta biol. plant. Agriensis. 11 (2), 24, 2023. ISSN: 2061-6716.
DOI: <http://dx.doi.org/10.21406/abpa.2023.11.2.24>
13. Matus, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Lőkös, L., Farkas, E.: New lichen records from East Hungary.
Acta biol. plant. Agriensis. 9 (1), 79, 2021. ISSN: 2061-6716.
DOI: <http://dx.doi.org/10.21406/abpa.2021.9.1.79>
14. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Lőkös, L., Papp, B., Budai, J., Antal, K., Novák, T., Matus, G.: Mosses and lichens in dynamics of acidic sandy grasslands: Specific response to grazing enclosure.
Acta biol. plant. Agriensis. 5 (1), 30-30, 2017. ISSN: 2061-6716.
DOI: <http://dx.doi.org/10.21406/abpa.2017.5.1.30>
15. **Aszalósné Balogh, R.**, Farkas, E., Lőkös, L., Papp, B., Novák, T., Matus, G.: Post-enclosure community dynamics in acidic sandy grasslands: cryptogams, phanerogams and soil seed bank.
In: 1st International Conference of Community Ecology : Book of Abstracts, Budapest: Akadémiai Kiadó, Budapest, 41-42, 2017. ISBN: 9789634541707
16. **Aszalósné Balogh, R.**, Béregi, B., Martins, L. S., Novák, T., Lőkös, L., Varga, N., Papp, B., Matus, G.: Composition and biomass of a cryptogamic community in grazed and fenced dry acidic grassland.
In: Information, programs and abstracts : 2nd Young lichenologists' workshop in Hungary. Ed.: by Edit Farkas, Nóra Varga, Institute of Ecology and Botany, MTA Centre for Ecological Research, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, 6, 2015.





List of other publications

Hungarian scientific articles in Hungarian journals (1)

17. Matus, G., Aszalós, R., Dorotovič, C., Hanyicska, M., Hűvös-Récsi, A., Musicz, L., Miglécz, T., Papp, M., Schmotzer, A., Török, P., Valkó, O., Vojtkó, A., Hartmann, J., Takács, A., **Aszalósné Balogh, R.**: Kiegészítések a magyar flóra ismeretéhez.
Bot. Közl. 106 (1), 71-112, 2019. ISSN: 0006-8144.
DOI: <http://dx.doi.org/10.17716/BotKozlem.2019.106.1.71>

Foreign language scientific articles in Hungarian journals (5)

18. Farkas, E., **Aszalósné Balogh, R.**, Bauer, N., Lőkös, L., Matus, G., Molnár, C., Papp, B., Pifkó, D., Varga, N.: Taxonomical and chorological notes 16 (164-177).
Studia Bot. Hung. 53 (1), 249-266, 2022. ISSN: 0301-7001.
DOI: <http://dx.doi.org/10.17110/StudBot.2022.53.2.249>
19. Matus, G., Hricsovinyi, D., Barabás, A., **Aszalósné Balogh, R.**, Varga, K., Lőkös, L.: Preliminary Results of the Inventory at Lichen Herbarium of the University of Debrecen = Előzetes eredmények a Debreceni Egyetem zuzmóherbáriumának feldolgozásában.
Acta biol. plant. Agriensis. 9 (1), 63, 2021. ISSN: 2061-6716.
DOI: <http://dx.doi.org/10.21406/abpa.2021.9.1.63>
20. **Aszalósné Balogh, R.**, Buczkó, K., Erzberger, P., Freytag, C., Homm, T., Lőkös, L., Matus, G., Nagy, Z., Papp, B., Farkas, E.: Taxonomical and chorological notes 15 (153-163).
Studia Bot. Hung. 52 (2), 165-184, 2021. ISSN: 0301-7001.
DOI: <http://dx.doi.org/10.17110/StudBot.2021.52.2.165>
21. Papp, B., Erzberger, P., Lőkös, L., Szurdoki, E., Németh, C., Buczkó, K., Höhn, M., **Aszalósné Balogh, R.**, Baráth, K., Matus, G., Pifkó, D., Farkas, E.: Taxonomical and chorological notes 12 (126-136).
Studia Bot Hung. 51 (1), 77-98, 2020. ISSN: 0301-7001.
DOI: <http://dx.doi.org/10.17110/StudBot.2020.51.1.77>
22. Schmidt, D., Csiky, J., Matus, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Szurdoki, E., Höhn, M., Ábrán, P., Buczkó, K., Lőkös, L.: Taxonomical and chorological notes 6 (71-74).
Studia bot. hung. 49 (1), 121-130, 2018. ISSN: 0301-7001.
DOI: <http://dx.doi.org/10.17110/StudBot.2018.49.1.121>

Other journal articles (1)

23. **Aszalósné Balogh, R.**, Matus, G.: *Yucca filamentosa* L. a Dél-Nyírségben.
Kitaibelia. 22 (2), 405-407, 2017. ISSN: 1219-9672.
DOI: <https://doi.org/10.17542/kit.22.404>





Hungarian abstracts (5)

24. **Aszalósné Balogh, R.**, Mező, S., Matus, G.: Florisztikai adatok a hajdúsámszoni Vénkert és Nagykert (Dél-Nyírség) területéről, valamint a *Yucca filamentosa* L. jelentős előfordulása.
In: XII. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében : Program és összefoglalók = 12th International Conference Advances in research on the flora and vegetation of the Carpatho-Pannonian region : Programme and Abstracts. Szerk.: Molnár V. Attila, Sonkoly Judit, Takács Attila, Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen, 52-52, 2018. ISBN: 9789634739265
25. Varga, Z., Béregi, B., **Aszalósné Balogh, R.**, Matus, G.: Nyílt homoki gyepek ismételt magkészlet elemzése legelt és bekerített állományokban Repeated seed bank analysis in grazed and fenced stands of open sandy grasslands.
In: XI. Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében : nemzetközi konferencia = "Advances in research on the flora and vegetation of the Carpatho-Pannonian region", Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 229-230, 2016. ISBN: 9789639877252
26. Matus, G., Kovács, Z., Kovásznai-Oláh, R., Béregi, B., **Aszalósné Balogh, R.**, Hanyicska, M., Jámbor, I., Novák, T., Antal, K., Budai, J., Papp, M.: Juh endozoochoria szerepe kis nyírségi védett terület *Corynephorum*-ában.
Bot. közl. 102 (2), 163-163, 2015. ISSN: 0006-8144.
27. Matus, G., Kovács, Z., Kovásznai-Oláh, R., Béregi, B., **Aszalósné Balogh, R.**, Hanyicska, M., Jámbor, I.: Juh endozoochoria természetvédelmi szerepe nyírségi védett területen.
In: IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia : "Tudományoktól a döntéshozatalig" : absztrakt-kötet. Szerk.: Lengyel Szabolcs, Magyar Biológiai Társaság : MTA Ökológiai Kutatóközpont ; Szeged : Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Budapest, 84-85, 2014.
28. Hanyicska, M., Matus, G., Antal, K., Lőkös, L., Budai, J., **Aszalósné Balogh, R.**, Béregi, B., Kovács, Z., Kovásznai-Oláh, R., Papp, M.: Legelészikizárás hatása kelet-magyarországi szárazgyepekben = Impact of the exclusion of grazing at the dry-grassland on Eastern-Hungary.
In: X. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében : nemzetközi konferencia = Recent Flora- and Vegetation Research in the Carpathian Basin X. : International Conference. Szerk.: Schmidt Dávid, Kovács Miklós, Bartha Dénes, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytani és Természetvédelmi Intézet, Sopron, 157-158, 2014. ISBN: 9789633341537

Foreign language abstracts (3)

29. Csatári, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Vajkai, B., Kovács, S.: Analysis of bioactive components in the pressed fiber of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.).
In: Sustainable and Innovative Solutions in Agriculture and Food Industry (SISAF'23) One Health approach. Szerk.: Veres Szilvia, Kocsisné Papp Mariett, Stündl László, Debrecen, 36, 2023. ISBN: 9789634905356





30. Nagy, V., Csatári, G., **Aszalósné Balogh, R.**, Burzán, J., Kovács, S., Máthé, E., Diósi, G.:
Comparison of the Klason lignin content of different beer industry by-products.
In: Sustainable and Innovative Solutions in Agriculture and Food Industry (SISAF'23) One
Health approach. Szerk.: Veres Szilvia, Kocsisné Papp Mariett, Stündl László, Debrecen, 54,
2023. ISBN: 9789634905356
31. Matus, G., **Aszalósné Balogh, R.**: Sheep endozoochory in a small protected area: benefit or
harm to a vulnerable community?
In: 1st International Conference of Community Ecology : Book of Abstracts, Akadémiai Kiadó,
Budapest, 121-122, 2017. ISBN: 9789634541707

Informational/educational articles (1)

32. **Aszalósné Balogh, R.**, Matus, G.: Alpesi korall, avagy botanikai rejtély az egyetemen.
Egy. élet. 58 (10), 24, 2020. ISSN: 0230-7731.

Total IF of journals (all publications): 6,6

Total IF of journals (publications related to the dissertation): 6,6

The Candidate's publication data submitted to the iDEa Tudóstér have been validated by DEENK on
the basis of the Journal Citation Report (Impact Factor) database.

14 September, 2023

