



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Homoki erdőssztyepp határzónáinak funkcionális szerveződése
a mikroklimatikus mintázatok és a domborzat alapján

Doktori (PhD) értekezés

DOI: 10.54598/001920

Süle Gabriella Erzsébet

Gödöllő

2022

A doktori iskola


megnevezése: Biológiatudományi Doktori Iskola

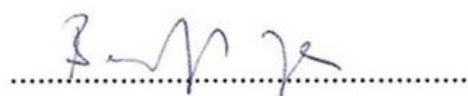
tudományága: Biológiatudomány

vezetője: Dr. Nagy Zoltán
Tanszékvezető egyetemi tanár, DSc
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,
Növénytermesztési-tudományok Intézet
Növényélettan és Növényökológia Tanszék

Témavezető: Dr. Körmöczy László
Egyetemi docens, PhD, Habil.
Szegedi Tudományegyetem,
Természettudományi és Informatikai Kar,
Ökológiai Tanszék

Társtémavezető: Dr. Balogh János
Egyetemi docens, PhD, Habil.
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,
Növénytermesztési-tudományok Intézet,
Növényélettan és Növényökológia Tanszék


.....
Az iskolavezető jóváhagyása


.....
A témavezető jóváhagyása

Tartalom

JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE.....	4
1. BEVEZETÉS.....	6
2. CÉLKITŰZÉSEK.....	8
3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	9
3.1. A globális klímaváltozás és hatásai Magyarországon.....	9
3.2. Az átmeneti zónák, mint sérülékeny élőhelyek és a szegélyhatás.....	10
3.3. Erdőssztyepp vegetáció: magyarországi homoki erdőssztyepp élőhely.....	12
3.4. A mikroklíma és a tartamgörbe vizsgálati módszer ökológiai alkalmazása.....	16
3.4.1. A mikroklímamérés története.....	16
3.4.2. Mikroklímakomponensek és az azokat befolyásoló tényezők.....	17
3.4.3. A tartamgörbe vizsgálati módszer ökológiai alkalmazása.....	21
3.5. Funkcionális változók és a rájuk ható környezeti paraméterek.....	22
3.5.1. Szénforgalom és a talajlégzés.....	22
3.5.2. A talajlégzés kapcsolata a talajnedvességgel és talajhőmérséklettel.....	24
3.5.3. A talajlégzés kapcsolata a széntartalommal és a vegetációszerkezettel.....	25
3.5.4. Domborzati attribútumok, mint befolyásoló háttértényezők.....	27
4. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	29
4.1. Mintavételi területek és időszakok.....	29
4.2. A vizsgálati elrendezések és a mérési időszakok.....	30
4.2.1. Facsoportok kiválasztása.....	30
4.2.2. Mérési kampányok.....	31
4.2.3. Mintavételi elrendezések.....	31
4.3. Mikroklíma mérése.....	32
4.4. Talajparaméterek, funkcionális változók és GPS mérések.....	33
4.5. Cönológia.....	35
4.6. Meteorológiai változók.....	35
4.7. Számítások.....	36
4.7.1. Telítési hiány számítása.....	36

4.7.2. Tartamgörbe vizsgálati módszer	36
4.7.3. Digitális domborzatmodell (DEM) készítése és domborzati attribútumok számítása....	37
4.8. Adatfeldolgozás és statisztikai értékelés.....	38
5. EREDMÉNYEK ÉS AZOK MEGBESZÉLÉSE	40
5.1. Meteorológiai változók (Országos Meteorológiai Szolgálat, Fülöpháza Meteorológiai Állomás).....	40
5.2. A vizsgált változók és a vegetációszerkezet közötti összefüggések	41
5.3. A talajlégzés komponenseinek aránya	46
5.4. A vizsgált változók, a talaj szervesanyag-tartalma és a domborzati attribútumok közötti összefüggések.....	48
5.4.1. A talaj szervesanyag-tartalma és a facsoportok természetvédelmi jelentősége	48
5.4.2. A domborzati attribútumok hatása	49
5.4.3. Kovariancia a domborzati attribútumok és a facsoport árnyékoló hatása között.....	51
5.5. A telítési hiány és a vegetációszerkezet közötti összefüggések	52
5.6. Tartamgörbék összehasonlítása.....	54
5.7. VPD túllépési arányok	55
5.7.1. 2018-as év mérési kampányainak túllépési arányai szelvénymenti elemzésben	55
5.7.2. 2018-as év mérési kampányainak szegély és szelvényvégi mintavételi pontjainak túllépési arányai.....	58
5.7.3. 2018-as év mérési kampányainak túllépési arányai térbeli elemzésben	59
5.8. A mikroklimatikus viszonyok és a gyepszíni vegetáció kapcsolata	61
5.8.1. A növényfajok térbeli mintázata és a facsoportok természetvédelmi jelentősége	61
5.8.2. A facilitáció jelensége	62
6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	66
7. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....	67
8. ÖSSZEFOGLALÁS.....	69
9. SUMMARY.....	71
10. MELLÉKLETEK.....	73
1. sz. Irodalomjegyzék.....	73

Internetes hivatkozások:	86
2. sz. melléklet:	88
3. sz. melléklet:	89
4. sz. melléklet:	90
5. sz. melléklet:	91
6. sz. melléklet:	92
7. sz. melléklet:	93
8. sz. melléklet:	94
9. sz. melléklet:	95
10. sz. melléklet:	96
11. sz. melléklet:	97
12. sz. melléklet:	98
13. sz. melléklet:	99
14. sz. melléklet:	100
15. sz. melléklet:	101
16. sz. melléklet:	102
17. sz. melléklet:	103
18. sz. melléklet:	104
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	105

JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

CO₂ – szén-dioxid

DEM – digital elevation model (digitális domborzatmodell)

East – Easternness (keletiesség (°))

EOV – egységes országos vetület

GPP – gross primary production (bruttó primer produkció)

LAI – leaf area-index (levélfelület-index (m²/m²))

NEE – net ecosystem exchange (nettó ökoszisztéma gázcsere)

North – Northernness (északiasság (°))

NPP – nettó primer produkció

PCA – principal component analysis (főkomponens-analízis)

Raut – autotróf talajlégzés (μmol/m⁻²*s⁻¹)

Reco – ökoszisztéma légzés (μmol/m⁻²*s⁻¹)

Rhet – heterotróf talajlégzés (μmol/m⁻²*s⁻¹)

RH – relatív légnedvesség (%)

Rs – talajlégzés (μmol/m⁻²*s⁻¹)

SD – (magasság) szórása

SI – slope (lejtés)

SOC – soil organic carbon (talaj szervesanyag-tartalom (%))

SWC – soil water content (talajnedvesség (%))

ta – léghőmérséklet (°C)

ts – talajhőmérséklet (°C)

tszf magasság– tengerszint feletti magasság (m)

VPD – vapour pressure deficit (telítési hiány (kPa))

zi – a megfelelő **R** konvolúciós mátrix vizsgált pixelének magassága

$\bar{\mathbf{z}}$ – az átlagos magasság \mathbf{R} mátrixban

1. BEVEZETÉS

Korunk legjelentősebb problémái közé tartozik a globális klímaváltozás (IPCC 2021). Már a 19. századtól kezdődően megfigyelhető egy általános emelkedés bolygónk átlaghőmérsékletében, viszont ez a melegedés a 21. századra már kritikus szintet ért el (USGCRP 2017), és megállás a jövőben sem várható. A globális klímaváltozás különböző durva és finom léptékű változásokat foglal magába (IPCC 2021), amelyek közé tartozik a globális átlaghőmérséklet emelkedésén túl az extrém időjárási események gyakoriságának növekedése is (SHI et al. 2011).

Megfigyelhetők olyan jelenségek Magyarországon, amik kapcsolatba hozhatók a globális klímaváltozással. A nyári időszakok egyre melegebbek, a téli lehülés viszont mérséklődő tendenciát mutat évről évre (ANDA et al. 2011). A jövőben nem csak az extrém száraz időszakok száma fog megnövekedni, hanem azok hossza és jelenléte minden évszakban (HASZPRA 2011). Ebből a szárazodási tendenciából arra lehet következtetni, hogy az egész Kárpát-medence régióban jelentős átalakulások fognak bekövetkezni az élőhelyek szerkezetében és működésében, így a változás nagy hatással lesz a természetes flórára és faunára (PONGRÁCZ et al. 2014).

Mivel Magyarországon az Alföld területe klimatikusan érzékenynek tekinthető (FARKAS et al. 2017), ezért növényközösségei már kismértékű klímaváltozásra is gyors és látványos közösségi szintű változáson eshetnek át (INOUYE 2008). Ezek a változások különböző vegetációmozaik-határzónákban figyelhetők meg legkönnyebben (ERDŐS et al. 2018a), mert ezek a területek érzékenyek lehetnek a környezeti paraméterek megváltozására (NA et al. 2021). A globálisan bekövetkező változások hatással vannak a makroklímára, így más paraméterekkel együtt (talajviszonyok, domborzat, stb.) befolyásolja a mikroklímát, ami fontos szerepet tölt be az élőhelyek finomszerkezetének kialakításában (SÜLE és KÖRMÖCZI 2017). Ennélfogva a globális klímaváltozásnak jelentős szerepe van az élőhelyek szerkezetének alakításában (INOUYE 2008), és emiatt nagy jelentősége van az ökoszisztémák műszeres mérésekkel történő vizsgálatának (BALOGH et al. 2015), különös tekintettel a mikroklíma méréseknek (SÜLE és KÖRMÖCZI 2017). A különböző jellegekkel rendelkező élőhelyek eltérő módon reagálhatnak az érzékenysüktől függően ezekre a hatásokra (CÔTÉ és DARLING 2010; SEDDON et al. 2016). Érzékeny élőhelyek lehetnek az átmeneti zónák, például az erdőssztyeppek, melyek jelentőségére már régóta felfigyeltek (CHEN et al. 1993; MURCIA 1995).

Éppen ezért a vegetáció-határzónákban kialakuló mikroklimatikus viszonyok a globális klímaváltozás következtében kialakuló változások hatásának modellezésére alkalmazhatók. A mikroklimatikus dinamikák tanulmányozásával populáció szintű, közösség szintű és ökoszisztéma szintű folyamatokat érthetünk meg (ERDŐS et al. 2015). Emellett a Magyarországon található homoki erdőssztyepp vegetáció, amely esetében a fragmentált struktúra természetes eredetű (ERDŐS et al. 2014), a közeljövőben teljesen átalakulhat a Kárpát-medencében megfigyelhető szárazodási tendenciák miatt (PONGRÁCZ et al. 2014). Ezért fontos ezzel az ökoszisztémával kapcsolatos ismereteink bővítése, ezáltal pedig az abiotikus és biotikus tényezők dinamikájának megértése az átmeneti zónákban.

2. CÉLKITŰZÉSEK

Doktori kutatásaim során a fent említett tényezők okán a hangsúlyt a homoki erdőssztyepp vegetáció vizsgálatára helyezve, munkám főbb célkitűzései a következők voltak:

1. a mikroklíma és a lágyszárú vegetáció szerkezete közötti kapcsolat tanulmányozása, ezzel összefüggésben a facsoportok mikroklímamódosító hatásának leírása homoki erdőssztyepp élőhelyen,
2. ökológiai kutatásokban elsőként alkalmazni a tartamgörbe vizsgálati módszert a mikroklíma adatok elemzésével, a módszer használhatóságának megállapítása,
3. környezeti tényezők (talajnedvesség és talajhőmérséklet) és funkcionális változók (talajlégzés, talaj szervesanyag-tartalom és levélfelület-index) valamint a vegetációszerkezet közötti összefüggések feltérképezése,
4. a domborzati attribútumok (lejtés, kitettség, magasságkülönbségek) befolyásoló erejének felderítése összefüggésben a vizsgált környezeti és funkcionális változókkal,
5. a domborzati attribútumok és a facsoport árnyékolásának együttes hatásának dokumentálása a mért változókra és a lágyszárú vegetációra.

Az alábbi kérdésekre kerestem a választ:

1. Hogyan változik a facsoport mikroklímamódosító hatása a szegélyektől a gyeppel felé égtájanként? Ezzel összefüggésben hogyan változik a mikroklíma térbeli mintázata fenológiai stádiumonként? Találhatók-e a homogénnek tűnő gyepterületeken különböző foltok fajkészlet és ökológiai igény alapján, ami összefüggésben van a facsoport mikroklímamódosító hatásával?
2. Használható-e a tartamgörbe vizsgálati módszer növényökológiai kutatásokban?
3. Melyek a talajlégzés fő befolyásoló paraméterei egy olyan ökoszisztémában, amely nagyon heterogén térbeli vegetációszerkezettel rendelkezik? Van-e jelentős különbség a facsoport alatti és a nyílt területek talajlégzése és szervesanyag-tartalma, valamint az azokat befolyásoló paraméterek között? Megfigyelhető-e különbség fenológiai stádiumonként a funkcionális válaszokban?
4. Vannak-e olyan domborzati attribútumok, amelyek befolyásoló erővel rendelkeznek erdőssztyepp élőhelyeken?
5. Megfigyelhető-e kovariancia a domborzati attribútumok és a facsoport árnyékoló hatása között? Erősebb-e a domborzat befolyásoló ereje, mint a facsoport mikroklímamódosító hatása?

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. A globális klímaváltozás és hatásai Magyarországon

A globális klímaváltozás korunk egyik legjelentősebb problémája (IPCC 2021). Az ipari forradalom után megfigyelhető a Föld átlaghőmérsékletének emelkedése, ami a 20. század közepétől kezdve rohamosan gyorsul, és a 21. századra már kritikus szintet ért el (USGCRP 2017), amelynek visszafordíthatatlan következményei lehetnek bolygónk elővilágára (WARREN et al. 2013). A szárazföldi területek átlaghőmérséklete a 21. század első két évtizedében (2001-2020) 0,9 (0,84-1,10) °C-kal melegebb volt, mint 1850-1900 között (IPCC 2021). Ez a melegedési folyamat nagyban visszavezethető nagy mennyiségű szén-dioxid és egyéb üvegházhatású gázok (metán, nitrogén-oxidok, ózon, vízgőz stb.) kibocsátására (USGCRP 2017), amelyek az emberi energiaigény ellátásának következtében termelődtek. Az IPCC (2021) becslése szerint a fajok 20-30%-át fokozottan fenyegeti a kihalás veszélye, ha a globális hőmérséklet-emelkedés 2-3 °C-kal meghaladja az iparosodás előtti szintet.

Az előrejelzések szerint a globális vízkörforgás meg fog változni a 21. század során, ami a globális klímaváltozásnak és a növekvő mértékű emberi beavatkozásoknak köszönhető (RODERICK et al. 2014). Egy melegebb világban az atmoszféra vízmegtartó kapacitása növekedni fog, aminek hatására változás fog bekövetkezni a csapadék körforgásában (PRUDHOMME et al. 2014), például növekedni fog a párologtatás mértéke és az extrém száraz periódusok előfordulásának gyakorisága (BENGTSSON 2010). BENGTSSON (2010) emellett felhívta a figyelmet arra is, hogy viharos területeken a csapadékmennyiség 40-50%-al is megnövekedhet, tehát extrém szárazság mellett extrém csapadékos periódusok is előfordulhatnak. Ezek a jelenségek jól modellezhetők globális klímaváltozás modellekkel (PRUDHOMME et al. 2014), melyek szerint növekedni fog a nyári szárazság a kontinentális klímaregiókban, amely következtében csökkenni fog ezen területek elérhető vízmennyisége, és emellett a téli csapadékmennyiség is növekedni fog (PRUDHOMME et al. 2014). Egy másik globális klímaváltozás modell (PRUDENCE projekt) szerint a jelenlegi legcsapadékosabb évszak, a tél lesz a legszárazabb, és a nyár, ami jelenleg a legszárazabb évszak, lesz a legcsapadékosabb a 21. század végére (BARTHOLY et al. 2008).

Mindkét klímamodellből megfigyelhetők hatások a hazai időjárási viszonyokban, amik kapcsolatba hozhatók a globális felmelegedéssel: a nyári időszakok egyre melegebbek, a téli lehülés viszont mérséklődő tendenciát mutat évről évre (ANDA et al. 2011). A tél enyhül (INTERNET-1 2021) és néhány évben elenyésző mennyiségű csapadék hull ebben az időszakban, míg nyáron erősen csapadékos, özvízszerű esőzések jelentkeznek (INTERNET-

2021). Egyes kutatási eredmények szerint mind a négy évszaknál a legnagyobb változás a Kárpát-medence déli területein fog bekövetkezni, így Magyarország alföldi régiója lesz érintett (RAKONCZAI 2013). A jövőben nemcsak az extrém száraz időszakok száma fog megnövekedni, hanem azok hossza is és megléte minden évszakban, és ez hatással lesz nemcsak a mezőgazdasági területekre és azok termőképességére, hanem a természetes vegetációra is (PONGRÁCZ et al. 2014). Ebből a szárazodási tendenciából arra lehet következtetni, hogy országunkban jelentős átalakulások fognak végbemenni az élőhelyek szerkezetében és működésében, így a változás nagy hatással lesz a természetes flórára és faunára (PONGRÁCZ et al. 2014). Mivel Magyarországon az Alföld területe klimatikusan érzékenynek tekinthető (FARKAS et al. 2017), ezért a növényközösségei már kismértékű klímaváltozásra is gyors és látványos közösségi szintű változáson mehetnek keresztül (INOUE 2008).

3.2. Az átmeneti zónák, mint sérülékeny élőhelyek és a szegélyhatás

Az eltérő fiziognómiával és faji összetétellel rendelkező ökoszisztémák érzékenységtől és ellenálló képességüktől függően eltérő módon reagálhatnak a globális klímaváltozás okozta hatásokra (CÔTÉ és DARLING 2010; SEDDON et al. 2016). Az átmeneti zónák érzékenyen reagáló élőhelyek lehetnek (NA et al. 2021), ahol két eltérő vegetációstruktúra jelentős hatást gyakorol egymásra, miközben erős biotikus és abiotikus kapcsolatban állnak egymással, mely meghatározza a vegetációdinamikát (SHI et al. 2011; ERDŐS et al. 2014). Tipikus átmeneti zónák az erdőfoltok, melyek sok esetben emberi tevékenység következtében végbemenő feldarabolódás hatására jönnek létre, és átmeneti zónákként viselkednek (YOUNG és MITCHELL 1994; SCHMIDT et al. 2017). Az ilyen átmeneti élőhelyek esetében figyelhető meg a szegélyhatás jelensége, mely két ökoszisztéma közötti interakció eredménye, mikor ezt a két ökoszisztémát egy éles vagy széles átmeneti rész, a szegély választja el (MURCIA 1995). Bővebben kifejtve a mikroklimatikus, vegetációszerkezeti különbségek pl. az erdőszél és az erdő belső területei között (YOUNG és MITCHELL 1994), vagy a gyepek és annak cserjésedő-erdősülő határterületei között (GODEFROID et al. 2006). A szegélyhatás leglátványosabban erdő-gyep vagy erdő-termőföld átmenet esetében valósul meg (MATLACK 1993), ezért a definíciók ilyen vegetációval kapcsolatosak, de természetesen szegélyhatás más típusú vegetációnál is megfigyelhető (BATÁRY és BÁLDI 2000), így a párba állított vegetációtípusok száma végtelen. A szegélyhatás alapja, hogy a fragmentációs folyamat hatására megnő az élőhelyfolt szegélyterületének mennyisége (MURCIA 1995), és ennek a strukturális változásnak erős

hatása van többek között a mikroklímára és a megmaradt élőhelyfolt élővilágára (SCHMIDT et al. 2017). Ha az élőhelyfolt szabálytalan alakú, akkor a szegélyhatás mértéke nő, és az élőhelyfolt szegélyhez közeli részének aránya is növekszik az egészhez viszonyítva, emellett pedig a szegély elhelyezkedése is hat a szegélyzóna szélességére (BATÁRY és BÁLDI 2000). Ha a szegély túl szélessé válik, akkor a folt belsejében lévő eredeti növényzetet is erősen érinti a változás, de a szegélyben lévő növényzet fajkészletében és a fajok eloszlásában mindenféleképpen változás fog bekövetkezni az új környezeti behatásoknak köszönhetően (ERDŐS et al. 2014). Az élőhelyfolt belsejében vagy szegélyében kialakult eltérő mikroklímatis viszonyok elősegítik különböző adaptációs képességekkel rendelkező fajok megtelepedését (MATLACK 1994), amelyek szintén befolyásolni fogják a mikroklímát egy oda-vissza ható folyamatban (SCHMIDT et al. 2017). Például néhány faj, mely az erdőfolt belsejében domináns, a szegélyben alacsony egyedszámúvá redukálódik vagy akár teljesen ki is pusztulhat (MATLACK 1994). Ezen fajok helyét és szerepét a társulásban már jelenlévő vagy újonnan betelepülő fajok fogják elfoglalni a szegély területén (ALLEN et al. 2013), és emiatt megnövekedett biomassza és diverzitás lehet megfigyelhető a szegélyben (ERDŐS et al. 2014), viszont ezek növekedése sok esetben idegenhonos és invazív fajok betelepülésére vezethető vissza.

A szegély az erdőfoltra három típusú hatást gyakorolhat (MURCIA 1995):

1. Abiotikus hatás: változás történik a környezeti feltételekben, aminek hatására egy, az erdőtől eltérő fizikai állapottal (pl. szerkezeti komplexitás és biomassza különbségek) rendelkező élőhelymátrix fog kialakulni. Két faktor befolyásolja az abiotikus szegélyhatást, ami az orientáció és a fiziognómia. Ezekről függ például a beérkező fény mennyisége és erőssége.
2. Közvetlen biológiai hatás: változás történik a fajok abundanciájában és eloszlásában a szegély területén, mely a fajok toleranciaviszonyaira vezethető vissza. Ez a szegély megváltozott fizikai feltételei miatt következik be, ilyen tényező például a szél erősség megváltozása, ami fajkompozíciós változások bekövetkeztét fogja eredményezni.
3. Közvetett biológiai hatás: ez magába foglalja a fajok közötti interakciók megváltozását, például kompetíció, predáció, pollináció és magterjesztés. A szegély megváltozott fajösszetétele vezethet akár herbivór rovarok gradációjához is a szegély területén.

Mivel két különböző vegetáció találkozik minden szegélyben, ezért mindkét területet figyelembe kell venni egy vizsgálat során. Ez azt jelenti, hogy sem az erdőfoltok, sem a környező mátrix hatását nem szabad elhanyagolni (ERDŐS et al. 2011), és a szegélyeket mindkét szomszédos közösség vonatkozásában vizsgálni kell. Számos tanulmány azonban csak

a szegélyekkel és az erdő belső területével foglalkozik (HEITHECKER és HALPERN 2007), a környező mátrixot nem figyelembe véve (CHEN et al. 1993; MATLACK 1993). Ezen túl a fragmentációkutatással foglalkozó tanulmányok legtöbb esetben emberi behatás következtében kialakult erdőfoltokkal foglalkoznak (HEITHECKER és HALPERN 2007; SHI et al. 2011; BAKER et al. 2013; KOVÁCS et al. 2017), azon belül is a környező nyílt terület élőhelyfoltra ható befolyásoló erejével (BAKER et al. 2013), míg a fordított befolyásoló erőt figyelmen kívül hagyják. Pedig fontos lenne megvizsgálni a természetesen fragmentált élőhelyeken megfigyelhető abiotikus és biotikus interakciókat mindkét érintkező vegetáció tekintetében, melyekből hasznos plusz információt lehet nyerni nemcsak az adott ökoszisztémára vonatkozóan, hanem az emberi tevékenységek következtében kialakult fragmentált élőhelyek jövőbeli átalakulásának előrejelzéséhez.

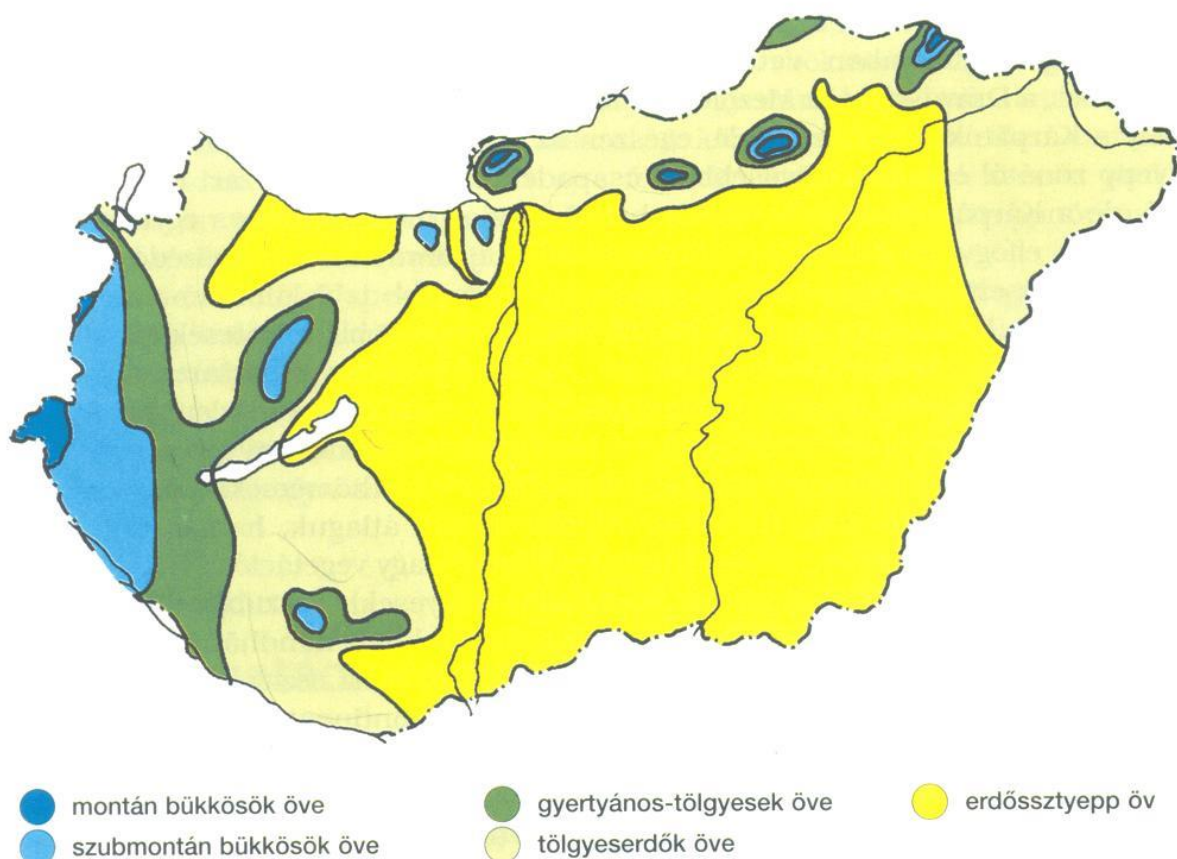
3.3. Erdőssztyepp vegetáció: magyarországi homoki erdőssztyepp élőhely

Az erdőssztyepp vegetációtípus összetételét, szerkezetét és működését tekintve a trópusokon kívül az egyik legösszetettebb ökoszisztémának tekinthető, mely átmenetet képez a teljesen fátlan füvespuszta és a ligetes vagy zárt erdő vegetációtípusok között (ERDŐS et al. 2014). A legnagyobb erdőssztyepp Eurázsia területén helyezkednek el, de Észak-Amerikában és Dél-Amerikában is megtalálhatók (ERDŐS et al. 2018a). Az eurázsiai erdőssztyeppek kiemelkedő ökológiai jelentőséggel bírnak (ERDŐS et al. 2018b), mert nagyon magas nettó elsődleges produkció figyelhető meg ebben az ökoszisztémában, valamint jelentős biomasszával és szénmegkötő képességgel rendelkeznek (BALOGH et al. 2015; ERDŐS et al. 2018a). Sajnos az erdőssztyeppek az egyik legveszélyeztetettebb ökoszisztémának tekinthetők (HOEKSTRA et al. 2005) a már globálisan bekövetkezett nagymértékű emberi tevékenységből eredő élőhelyvesztés és fragmentáció (MOLNÁR et al. 2003a), valamint a pl. Magyarországon megfigyelhető általános szárazodási tendencia miatt (BARTHOLY et al. 2008).

A hazánkban található erdőssztyepp vegetáció a délkelet-európai erdőssztyepp régió része, mely típus általában síkságokon figyelhető meg, ahol a nyár meleg, a tél pedig enyhe, az éves átlaghőmérséklet 9-12,5 °C (ERDŐS et al. 2018a). Az éves csapadékátlag 420-600 mm, melynek maximuma a nyár elején, a másodlagos maximuma ősszel figyelhető meg, a kettő között pedig félszáraz időszak jön létre (ERDŐS et al. 2018a). Mind az erdőket, mind a gyepeket többnyire szárazságtűrő (xeromorf) fajok alkotják. Az erdőfoltok általában kis kiterjedésűek és laza lombkoronájúak (ERDŐS et al. 2018a). Általánosan jellemző hazai fafajai a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), a kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.), a

csertőlgy (*Quercus cerris* L.), a fehér nyár (*Populus alba* L.), a tatárjuhar (*Acer tataricum* L.). A gyepeket hazánkban általában a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola* Heuff.), a magyar csenkesz (*Festuca vaginata* Waldst. et Kit. ex Willd.), a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthena* Klokov ex Prokudin), a kunkorgó árvalányhaj (*Stipa capillata* L.), az élesmosófű (*Chrysopogon gryllus* (L.) Trin.) jellemzi (MOLNÁR et al. 2003b; ERDŐS et al. 2018a).

A hazai erdőssztyepek főként az Alföld jellemző növényzete, mely a kárpát-medencei erdőssztyepp klímazóna alföldi elhelyezkedésének köszönhető (1. ábra). Ezen a klímazonális vegetáció típuson belül megfigyelhetők zonális társulások (ÁCS et al. 2007a), mint a tatárjuharos lösztölgyes (*Aceri tatarici-Quercetum roboris* Zólyomi), mely hazánkban már csak nagyon kis kiterjedésben található meg (ÁCS et al. 2007a). Jellemzőbbek az Alföldön a nem klímazonális erdőssztyepp társulások, amiket edafikus társulásoknak nevezünk, és kialakulásukért a talajtani tényezők felelősek (ÁCS et al. 2007b). Ezek rendszerint valamilyen kezdetleges vagy gyengén fejlett talajtípuson találhatók, illetve a talajban levő vízkészlet feleslege vagy jelentősebb hiánya az alakító tényező (ÁCS et al. 2007b).



1. ábra: Magyarország klímazonális növényzete (Borhidi Attila nyomán) Soó Rezső (INTERNET-3 2021).

A legfontosabbak ezek közül, és a jelen doktori munka vizsgálatának alapjai a homoki erdők, melyek lehetnek nyílt homoki tölgyesek (*Populo canescenti-Quercetum roboris Hargitai*) és zárt kocsányos tölgyesek (*Polygonato latifolio-Quercetum roboris Hargitai*) a Duna-Tisza közén. Ezek mellett a Duna-Tisza köze másik jellegzetes növénytársulás típusa a nyáras-borókások (*Junipero-Populetum albae Zólyomi ex Soó*), melyekről részletesebben szeretnék beszélni (BÖLÖNI et al. 2011). A nyáras-borókás a homokbuckák változatos felszíni formáin (2. ábra), durva szemcsés meszes homokon kialakult növénytársulás (BORHIDI 2003), mely a doktori vizsgálatom alanya volt. A talaja főként csupasz homok, ahol a talajképződés még nem indult meg, vagy gyenge humusztartalmú homok. Változatos fiziognómiájú társulás, mely állhat magányos cserjékből, laza vagy zárt lombkoronájú erdőfoltokból, vagy nagyobb kiterjedésű erdőkből is. Elhelyezkedésük és fajösszetételük alapján különböző típusok különíthetők el (SZODFRIDT 1969; BORHIDI 2003):

1. Pionír típus (*Festucetum vaginatae juniperetosum*): buckatetőkön, szélsőségesen száraz termőhelyen alakul ki, ahol a talajvíz nem található elérhető közelségben, ezért nem tud kifejlődni zártabb erdő. A borókafoltok között nyílt homokpusztagyepet (*Festucetum vaginatae Rapaics ex Soó*) és kriptogámokat találunk. A fehér nyár (*Populus alba L.*) sarjai a borókák védelmében terjednek. A pionír típus szerkezete alapján azonban kritikusan kezelendő a nyáras-borókás elkülönített válfajai között. Ugyanis inkább gyepek minősíthető, amelyben elszórtan kisebb nyárfák és borókabokrok figyelhetők meg. Szodfridt István valószínűleg az akkori időkben feltételezett szukcessziós kapcsolatnak (gyep átalakulása nyáras-borókássá) az első szukcessziós stádiumának tekinthette ezt a típust (ERDŐS 2021, szóbeli közlés).
2. A teknő típus (*Junipereto-Populetum, Carex liparicarpos* szubasszociáció): a buckák tetején vagy oldalán található lefolyástalan teknőkben alakul ki, ahol valamennyi víz össze tud gyűlni, mely által kedvezőbb mikroklíma alakul ki. A fehér nyár sarjak képesek felnőni, és lazán zárt facsoportokat hoznak létre. A facsoportban a boróka kiszorul a szegélybe, és a helyét fűfajok veszik át a facsoport alatti területen. Ez a típus egy tipikus átmeneti élőhely, ahol a fajösszetétel képes átmenetet képezni a nyílt gyepek és az erdők között. A doktori munka mintavételi helyei ebbe a típusba tartoznak.
3. A völgy és aréna típus (*Junipereto-Populetum ligustretosum*): nagy buckák szélmentett oldalán található meg, ahol a talajvíz már nagyobb mennyiségben érhető el, így magas, záródott faállományok fejlődhetnek ki. A száraz homoki gyepek fajai itt már alig található meg, helyüket erdőkre jellemző, mezofil fajok veszik át, mert a kedvezőbb termőhelyi adottságok már megteremtik az erdőtalaj kialakulásának feltételeit.



2. ábra: A nyáras-borókás három típusa a fülöpházi homokbuckásból: pionír típus (a), teknő típus (b), völgy és aréna típus (c).

Mint látható, a homoki erdőssztyepp vegetáció esetében a fragmentált struktúra természetes eredetű. Ezen az élőhelyen évtizedek óta megfigyelhető egy természetes, a klímatis viszonyokból adódó erős szárazság (BODROGKÖZI 1957; ERDŐS et al. 2014), mely gátolja a fás növényzet növekedését és terjeszkedését. A szárazság mellett másik fontos tényező, hogy az itt előforduló fafajok magjai csak ideális domborzati viszonyokkal rendelkező mélyedésekben tudnak csírázni vagy túlélni, ahol elegendő mennyiségű víz gyűlt össze. Ezek a sarjak azonban csak ritkán képesek még lazán zárt facsoportokká fejlődni is. Így a homoki erdőssztyepp élőhely szukcessziós dinamikája meglehetősen lassú a növényzeti szegélyek speciális mikroklíma viszonyai miatt, ahol a gyepp és az erdőfolt közötti erős abiotikus különbségek megakadályozzák az erdő terjeszkedését és fejlődését (ERDŐS et al. 2014).

A természetes szárazság mellett egy másik fontos tényező a homoki erdőssztyepp esetében, hogy a Duna-Tisza közét, ahol legnagyobb mennyiségben potenciálisan megtalálhatók, a történelem folyamán erősen művelték, és a futóhomokot invazív fafajok betelepítésével állították meg (BIRÓ 2003). Emellett megfigyelhető még egy szárazodási folyamat is, ami vélhetően a vízelvezetésnek, fásításoknak, éghajlatváltozásnak köszönhető. Ezek az emberi behatások elpusztították a homokos erdőssztyepp élőhely nagy részét, és teret adtak mind a fás, mind a lágyszárú invazív fajok terjedésének (ERDŐS et al. 2014, 2018). A természetes erdők viszonylag kicsi foltokban maradtak fent a tájban, és a homoki gyepek sok esetben másodlagos szukcesszió útján regenerálódtak (MOLNÁR et al. 2003b). Így a fennmaradó természetes területek fenntartása és helyreállítása rendkívül fontos ebben a régióban, melyhez szükség van az itt található ökoszisztémákkal kapcsolatos ismereteink minél szélesebb körben történő bővítésére. Ennek egyik fő iránya lehet a homoki erdőssztyepp élőhely abiotikus és biotikus tényezőinek vizsgálata, melyek közül az egyik legfontosabb a szegélyek speciális mikroklíma viszonyainak tanulmányozása.

3.4. A mikroklíma és a tartamgörbe vizsgálati módszer ökológiai alkalmazása

3.4.1. A mikroklímamérés története

A mikroklímamérés fontosságára már a 19. században felfigyeltek (HOWARD 1818), és a 20. század második felétől rohamos fejlődésnek indult ez a tudományterület (MACLEAN et al. 2021), mely a '90-es évek óta egyre kisebb és komplexebb mérőműszerek használatát teszi lehetővé (CHEN et al. 1993). Kezdetben az eszközöket még csak analóg módon olvasták le (HOWARD 1818), de a technika fejlődésével a mérőeszközök már akár kábeles összeköttetésben is állhattak egymással. A klímatis tényezők méréséhez mérőtornyokat is kihelyezhettek (BARTOS és AMMAN 1989), melynél minden szinten más-más klímatis

tényezőt mérnek. A kitelepített mérőtornyok/állomások használata még a mai napig bevett szokás, mellyel folyamatosan lehet különböző tényezőket monitorozni (BALOGH et al. 2016). A következőkben érintőlegesen néhány példát szeretnék hozni a mikroklímamérés fejlődésére.

A léghőmérséklet mérése az '50-es években minimum-maximum skálás hőmérőkkel történt (CANTLON 1953), de a '70-es években már divatossá vált a higanyos hőmérők használata (LIDDLE és MOORE 1974). A '80-as években már a technika fejlődése odáig jutott, hogy a léghőmérsékletet és a légnedvességet együtt egy eszközön voltak képesek mérni a kutatók (FETCHER et al. 1985). A '90-es évektől kezdve már megjelentek a több adatot rögzíteni képes loggerek (CHEN et al. 1993). A légnedvesség mérésére higrométereket használtak, melyek kezdetben nedvszívó anyag segítségével működtek, de a '90-es években már vékonyfilmes, elektromos ellenállású higrométer segítségével is dolgoztak (MATLACK 1993).

Mostanra a technológia arra a szintre jutott, hogy a mérőműszerek egyre kisebb méretűek és több környezeti paraméter mérésére is képesek egyidejűleg (MACLEAN et al. 2021). Az adatrögzítés digitális úton történik, így az emberi tévedésből adódó mérési hibák nagy része elkerülhető. Az adatközvetítés rádiófrekvencia (BÁTORI et al. 2014; MACLEAN et al. 2021), USB (ÓDOR et al. 2015; MACLEAN et al. 2021) stb. alapján működik, ezért az eszközhöz nem szükségesek kábelek, ezzel egyszerűbbé válik a műszerek terepen történő használata. Az eszközök fejlettsége és megnövekedett tárolókapacitása lehetővé teszi az adatok hosszútávú, valamint akár percenkénti rögzítését és tárolását (SÜLE et al. 2020), így hatalmas mennyiségű adatot szolgáltatnak, amellyel a kutatási terület hosszútávú és finom időléptékben történő változásait is vizsgálni lehet (SÜLE és KÖRMÖCZI 2017). Mivel már elég kis méretűek az eszközök (pl. Voltcraft USB datalogger 101 x 25 x 23 mm, 175 g; INTERNET-4 2021), így több eszköz is könnyen használható szenzorhálózatként, amely segítségével változatos térbeli léptékben is végezhetnek méréseket a kutatók (SÜLE et al. 2020).

3.4.2. Mikroklímakomponensek és az azokat befolyásoló tényezők

A mikroklíma a földfelszín közelében mért klimatikus tényezők összessége (SÜLE és KÖRMÖCZI 2017), ilyen a léghőmérséklet, légnedvesség, szélereősség, szélirány, beérkező fény intenzitás, talajhőmérséklet és -nedvesség, stb (CHEN et al. 1993). A mikroklíma befolyásol olyan ökológiai és élettani folyamatokat, mint a növények regenerálódása és növekedése (BUENO és LLAMBÍ 2015), a talajlégzés és a tápanyagkörforgás (MOYES és BOWLING 2016; TANG et al. 2020). Az egyik legfontosabb tényező a hőmérséklet

(MATLACK 1993), ami szoros pozitív összefüggésben áll a fényviszonyokkal és negatív összefüggésben a légnedvességgel (POTTER 2014). Ezek a kapcsolatok egy erdőszegélyben könnyen megfigyelhetők, ahol közvetlenül érződik a fák lombkoronájának árnyékoló hatása (MATLACK 1993), de a terület már elveszítette az egyik oldalról a fák által nyújtott laterális irányú védelmet (CHEN et al. 1999), így a nyílt terület hatása szintén erős befolyásoló erővé válik (SÜLE et al. 2020). Amennyiben a szegélyt éri a napsütés, akkor átlós irányból a napsugárzás eléri a fák törzsét és a talajhoz közelebbi részeket (CHEN et al. 1999), így a helyi besugárzási szint növekedésével emelkedik a talajközeli hőmérséklet és csökken a légnedvesség (POTTER 2014). Egy atlanti erdőfoltban végzett mikroklíma mérések során megfigyelték a szegély átmeneti jellegét, ahol a szegélyben a léghőmérséklet magasabb volt, mint az erdő belsejében, míg a relatív páratartalom alacsonyabb (MAGNAGO et al. 2015). A szegély átmeneti jellegéről az Egyesült Államokban egy amerikai duglászfenyőből (*Pseudotsuga menziesii*) álló erdőben is beszámoltak korábban (CHEN et al. 1993). Egy bükkös-ökoton-lék (*Fagus sylvatica*) átmenetben végzett friss kutatásban szintén kiemelték a terület átmeneti jellegét, ahol az erdő és a lék között 7 °C különbséget rögzítettek, míg az ökoton átmenetet képzett, de inkább az erdőhöz volt hasonló a mikroklímikus mintázata (HOHNWALD et al. 2020). Ennél jóval magasabb, 25 °C-os különbség is megfigyelhető erdőbelső és gyepek között egy homoki erdőssztyepp élőhely esetében (SÜLE és KÖRMÖCZI 2017). Homoki erdőssztyepp szegélyben végzett frissebb kutatások is igazolták már a szegély átmeneti jellegét (ERDŐS et al. 2013; SÜLE és KÖRMÖCZI 2017), ahol léghőmérséklet tekintetében a szegély nappal átmenetet mutatott az erdőbelső és a nyílt gyepek között (ERDŐS et al. 2013), de inkább az erdőbelsőhöz állt közelebb, mert éjszaka a szegély területe azonos mértékben hűlt le, mint az erdőbelső (SÜLE és KÖRMÖCZI 2017). Fontos kiemelni, hogy ezek a tendenciák mérsékelt égövre jellemzőek, ugyanis egy másik égövben teljesen máshogy alakulhatnak (D'ODORICO et al. 2013). Egy hideg égövben vizsgált gyepek és erdők közül az erdő bizonyult melegebbnek, ugyanis a fás vegetáció képes megtartani a magasabb hőmérsékletet lokális szinten, ezért a nyílt, gyepek terület alacsonyabb hőmérsékleti értékekkel rendelkezett. Ebben az esetben a szegélyben lévő fás szárú növényzet gyérülésének oka nem a nagyobb fénymennyiség okozta környezeti tényezők megváltozása, hanem a fafajok alacsony hidegtűrő képessége (D'ODORICO et al. 2013).

Ezek a mikroklímikus különbségek a nyílt területek, a szegély vonala és a lombkoronával borított részek között sokkal nagyobbak és relevánsabbak lehetnek a vizsgált növényzet topográfiai elhelyezkedésétől és fiziognómiájától függően (IOGNA et al. 2011). De felhős időjárási körülmények esetében a felsorolt különbségek kevésbé erősek (SÜLE et al.

2020), és ez az éjszakai és nappali hőmérséklet eltérésekre is igaz az átmeneti élőhely vegetációtípusai között (MORECROFT et al. 1998). Így a fény- és léghőmérséklet-viszonyok tekintetében a szegély topográfiai elhelyezkedése egy nagyon jelentős tényező (ERDŐS et al. 2011). Általában az észak-dél irányultságú grádiens az, melyet az irodalom régóta a leghűvösebb-legmelegebb grádiensként tart számon (CHEN et al. 1993; MATLACK 1993; CHEN et al. 1995), ugyanis az észak felé néző szegély nem kap akkora mértékű napsugárzás (CHEN et al. 1999), ezért általánosan elmondható, hogy hűvösebb és nedvesebb, mint a délre néző szegély (MATLACK 1993), ha más tényező nem befolyásolja (SÜLE et al. 2020). Például egy, az Egyesült Államokban tölgy-gesztenye állományban végzett szegélykísérletnél az északi és déli szegély között több mint 5°C-os különbséget találtak ugyanabban az időpontban mérve (MATLACK 1993). Ugyancsak az Egyesült Államokban, de a korábban említett amerikai duglászfenyő erdőben jelentős légnedvesség és rövid hullámhosszú besugárzásbeli különbséget állapítottak meg egy 24 órás periódus alatt (CHEN et al. 1993).

A topográfiai elhelyezkedésen túl egy másik fontos tényező a vizsgálat időpontja (VILLEGAS et al. 2010). Az évszakok jelentősen befolyásolják az átmeneti zónákban jelentkező mikroklimatikus különbségeknek és hatásoknak a nagyságát (CHEN et al. 1995; SCHMIDT et al. 2017). Egy féltermészetes dániai bükk (*Fagus sylvatica L.*) erdő esetében (RITTER et al. 2005) a napi maximum és minimum hőmérséklet közötti különbség mindegyik vizsgálati időszak alatt a legalacsonyabb télen volt, mikor a fák lehullajtották a leveleiket (november-február). Közepesen magas volt, mikor a fák teljes levélzetben voltak (június-október), és a különbség tavasszal volt a legmagasabb, amikor kifejlődtek a levelek (március-május).

A lombkorona borítása közvetlenül befolyásolja a fák alatti és a szegély mikroklímáját (GODEFROID et al. 2006), csökkentve a nap folyamán a felszínre jutó napsugárzás energiáját (CHEN et al. 1995), miközben az éjszakai kiáramló hosszú hullámhosszú sugárzást visszatartja (VON ARX et al. 2012; MAGNAGO et al. 2015), ezért az erdős területek nappal kevésbé melegednek fel, éjszaka pedig kevésbé hűlnek le (VON ARX et al. 2012). A hőmérséklet a szegélyben szintén növekszik az erdön kívüli területről érkező melegebb légáramlások hatására is (CHEN et al. 1995), és ez alacsony relatív légnedvességet eredményez (CHEN et al. 1999). A napsugárzásnak és a szélesebbeségnek jelentős ellentétes hatása lehet a növényzetben mért léghőmérsékletre (LIN és LIN 2010). A napsugárzás intenzitása pozitív, míg a szél sebessége negatív összefüggést mutat a léghőmérséklettel, így a fás növényzet árnyékoló és hűtő hatása nagymértékben függ ezektől a tényezőktől (LIN és LIN 2010), mely a mikroklíma komponensek szoros kapcsolatát és egymásra hatását mutatja.

A mikroklimatikus különbségek korrelálhatnak az erdőszegélytől való távolsággal mind az erdőbelső irányába (CHEN et al. 1999), mind a nyílt terület felé (DAVIES-COLLEY et al. 2000; GODEFROID et al. 2006). Az erdőbelső irányában a léghőmérséklet és a légnyomás különbség, valamint az avarnedvesség értékek függenek az elérhető fénymennyiségtől (CHEN et al. 1995) és a szegélytől való távolságtól (MATLACK 1993), ugyanis a nyílt terület hőmérsékletének melegítő hatása akár 50-100 méterre is behatolhat az erdőbelsőbe (SCHMIDT et al. 2017). Viszont kevés információnk van arról, hogy a nyílt területre milyen mikroklimamódosító hatása van egy erdőfoltnak (SÜLE et al. 2020). Ebben a témában nagy szükség van további kutatások végzésére, hogy a határátmenet ezen irányában is meg lehessen állapítani mikroklimatikus trendeket az erdőszegélytől való távolsággal kapcsolatban.

A léghőmérséklet és a légnedvesség számos más környezeti változót meghatároz, mint például a telítési hiányt (BOLTON 1980), ami a telítési (maximális vízmennyiség, amit a levegő az adott hőmérsékleten vízgőz formában tartalmazhat) gőznyomás és ugyanazon a hőmérsékleten a tényleges gőznyomás különbsége (BOLTON 1980; SHAMSHIRI et al. 2018a). A léghőmérsékletben megfigyelhető eltérés különbséget okoz a nyílt és a lombkoronával borított területek relatív légnedvességtartalma között (SPITTLEHOUSE et al. 2004; NOVICK et al. 2016; CUENA-LOMBRAÑA et al. 2018). Ezzel összefüggésben pedig a földfelszín globális hőmérsékletemelkedése növeli a légkör telítési gőznyomását (NOVICK et al. 2016). Az emiatt bekövetkező telítési hiány növekedés befolyásolja a növények működését (SCHMIDT et al. 2017), párhuzamosan más, éghajlatváltozáshoz köthető paraméterekkel, mint például megnövekedett szén-dioxid koncentráció (GROSSIORD et al. 2020).

Tehát a telítési hiány fontos korlátozó tényezőnek tekinthető a növények növekedésében, mivel egy küszöbérték felett stresszt jelent a növény számára (SHAMSHIRI et al. 2018a). A küszöbérték felett a fotoszintetikus CO₂ felvétel erősen korlátozott a vízvesztés megelőzése érdekében bezáródott sztomák miatt (NOVICK et al. 2016; SHAMSHIRI et al. 2018a; SHAMSHIRI et al. 2018b). Az üvegházban nevelt növények számára ez a küszöbérték körülbelül 1,2 kPa (SHAMSHIRI et al. 2018a). Mérsékelt nedves (mezofil) és száraz (xerotherm) ökoszisztémák különböző érzékenységek lehetnek, valamint eltérően reagálhatnak a telítési hiány emelkedésére (NOVICK et al. 2016). NOVICK et al. (2016) szerint a nedvesebb ökoszisztémák érzékenyebben reagálnak a telítési hiány változására, tehát ott a nedvességtartalommal összefüggésben a telítési hiánynak erősebb szabályozó hatása van a gázcserére (GROSSIORD et al. 2020). A magas telítési hiány fokozott vízvesztést okoz a talajban is (LENDZION és LEUSCHNER 2008), ami viszont a talaj kiszáradását és gyorsabb

felmelegedését eredményezi, amellyel hozzájárul a gyakoribb és súlyosabb aszályok kialakulásához (DAI 2013), valamint a növények vízstresszes állapotához (WILLIAMS et al. 2013). Ennélfogva a vegetációdinamikai folyamatokban a telítési hiánynak jelentős szerepe van (LENDZION és LEUSCHNER 2008) a magas léghőmérséklet és csökkent mennyiségű csapadékon keresztül, ismeretanyagunk mégis csekély ezzel a tényezővel kapcsolatban (NOVICK et al. 2016; GROSSIORD et al. 2020). A magas telítési hiányos állapot általában a természetben egyidejűleg fordul elő magas hőmérséklettel és aszályal, amelyekről gyakran azt gondolják, hogy dominánsan befolyásolják a növényzetet (GROSSIORD et al. 2020). Azonban a telítési hiány szerepe más stresszorokkal szemben sokkal jelentősebb lehet, mint azt korábban gondoltuk (GROSSIORD et al. 2020). Például a hosszú időtartamú magas telítési hiány az erdei ökoszisztémákban a fás növényzet nagymértékű halálzásának elsődleges kiváltó faktora lehet (WILLIAMS et al. 2013), így egy erdőssztyepp ökoszisztémában ennek a tényezőnek kulcsszerepe lehet a vegetációdinamikában.

3.4.3. A tartamgörbe vizsgálati módszer ökológiai alkalmazása

Ugyan a környezeti tényezők extrém értékei nagyon erős befolyásoló tényezők az ökoszisztémák működésében (CHEN et al. 1993), de ezek az értékek gyakran csak rövid időszakokban fordulnak elő (SÜLE et al. 2020). Tehát szükséges lehet megvizsgálni a mért változó értékeinek az eloszlását a mérési perióduson belül. A hidrológia tudományában régóta létezik egy ezzel kapcsolatos, széles körben alkalmazott vizsgálati módszer (LANE et al. 2005), a vízhozam-tartamgörbe, mely megmutatja a kiáradás mértékét árvíz esetén (VOGEL és FENNESSEY 1994). A vizsgálati módszerrel megállapítható (VERMA et al. 2017), hogy egy bizonyos kritikus határérték és az annál nagyobb vízállás hány napon fordult elő az évben (előfordulási arány). E vizsgálati módszer segítségével azonosítani lehet az áradás időtartamát (LANE et al. 2005; VERMA et al. 2017). Mivel a mikrometeorológiai adatok ingadozó idősorok (pl. hőmérsékletváltozás egy időszak alatt) nagy halmazából állnak (BAKER et al. 2014), hasonlóan a hidrológiai adatokhoz (VERMA et al. 2017), ezért úgy gondoltuk, hogy a tartamgörbe ígéretes eszköznek bizonyulhat növényökológiai vizsgálatok során mért léghőmérséklet, légnedvesség vagy telítési hiány adatok elemzéséhez is. A vizsgálati módszer alkalmasnak bizonyulhat különböző időléptékű adatok elemzéséhez (SÜLE et al. 2020), mely alkalmazhatóság megállapítása a doktori munka egyik fő célja.

3.5. Funkcionális változók és a rájuk ható környezeti paraméterek

Az ökoszisztémákat érő hatások nagy része jelentősen befolyásolja az ökoszisztéma működését, így a működésben történt változásokból lehet következtetni az ökoszisztémát ért behatás jellegére (LAURANCE et al. 2011). Az ökoszisztémák működésének megfigyeléséhez az egyik legjobb eszköz a funkcionális változók mérése (BALOGH et al. 2015), melyek dinamikájában és értékeiben történt változások remek indikátorai az ökoszisztémát befolyásoló hatás (BALOGH et al. 2016), például egy paraméter (pl. széntartalom) megváltozásának (ÁCS et al. 2007c). A funkcionális változókat és a funkcionális szerveződést többféleképpen meg lehet közelíteni, melynek egyik iránya a fiziológiai szerveződés (BALOGH 2021, szóbeli közlés). Ennek egyik típusa a szümfiziológia, amely az ökoszisztémák és a növényközösségek működésének fiziológiai folyamataival és azok szabályozásával foglalkozó tudományterület (TUBA et al. 1998). Az ökoszisztémák működésének a fotoszintetikus CO₂-asszimiláció és a C-metabolizmus az egyik alapja, ezért az egyik legfontosabb tárgyköre a szümfiziológiának (TUBA 2007). Ebből kiindulva a jelen doktori munka a szénnel kapcsolatos ökoszisztéma funkciókra fókuszál, mint a szénmegkötés és -kibocsájtás. Ezek aktivitásának egy mutatója (proxy-ja) a talajlégzés és levélfelület-index (LUO és ZHOU 2006), amelyeket így funkcionális változónak tekintek, mert minden olyan változó, ami a működést jellemzi, az meghatározható funkcionális változóként (BALOGH 2021, szóbeli közlés).

3.5.1. Szénforgalom és a talajlégzés

A Földön a szén-ciklus mozgását elsősorban a szárazföldi és tengeri fotoautotróf szervezetek által megkötött, a biológiai rendszerekbe bejutott szénmennyiség biztosítja (BATTIN et al. 2009). Az egyik legnagyobb biológiai széntároló a szárazföldi bioszféra (BATTIN et al. 2009), amiben a szárazföldi növényzet közel annyi szenet tartalmaz, mint az atmoszféra, a talajok pedig ennek többszörösét (BALOGH 2016). Az elmúlt öt évtizedben a szárazföldi ökoszisztémák az antropogén eredetű szén-dioxid kibocsátásnak a 25-30%-át megkötötték (LEQUÉRÉ et al. 2009), melynek nagy része az erdei biomasszában és a talajban felhalmozódó szénkészleten keresztül történt (PAN et al. 2011). A szárazföldi nettó primer produkció 123 Gt/év, a tartózkodási/kicserélődési idő a fitomasszában átlagosan 11 év (BALOGH 2016). Fontos megjegyezni, hogy a fotoszintézis által fixált szén a fotorespiráció folyamatában másodpercek alatt is eltávozhat (JACKSON és VOLK 1970), míg a faanyagban eltárolt szén évszázadokig kötött maradhat (BALOGH 2016), így a növényi komponensek között jelentős különbségek figyelhetők meg. Ahol lassabbak a lebontási folyamatok (mérsékelt

és hideg övezet) ott lelassul a szénforgalom (AERTS 2006), és a felszínre kerülő szerves anyag felhalmozódik, ami később a talajban tárolódik (LUO és ZHOU 2006). Innen a szén csak lassan szabadul fel, ezért a raktározott szénmennyiség magasabb, mint a trópusokon (LUO és ZHOU 2006). Az egyes formációk között különbség van abban is, hogy a tárolt szén hol halmozódik fel. A hideg területek és például a mérsékeltövi gyepek is a talajban tárolják a széntartalmuk nagy részét (MICHELSEN et al. 2004), míg a trópusi erdők esetében inkább a fitomasszában tárolódik (BALOGH 2016).

A fotoszintézis során megkötött teljes CO₂ mennyiséget bruttó primer produkciónak (GPP), míg ennek az autotróf légzési folyamatokkal csökkentett részét nettó primer produkciónak (NPP) nevezzük (BALOGH et al. 2015). Globális léptékben az autotróf légzés nagyjából a bruttó primer produkció felét teszi ki (NAGY 2016). A nettó ökoszisztéma gázcsere mérésével (Net Ecosystem Exchange, NEE) pontos információkat kaphatunk az egész ökoszisztémára vonatkoztatva (NAGY 2016), mert ebben a növényzet, a mikorrhizák és a baktériumok aktivitása is detektálva van (WOHLFAHRT et al. 2005). Az NEE a GPP és az ökoszisztéma légzés (Reco) összege, melyből Reco magába foglalja az autotróf és heterotróf légzési folyamatokat (NAGY 2016). A GPP alkalmazott időbeli skálája az eddy módszertanból adódóan félórás, így az ez alatt asszimilált szénmennyiséget foglalja magába (PAW U et al. 2004). Az Reco a néhány perces és sok évtizedes felezési idejű frakciókból származó légzési komponensekből áll (pl. néhány percen belül megkötött szén vs. humuszanyagok bomlása; NAGY 2016). Az NEE értéke negatív előjelű (WOHLFAHRT et al. 2005), ha a nettó áramlás a felszín felé irányul (a vegetáció aktív időszakában nappal, szénfelvétel) és pozitív előjelű (WOHLFAHRT et al. 2005), ha az a felszíntől felfelé irányul (éjszaka, amikor a légzési folyamatok összege biztosan meghaladja a fotoszintézis sebességét, szén kibocsátás). Súlyos szárazságok idején az Reco nappal is meghaladhatja a GPP értékét, ekkor az NEE pozitív előjelűvé válik (NAGY 2016).

A talajlégzés az ökoszisztémák egyik legfontosabb funkcionális változójának tekinthető, amely különböző organizmusok légzésének összessége, és megmutatja a talaj teljes biológiai aktivitását (JASSAL és BLACK 2006; SHI et al. 2011). A talajlégzés két fő komponensből áll (KUZYAKOV 2006; COMSTEDT et al. 2011):

1. autotróf légzés (Raut): a növényi gyökerek légzéséből származó CO₂,
2. heterotróf légzés (Rhet): a talajlakó mikrobák (pl. lebontók, gyökérszimbionta mikrobák) és állatok tevékenységére visszavezethető CO₂ termelődés, amely az alábbi alkotórészekből tevődik össze:

- 2.1. alaplégzés: a talaj szervesanyag tartalmának mikrobiális lebontásából származó CO₂ lebontatlan növényi maradványok nélküli, gyökérmentes talajban,
- 2.2. rhizoszférikus „priming” hatás: a talaj szervesanyag tartalmának mikrobiális lebontásából származó CO₂ gyökeret vagy növényi maradványokat tartalmazó talajban,
- 2.3. elhalt növényi maradványok mikrobiális lebontásából származó CO₂,
- 2.4. rhizomikrobiális légzés: az élő gyökerekből származó gyökértermékek (rhizodepozitok) mikrobiális lebontásából származó CO₂.

A talajlégzés-dinamikában és a komponenseinek az arányában különböző időbeli felbontású (éves, napi) fluktuációk figyelhetők meg (BALOGH et al. 2019), melyek különböző környezeti paraméterekkel (FÓTI et al. 2020), más funkcionális változóval (BALOGH et al. 2016) és a vegetációszerkezettel (HEINEMEYER et al. 2012) szoros kapcsolatban állnak. A talajparaméterek általánosan befolyásolják a talajlégzés idő- és térbeli arányát (FÓTI et al. 2020), pl. a talaj szervesanyagtartalma (THOMAS et al. 2018), a növényi gyökerek sűrűsége és aktivitása az Raut-on keresztül (MITRA et al. 2019), a talaj mikrobiális biomassza tartalma az Rhet-en keresztül (MICHELSEN et al. 2004), a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai (textúra, térfogatsűrűség, pH stb.; LELLEI-KOVÁCS et al. 2016). A talajlégzés komponenseinek aránya nagymértékben függ ezektől a változóktól (RAICH és TUFEKCIOGLU 2000; HU et al. 2001; MOYES és BOWLING 2016; TANG et al. 2020), és másképpen reagálhatnak a környezeti tényezők változásaira (SHI et al. 2011; BALOGH et al. 2016).

3.5.2. A talajlégzés kapcsolata a talajnedvességgel és talajhőmérséklettel

A talajparaméterek közül a talajlégzés legszorosabb kapcsolatban a talajhőmérséklettel és talajnedvességgel áll (LELLEI-KOVÁCS et al. 2016). A talajlégzés pozitív időbeli összefüggést mutat a talajhőmérséklettel és a talajnedvességgel (SHI et al. 2011; LELLEI-KOVÁCS et al. 2016; MOYES és BOWLING 2016; TANG et al. 2020). Így a talajparaméterek szezonális változásai jelentős szerepet játszanak a talaj CO₂-kibocsátásának szezonális különbségeinek meghatározásában (RAICH és TUFEKCIOGLU 2000; THOMAS et al. 2018; MITRA et al. 2019). Mivel a csapadékesemény mind a talaj víztartalmában, mind a hőmérsékletben változásokat eredményezhet (HARPER et al. 2005), a talajlégzés csapadékra adott válasza számos tanulmány tárgyát képezte (LIU et al. 2002; SHI et al. 2011). Például LIU et al. (2002) megállapították, hogy mind a talajnedvesség, mind a CO₂ kiáramlás drasztikusan megnőtt a kísérlet során víz hozzáadása után, majd fokozatosan csökkenni kezdett. A legtöbb

tanulmány azonban csapadék-szimuláción alapult, és eredményeik a természetes ökoszisztémákban végzett mérésektől eltérnek (LIU et al. 2002; SHI et al. 2011). Noha a talajhőmérséklet és a talajlélegzés közötti pozitív kapcsolat volt megfigyelhető vízáddíciós mesterséges kísérletek során (LIU et al. 2002), a talaj nedvességváltozásával kapcsolatos vizsgálatok a természetes terepviszonyok között kevés és változatos eredményeket hoztak, melyeket sok egyéb abiotikus és biotikus faktor is befolyásolt (LIU et al. 2002; SHI et al. 2011). A talaj víztartalma, mint fontos és limitáló környezeti tényező a talajban lejátszódó folyamatokra nagy hatással van (SAIZ et al. 2007), és nemcsak abban az esetben korlátozhatja a talajlélegzést, ha túl alacsony a mennyisége, hanem akkor is, ha túl magas (SAIZ et al. 2007; BALOGH 2009).

Emellett viszont térbeli vizsgálatok során a talajlélegzés kapcsolatai más változókkal kicsit átalakulnak, ugyanis negatív összefüggést mutat a talajhőmérséklettel (ALMAGRO et al. 2009; HERBST et al. 2009; ALLAIRE et al. 2012), és pozitív összefüggést a talajnedvességgel (FÓTI et al. 2020). Például a talajnedvesség a száraz gyepek térbeli talajlélegzés-variabilitásának fő mozgatójává válik (FÓTI et al. 2014). Ugyanis a talajhőmérséklet-talajlélegzés negatív térbeli összefüggése a talajnedvesség talajlélegzésre gyakorolt erős közvetlen hatása miatt alakul ki, mert ebben a ráható erőben megnyilvánul a talajnedvesség talajhőmérsékletre gyakorolt hűtő hatása, így a talajnedvesség a másik kettő változó között is negatív kapcsolatot alakít ki (FÓTI et al. 2014).

3.5.3. A talajlélegzés kapcsolata a széntartalommal és a vegetációszerkezettel

A talajnedvesség és a talajhőmérséklet erősen befolyásolja a növényfajok növekedését és elterjedését (POTTER 2014), így fontos tényezők egy ökoszisztémában (LATIF és BLACKBURN 2010; POTTER 2014; CUENA-LOMBRAÑA et al. 2018). Az ökoszisztémában kialakult növényzet összetétele és szerkezete pedig szintén nagy jelentőségű (MOYES és BOWLING 2016), ugyanis az abiotikus faktorokon kívül ez a biotikus faktor rendelkezik az egyik legnagyobb befolyásoló erővel a talajlélegzés-dinamikában (RAICH és SCHLESINGER 1992). A vegetációszerkezet jelentősen befolyásolja a lombkorona alatt létrejövő mikrokörnyezetet (PETRONE et al. 2008; CHATTERJEE és JENERETTE 2011), a talaj mikroklímáját (LATIF és BLACKBURN 2010), valamint a talaj szervesanyag tartalmát a növényi maradványok széntartalmának és a GPP egy részének a talajba juttatása révén (STOYAN et al. 2000; BALOGH et al. 2019). Következésképpen a vegetációtípusokban történő átmenet éles változásokat okoz a lombkorona szén-asszimilációjának térbeli

változékonyságában (MOYES és BOWLING 2016), majd az allokációs mintázatban és az avartermelésben is (THOMAS et al. 2018), ami pedig a földfelszín alatt raktározott szén különböző mennyiségét eredményezi (MOYES és BOWLING 2016; THOMAS et al. 2018).

Számos korábbi tanulmány (MICHELSEN et al. 2004; SHI et al. 2011; THOMAS et al. 2018; HUANG et al. 2020) kimutatta a különböző növényzeti típusok (pl. fás vegetáció, gyepek és szántóföld) közötti talajlégzés különbségeket. RAICH és TUFEKCIOGLU (2000) nem talált szignifikáns talajlégzésbeli különbséget a termőföldek és a közeli erdők, illetve a gyepek és a közeli termőföldek között. Vizsgálatuk során azonban a talajlégzés aránya folyamatosan magasabb volt a gyepekben, mint a hasonló körülmények között növő erdőkben. Arra a következtetésre jutottak, hogy elemzésükben a szignifikancia hiánya a haszonnövények sokféleségére és a növénytermesztési rendszerre vezethető vissza. A szénallokációs különbség következtében a talajlégzés általánosan alacsonyabbnak bizonyul a gyepekben, mint az erdőkben (MOYES és BOWLING 2016; THOMAS et al. 2018). Ennek egyik magyarázata, hogy a fűvek nagyobb mennyiségű szenet allokálnak a növekedéshez, és jellemzően nagyobb mennyiségű könnyen lebomló avar termelnek (RAICH és TUFEKCIOGLU 2000). Ezzel szemben a fák általában több szenet allokálnak a szilárdítószövetekbe, és kisebb mennyiségű, lassabban lebomló és tápanyagszegény avar termelnek (MOYES és BOWLING 2016). SHI et al. (2011) két különböző típusú erdei ökoszisztémában vizsgálták a talajparamétereket. Megállapították, hogy a csapadékesemény után megnövekedett talajlégzés újbóli csökkenése eltérő sebességű volt a két vegetációtípus között. A fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) mesterséges ültetvényében a talajlégzés gyorsabban csökkent, mint az őshonos tölgyerdőben (*Quercus liaotungensis* Koidz.).

A növényzeti típusok közül a mérsékeltövi lombhullató erdők rendelkeznek az egyik legnagyobb felszín alatti szénraktárral (REICHSTEIN et al. 2013), ezért nagy jelentőségű a fásszárú növényzet természetes (erdőssztyepp mozaikok; ERDŐS et al. 2018) vagy mesterséges (erdőirtás; BAKER et al. 2016) módon történő tér-időbeli átalakulása gyeppé. Ezt a fajta talajtakaróváltozást a globális talajlégzésváltozás egyik legfontosabb mozgatórugójának tekintik (HUANG et al. 2020). HUANG et al. (2020) mind az éghajlat, mind a talajtakaró változásának hatásait figyelembe vették a globális talajlégzés tér-idő változásainak megállapításához. Ebben a tanulmányban összehasonlították a biotomok globális talajlégzését. Megállapították, hogy a boreális és a mérsékelt éghajlatú területek esetében a talajtakaróval összefüggő tényezők, különösen az erdőből alacsony növésű növénytakaróvá (pl. gyepek) alakulás minden esetben szignifikáns pozitív összefüggést mutattak a talajlégzéssel. Megnőtt a talajlégzés a vegetáció átalakulása vagy zavarás után ezekben a régiókban. Ezzel ellentétben, a

trópusi régióban a talajlégzés erősebb kapcsolatban állt az éghajlatváltozással, mint a gyepké alakulással. Emellett rámutattak egy fontos tényezőre, ami az egyik növényzeti típus másikká alakulásának átmeneti időszak, mely átmeneti állapot jelentős különbségeket okozhat a vizsgálatban. Ez az új tanulmány összhangban van RAICH és TUFEKCIOGLU (2000) tanulmányával, ahol már felhívták a figyelmet arra, hogy a talajlégzés dinamikája jelentősen eltér a fő biotípusok között.

3.5.4. Domborzati attribútumok, mint befolyásoló háttértényezők

Ugyan a kialakult növényzet összetételét és szerkezetét a talajnedvesség és a talajhőmérséklet erősen befolyásolja egy ökoszisztémában (CHEN et al. 1995), de ezekre a környezeti paraméterekre igen jelentős hatást gyakorol a tengerszint feletti magasság és a domborzat is (FÓTI et al. 2020). Különösen igaz ez a nyílt szerkezetű vegetációtípusok esetében, mint a homoki gyep (MOLNÁR et al. 2003b), a vegetációmintázat gyakran befolyásolt a mikrodomborzat által (ALEXANDER et al. 2016). A talajfelszín magasságkülönbsége kulcsfontosságú meghatározó tényező a talajnedvesség és talajhőmérséklet térbeli mintázatának kialakulásában (FÓTI et al. 2020), és ezen kívül még szoros kapcsolatban áll a talajfelszín feletti mikroklímával is (QI és YANG 1999). Összeségében az élőhely abiotikus tényezői, összefüggésben a domborzati attribútumokkal (pl. lejtés, magasságkülönbségek, kitettség) és a növényfajok ezen tényezőket követő eloszlásával (LATIF és BLACKBURN 2010; POTTER 2014; CUENA-LOMBRAÑA et al. 2018; HOHNWALD et al. 2020) kölcsönösen befolyásolják egymást (ALEXANDER et al. 2016).

A lejtés és a magasságkülönbségek szorosan kapcsolódhatnak a vízfelhalmozódáshoz és a felszíni vízfolyáshoz (CALDWELL et al. 2009), valamint a szervesanyag-felhalmozódáshoz és erózióhoz (FÓTI et al. 2020), amelyek erősen befolyásolják a vegetáció funkcionális tér-időbeli mintázatát, például a talajlégzést (LASSUEUR et al. 2006; FÓTI et al. 2020). A különböző kitettséggű lejtőket eltérő erősségű és tulajdonságú fizikai behatások érik (IOGNA et al. 2011), például az uralkodó szélirány és a besugárzás mennyisége (BENNIE et al. 2008), ezekből adódóan pedig eltérő hőmérséklet- és nedvességviszonyokkal rendelkeznek (FÓTI et al. 2020). Így a lejtés a kitettséggel együtt kombinálva megadhatja a növényzetre érkező napsugárzási energia mennyiségét vagy a besugárzás változékonyságának mértékét (LASSUEUR et al. 2006), amelyet néha a hagyományos klimatikus változók nem tudnak kimutatni (LASSUEUR et al. 2006). Az északi és déli fekvésű lejtők közötti egyik legfőbb

különbség az árnyékolásuk időtartamában van, ugyanis eltérő mennyiségű napsugárzást kapnak (ALEXANDER et al. 2016; FÓTI et al. 2020).

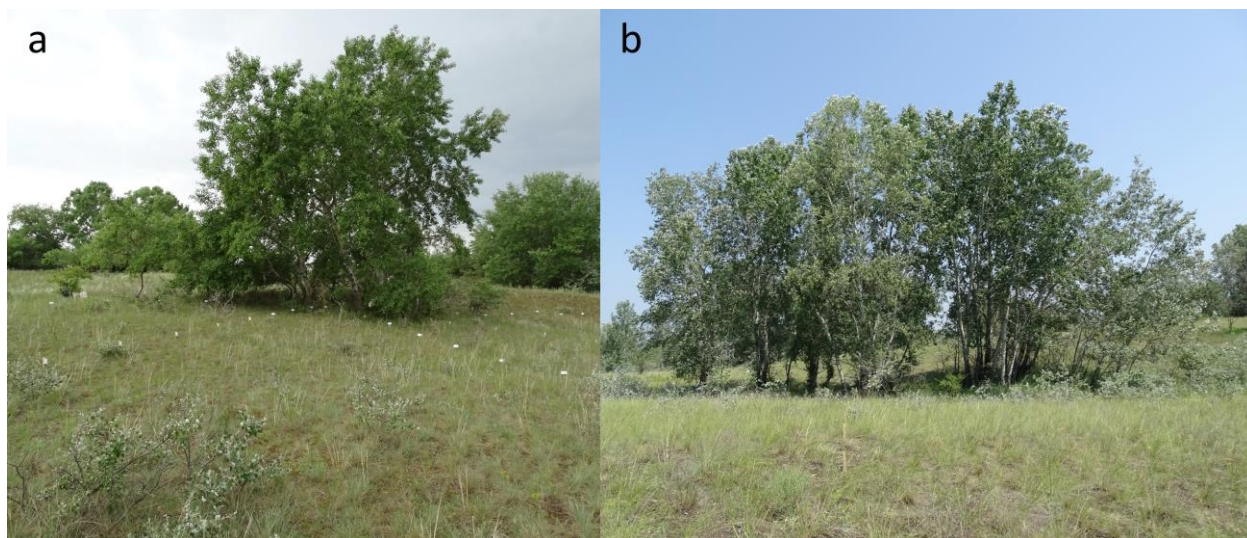
Az ilyen kitettségbéli különbségek nemcsak lejtőkön, hanem növényzeti szegélyekben is megfigyelhetők (ERDŐS et al. 2011), mint már a korábban említett mikroklíma-különbségek az északi és déli szegélyterületek között (CHEN et al. 1993; MATLACK 1993; CHEN et al. 1995). De akár egy facsoport esetében is megfigyelhetők jelentős hőmérsékleteltérések a nyugati irányultságú hidegebb oldal és a keleti melegebb oldal között egy 24 órás periódus alatt (SÜLE et al. 2020). Az árnyékolásnak ez a változékonysága a növényzet összetételében jelentős eltéréseket okoz két terület között (ERDŐS et al. 2014), és az ezt követő mikroklíma-különbségekkel kölcsönös tér-időbeli egymásra hatással rendelkeznek (SÜLE et al. 2020). Bár a fent említett munkák a domborzati attribútumok befolyásoló erejét jól bemutatják, mégis keveset tudunk arról, hogy ez a befolyásoló erő egy facsoport árnyékoló hatásával hogyan függ össze, és mennyire befolyásolja a domborzat és egy facsoport egymás hatásait a gyepterületre.

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. Mintavételi területek és időszakok

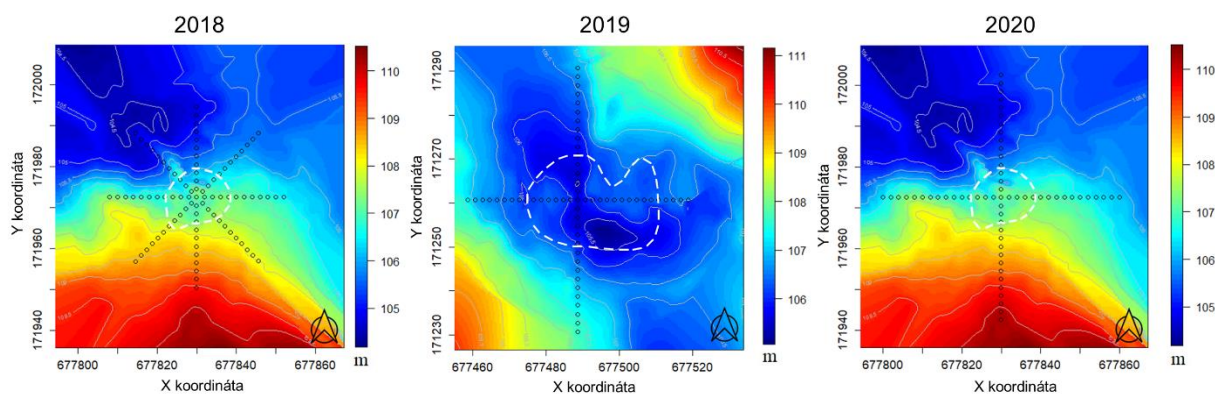
Vizsgálati helyeink a Duna-Tisza közén, a Kiskunsági Nemzeti Park Fülöpházi buckavidék területi egységében helyezkedtek el. Ennek a területi egységnek a 10 éves (2010-2020) évi átlaghőmérséklete 11,5 °C és éves csapadékösszege átlagosan 622,17 mm (Országos Meteorológiai Szolgálat, Fülöpháza Meteorológiai Állomás). Ezen a területen jellemzőek a humuszban szegény homokos talajok, melyek rendkívül alacsony vízmegtartó képességgel és szervesanyag-tartalommal rendelkeznek (ERDŐS et al. 2014). A durva szemcséjű homoktalaj terepi körülmények között feljegyzett vízmegtartó kapacitása körülbelül 5 v/v% (TÖLGYESI et al. 2020).

Két fehér nyár (*Populus alba L.*) facsoportban és a környező gyepterületeken zajlottak a vizsgálatok 2018-2020 időszakban (3. ábra). A mintavételi területek domborzati viszonyai, valamint az első facsoport (46°53'28.18" N., 19°24'46.91" E., 107 m tszf. magasság) és a második facsoport (46°53'06.11" N., 19°24'29.17" E., 106 m tszf. magasság) mintavételi elrendezései a 4. ábrán láthatók.



3. ábra: Az első facsoport (a) és a második facsoport (b)

A környezeti és funkcionális változók mérése különböző égtáji irányú keresztveződő szelvényekben zajlott, amelyek mentén 2 méterenként helyezkedtek el a mintavételi pontok. Csillag és kereszt alakú mintavételi elrendezést alkalmaztunk, melyek közepén helyezkedett el a facsoport (4. ábra).



4. ábra: A mintavételi területek domborzati viszonyai és a mintavételi elrendezések. A tengerszint feletti magasság méterben, a koordináták pedig egységes országos vetületi rendszerben (EOV). A fehér vastag szaggatott vonal a vizuális fahatár, a fekete pontok a mintavételi pontok.

4.2. A vizsgálati elrendezések és a mérési időszakok

A vizsgálati elrendezések és a mérési időszakok főbb jellemzőit lásd az 1. táblázatban. Az egymást követő mérési évek során eltérő mintavételi elrendezést és mérési kampány mennyiséget tudunk alkalmazni, melyek alakulását több tényező is befolyásolta, amiket a következő bekezdésekben részleteznék.

4.2.1. Facsoportok kiválasztása

2017 szeptemberében bejártuk a fülöpházi homokbuckást, és feljegyeztünk néhány mintavételre alkalmasnak tűnő facsoportot. A 2018-as évben az őszi mérés után úgy ítéltük meg, hogy a 4 szelvény mentén végzett munkánk nyoma nagyon erősen meglátszódott, zavaró hatásunk igen erősnek tűnt. Ugyan szeretnénk volna a következő években is ennél a mintavételi helynél folytatni a munkát, de úgy véltük, hogy ha jövőre is ide jövünk vissza és ismét három mérési kampányt elvégzünk itt, akkor a harmadik évben már a nagymértékű zavarásunk hatását mérnénk a lágyszárú szintben. Ezen okból kerestünk egy másik facsoportot 2019-ben. Ez után úgy döntöttünk, hogy 2020-ban keresünk egy harmadik facsoportot, hogy minden évben új mintavételi helyünk legyen. Azonban 2017 szeptembere óta a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) a korábban kijelölt facsoportok környékét igen erősen megfertőzte. Mivel nem szeretnénk volna inváziós faj esetleges ökoszisztéma-funkciókra és mikroklímára hatását vizsgálni, így csak nem fertőzött területek jöhetnek szóba. 2020-ban a mintavételünk első napján több órán át kerestünk új mintavételi helyet, de sajnos nem találtunk. A keresés során a területek vagy fertőzöttek voltak selyemkóróval, vagy túl erős volt a domborzat változása, ami szintén nagyon erős

befolyásoló erővel bír. Ezért úgy döntöttünk, hogy visszamegyünk az első facsoporthoz, ami 2018-ban remek mintavételi helynek bizonyult. Mivel 2019-ben nem itt mértünk, így nem sérült a gyeperő, és nem is tapasztaltuk a 2018-as zavarásunknak a hatását.

4.2.2. Mérés kampányok

Törekedtünk arra, hogy mindhárom mérési évben (2018-2020) meglegyen 3 mérési kampány a fenológiai stádiumoknak megfelelően (tavasz, nyár, ősz), de ez 2019-ben nem sikerült az időjárási körülmények miatt. A 2019 évben sajnálatosan szinte egész májusban esett az eső, és nem volt alkalmunk tiszta időben kijutni elvégezni a terepi mintavételezést, így ebben az évben ez a fenológiai stádium kimaradt.

4.2.3. Mintavételi elrendezések

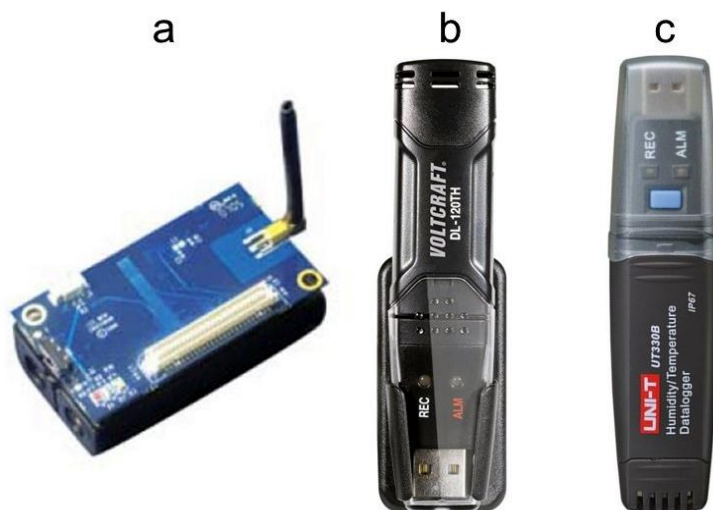
A 2019-es facsoport nagyobb kiterjedésű volt, mint a 2018-as, így hosszabb szelvényekre volt szükség ahhoz, hogy a 2018-ashoz hasonlóan elegendő gyepterületet is ki tudjunk jelölni a facsoport ellentétes oldalain. 2018-ban 47 db MICA mote-ot és 42 db Voltcraft USB dataloggert használtunk, így elegendő mérőeszközünk volt a 2018-as elrendezéshez, ami 89 db pontból állt. 2019-re vettünk 60 db UNI-T-t, de a MICA-k nem működtek, így azokat már nem lehetett használni. 2019-ben a csillag alakú elrendezéshez 121 db eszközre lett volna szükség, de csak 102 db állt rendelkezésre, és néhány nem működött, ezért gyakorlatilag 95 db működő eszközünk volt. Ezek elégtelen száma csak részben korlátozta a csillag-elrendezést, de nyomós érv volt még az évi három mintavétel erősen destruktív hatása, különösen a közép részen. 2020-ban ugyan visszamentünk a 2018-as facsoporthoz, de mivel elhagytuk a csillag-elrendezést az előző évben, ezért inkább 2020-ban is a 2019-es mérési elrendezést alkalmaztuk az összehasonlíthatóság kedvéért. Ezen körülmények miatt eltérő a facsoportok és évek közötti szelvényhosszok (lásd 1. táblázat).

1. táblázat: Mérési időszakok

	Év	2018	2019	2020
Mérés	Időszakok	tavaszi (2018. 05. 24-25.), nyári (2018. 07. 12-14.), ősz (2018. 10. 08-10.)	nyári (2019. 06. 27-29.), ősz (2019. 09. 30.-10-02.)	tavaszi (2020. 06. 03-05.), nyári (2020. 07. 21-24.), ősz (2020. 09. 30.-10-02.)
	Mintavételi pontok	89 db	61 db	61 db
Mintavételi hely	Helyszín	első facsoport	második facsoport	első facsoport
	Facsoport átlagos átmérője	15 m	26 m	15 m
Szelvények	Mennyisége	4 db	2 db	2 db
	Hossza	44 m	60 m	60 m
	Égtáji irány	É-D, ÉK-DNY, K-NY, DK-ÉNY	É-D, K-NY	É-D, K-NY
	Mintavételi pontok közötti maximális magasságkülönbség	4,72 m	2,63 m	5,51 m

4.3. Mikroklíma mérése

Minden mérési kampány során a szelvények mentén 2 méterenként 48 órán keresztül (1 perces felbontással) léghőmérsékletet és légnedvességet mértünk szenzorhálózattal a gyepszintben. A mérőműszereket 20 centiméterrel a talaj felszíne felett, a lágyszárú növényzet átlagos magasságában helyeztük el. A mikroklímaméréshez Crossbow MICA XM2110CA mote (Crossbow Technology Inc., Milpitas, CA, USA), Voltcraft DL-120TH USB hőmérséklet-páratartalom logger (Voltcraft, Hirschau, Bajorország, Németország) és UNI-T UT330B Mini USB hőmérséklet-páratartalom logger (UNI-TREND Technology CO Ltd., Guangdong, Kína) mérőműszereket használtunk (5. ábra).



5. ábra: Mikroklímamérő műszerek: Crossbow (a), Voltcraft (b), UNI-T (c)

A műszereket fehér műanyag pohárral árnyékkoltuk, hogy elkerüljük a napsugárzás általi túlmelegedést (6. ábra). A műszereket a mérések előtt kalibráltuk. Csapadékmentes mérési periódusokat választottunk, de a 2020 októberi mérés során esett az eső. Az időjárási viszonyok fő változásait (pl. felhősödés mértéke és a felhők mozgása) manuálisan rögzítettük. A facsoportok vizuális szegélyének helyét, a bokrok és a fák helyzetét a vizsgálati területen és környékén, valamint a facsoportok árnyékát szintén manuálisan rögzítettük délben.



6. ábra: Kihelyezett Voltcraft USB hőmérséklet-páratartalom logger

4.4. Talajparaméterek, funkcionális változók és GPS mérések

A talajparaméterek (ts, SWC), funkcionális változók (Rs, LAI, SOC) és GPS méréseket a szelvények mentén 2 méterenként, a mikroklímamérők pozíciójánál végeztük. A következő műszerekkel a méréseket minden mérési kampányban 11-13 óra között végeztük, és körülbelül

1,5 órán át tartottak a nappali időbeli mintázatok hatásainak minimalizálása érdekében (FÓTI et al. 2018).

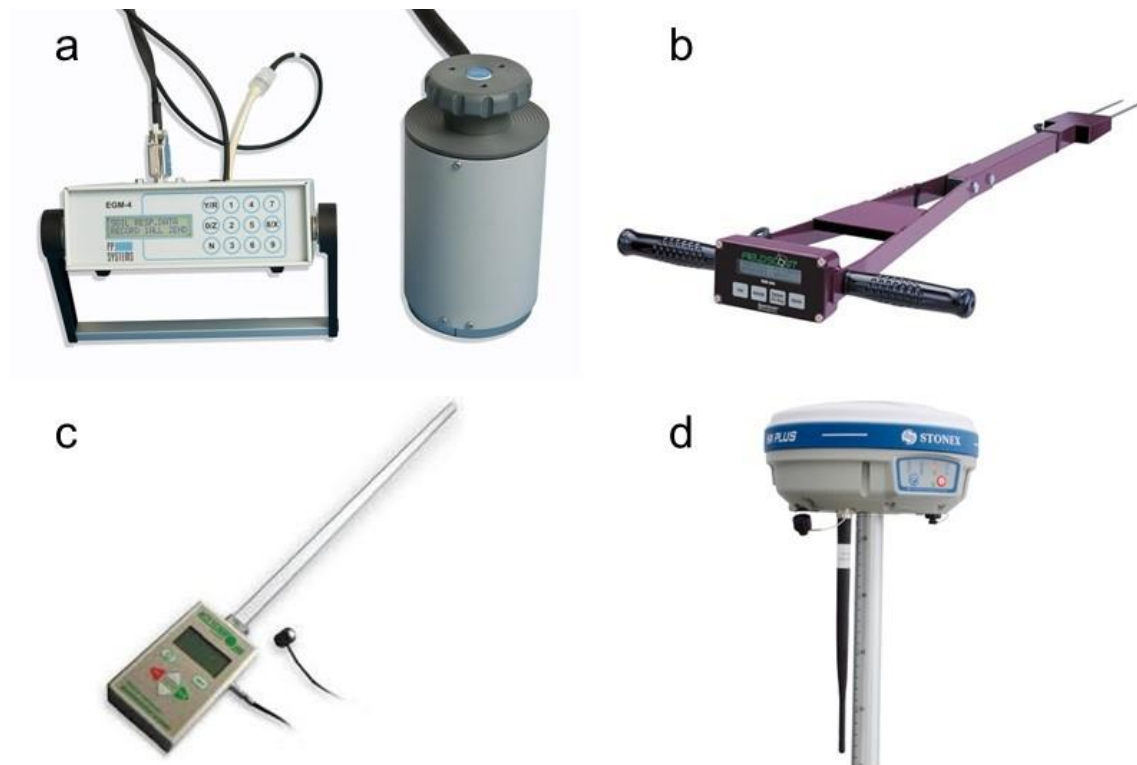
Talajlégzés (Rs) és a talajhőmérséklet (ts): EGM-4 infravörös gázanalizátorral (PPSystems, UK) mértük (7.a ábra).

Talajnedvesség (SWC): FieldScout TDR 300 (FieldScout, USA) műszer 7,62 cm-es (3.0 inch) tűskéjével mértük (7.b ábra).

Levélfelület-index (LAI): ACCUPAR LP-80 ceptométerrel (METER Group, USA) mértük (7.c ábra).

Talajminta szervesanyag-tartalom (SOC): minden mérési évben ömlesztett (3 kézi talajfúrós mintavétel/mintavételi pont) talajmintákat vettünk a talaj felső 10 cm-ből. A szervesanyag-tartalmat szulfokróm oxidációval/gyulladásveszteséggel (IVEZIĆ et al. 2016) határozta meg a MATE (korábban SZIE) Talajtani Tanszék.

Koordináták és tengerszint felletti magasság: nagy pontosságú STONEX S8 PLUS GPS (STONEX Srl., Paderno Dugnano, Olaszország) műszerrel rögzítettük (7.d ábra).



7. ábra: További mérőműszerek: EGM-4 talajlégzés és –hőmérséklet mérő (a), FieldScout talajnedvesség mérő (b), ACCUPAR levélfelület-index mérő (c), STONEX GPS (d).

4.5. Cönológia

A szelvények mentén minden mérési kampányban 0,5 m × 0,5 m-es oldalhosszúságú érintkező kvadrátokban cönológiai felvételezést (százalékos borításbecslés) végeztünk a műszeres mérésekkel párhuzamosan. A növényneveket az Új magyar fűvészkönyv (KIRÁLY 2009) szerint, míg az asszociációk neveit az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (BÖLÖNI et al. 2011) szerint használtuk. A növényfajokhoz tartozó indikátorértékeket (Zólyomi-féle ökológiai indikátor értékek: TZ-érték (hőigény) és WZ-érték (nedvesség igény)) a FLÓRA adatbázis 1.2 (HORVÁTH et al. 1995) szerint használtuk. Ezek az ökológiai indikátorértékek számszerűsítik a növényfajok környezeti optimumait a természetes élőhelyeken való előfordulásuk alapján. Az alacsonyabb indikátorértékek alacsonyabb hő- és nedvesség-igényt jelentenek, míg a magasabb értékek magasabb igényeket. Választásunk azért esett a Zólyomi-féle indikátor értékekre, mert a hőigény szerinti indifferens növényfajokat 0-ás értékkel jelöli, így külön kategóriát képviselnek. Ezzel szemben a Borhidi-féle indikátor értékeknél az indifferens vagy tágtűrűsű növényfajok 5-ös értéket kapnak, mely egyben „a montán lomblevelű mezofil erdők övének megfelelően” elnevezésű kategória is a relatív hőigények között (HORVÁTH et al. 1995).

A fizika megkülönbözteti egymástól a hő és a hőmérséklet fogalmát, ugyanis a fizikában a hőt az energia formájának tekintik, míg a hőmérsékletet az energia mértékének (INTERNET-5 2021). Emiatt a fizikai fogalomnak és elnevezésnek megfelelően a továbbiakban a hőigényt hőmérséklet igénynek fogom nevezni.

4.6. Meteorológiai változók

A mérési kampányok meteorológiai viszonyainak szemléltetéséhez az Országos Meteorológiai Szolgálat, Fülöpháza Meteorológiai Állomás napi átlaghőmérséklet, napi csapadékösszeg és napi átlagglobálisugárzás meteorológiai változók adatait rendelkezésünkre bocsájtotta a 2018. május és 2020. október közötti vizsgálati időszakra.

4.7. Számítások

4.7.1. Telítési hiány számítása

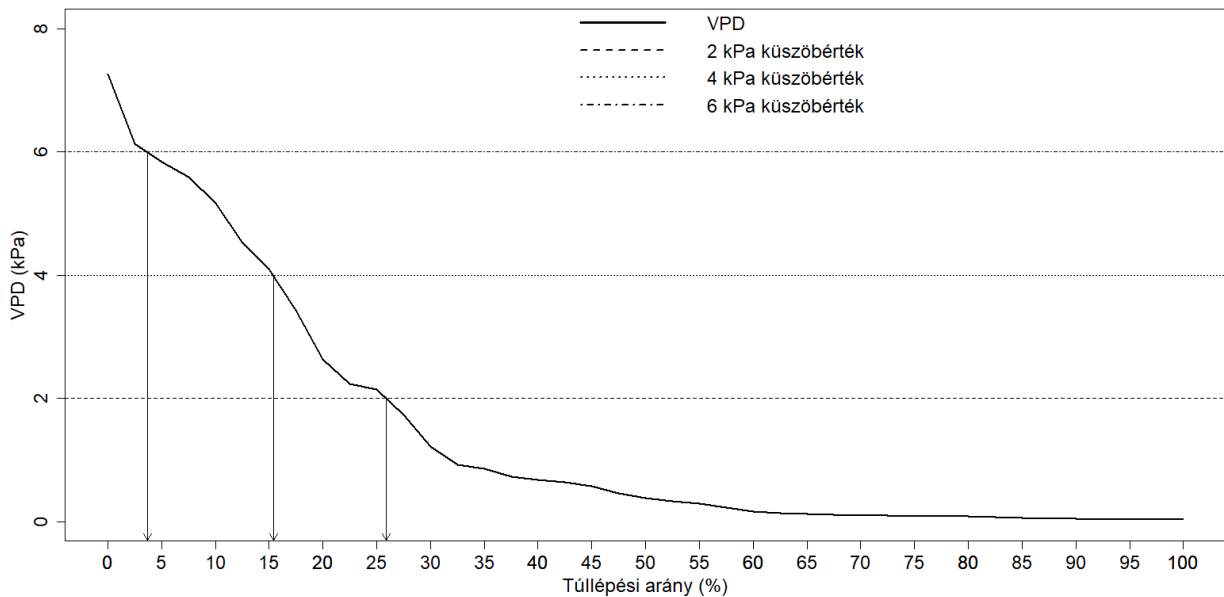
A telítési hiányt (VPD) a relatív légnedvesség (RH) és a léghőmérséklet (t) alapján számítottuk ki a BOLTON (1980) által kidolgozott egyenlet szerint:

$$VPD = (100 - RH) \times 6.112 \times e^{(17.67 \times t / (t + 234.5))} \quad (\text{egyenlet 1})$$

ahol t -t °C-ban, RH -t %-ban és VPD -t Pa-ban adjuk meg.

4.7.2. Tartamgörbe vizsgálati módszer

Vizsgálatunk elsősorban a VPD-ből készített tartamgörbére összpontosított, amelyet 24 órás, percenkénti mikroklíma mérésekből számítottunk ki. Az összes mérési pozíció esetében 12:00-12:00 közötti periódust vettünk figyelembe, mint egy 24 óra. A VPD (vagy bármilyen változó) tartamgörbéje úgy alakítható meg, hogy az összes adatot csökkenő sorrendbe rendezzük. Így a legmagasabb érték rangja 1, míg a legkisebbé n (n = a mérések száma). A rendezett adatokat ábrázolva (8. ábra) megkapjuk a tartamgörbét, ahol az X tengelyen a relatív sorrend (pl. százalék) tükrözi az Y tengely változójának egy adott értékéhez tartozó előfordulási arányát a vizsgált perióduson belül (pl. a telítési hiány egy mérési pozícióban). Ha a tartamgörbéhez megadunk a vizsgált változóhoz tartozó kritikus határértéket, akkor a tartamgörbéről egyszerűen leolvasható, hogy az adott határértéket a vizsgált periódus alatt a változó értékeinek hány százaléka lépte túl. Ezen kívül a tartamgörbe tendenciája megmutatja a túllépési arányok és a vizsgált változó közötti kapcsolatot (VOGEL és FENNESSEY 1994, VERMA et al. 2017). A 8. ábrán feltüntetett példa esetében csak egy mérési pont értékei kerültek ábrázolásra a változóból, melyhez három küszöbértéket rendeltünk. A nyilak segítségével leolvashatjuk, hogy 2 kPa küszöbérték esetében az adatok 25,9%-a, 4 kPa küszöbérték esetében 15,4%-a, 6 kPa küszöbérték esetében 3,7%-a lépte túl az adott küszöbértéket, vagyis ezek a küszöbértékekhez tartozó túllépési arányok. Ilyen pontos meghatározáshoz nem elég az ábra, mert az csak szemléltetés, hanem az adatokból ki kell számolni a túllépési arányokat. Ezt úgy tehetjük meg, hogy a változó egy mérési pontjához tartozó összes vizsgált értékéből megnézzük, hogy hány darab érték éri el és lépi túl a küszöbértéket, mely számot elosztjuk a mérési ponthoz tartozó összes vizsgált érték darabszámával és megszorozzuk százzal. Ezzel megkapjuk a pontos százalékos túllépési arányokat.



8. ábra: Tartamgörbe vizsgálati módszer. A nyilak az egyes küszöbértékekhez tartozó túllépési arányok leolvasását segítik.

4.7.3. Digitális domborzatmodell (DEM) készítése és domborzati attribútumok számítása

A mért magassági adatok spline interpolációjával 0,4 méter felbontású digitális domborzatmodellt készítettük a mintavételi területekről, melyek bemenő raszteres adatokként szolgáltak a domborzati attribútumok számításához. Bár az ilyen modellek általában távérzékelési technikákkal gyűjtött adatok alapján készülnek, mert sokkal nagyobb kiterjedésű területeket kell lefedniük, de megalkothatók GPS-vevők földi mérési adataiból is (SHEN és SHENG 2012). Ezek az interpolációs térképek a 4. ábrán láthatók a mérési pozíciókkal együtt. A térképek 183 (első facsoport) és 106 (második facsoport) véletlenszerűen mért magasságot alapján készültek, valamint tartalmazzák a szelvények mintavételi pontjainak magassáadatait is.

A felszín jellemzésére négy domborzati attribútumot számítottunk ki LECOURET et al. (2017) irányelvei alapján, BEHRENS et al. (2018) „mixed scaling” módszere szerint. Ez utóbbi a raszteres adatok kezelésére szolgáló képfeldolgozási eljárások közül az, amelynél térsorozatban, aggregációval egyre finomabb felszínt készítünk a domborzatból (ennek során romlik a felbontás), majd a kiszámolt attribútumot újra feliskálazzuk az eredeti raszter-méretre. A térsorozatból a mérési felbontáshoz legközelebb eső 1,5 m-es rasztert használtuk az elemzésekhez. A kiválasztott, minimális kovarianciát mutató attribútumok korábbi vizsgálatok

során már alkalmasnak bizonyultak ökológiai kutatásokban (a számítások részletesebb leírását lásd FÓTI et al. (2020) munkájában).

A magasság szórását (SD) 5×5 -ös konvolúciós mátrix-szal történő lepásztázás segítségével az alábbi képlettel számítottuk ki:

$$SD = \sqrt{\frac{1}{n_R-1} \sum_{i=1} (z_i - \bar{z})^2}, \quad (\text{egyenlet 2})$$

, ahol z_i érték a megfelelő R konvolúciós mátrix vizsgált pixelének magassága, míg \bar{z} az átlagos magasság R mátrixban. SD megadja a raszteren belüli heterogenitást, a domborzati felszín lokális egyenetlenségét.

A lejtés (Sl) és a kitettségéből származtatott keletiesség (East) és északiasság (North) számításához 8 szomszédot használtunk LECOURE et al. (2017) irányelveit követve:

- Lejtés (Sl): megadja a pozíciók közötti magasságváltozás mértékét, ez a domborzati felszín vízszinteshez viszonyított szögének tangense (függőleges „emelkedés”/vízszintes „lefutás”).
- Keletiesség és északiasság (East, North): a kitettség az az égtáji irányultság, amerre egy lejtő néz, mely a raszter cella és a szomszédjai közötti legnagyobb lejtés alapján számolható. Ez egy cirkuláris változó, ami az óramutató járásával megegyező irányban haladva 0° és 360° közötti értékeket vehet fel (0° és 360° egyaránt északra néző lejtőt, 90° keletre néző lejtőt jelent stb.), (RITTER 1987). Az ökológiában gyakoribb a kitettség szinuszának (keletiesség) és koszinuszának (északiasság) használata, mert ezek folyamatos gradiensként mutatják a kelet-nyugat, illetve az észak-dél irányokat. Az északiasság és a keletiesség +1 közeli értékei általánosságban északi, illetve keleti irányú lejtőt, míg a -1 közeli értékek általánosságban déli, illetve nyugati irányú lejtőt jelentenek.

4.8. Adatfeldolgozás és statisztikai értékelés

A statisztikai értékelést az R statisztikai adatelemző programmal végeztük (R CORE TEAM 2018):

A léghőmérséklet és légnedvesség adatokból telítési hiányt (VPD) számoltunk (Hmisc csomag; HARRELL JR et al. 2020) a 4.7.1. alfejezetben említett egyenlettel. 24 órás VPD kvantilisekből PCA ordinációkat és tartamgörbéket készítettünk, hogy a vizsgált terület mikroklimatikus különbségeit feltárjuk.

Az összes vizsgált változót standardizáltuk (Hmisc csomag, HARRELL JR et al. 2020) és ezekből a komplex kapcsolatok feltárásához főkomponens-analízist hajtottunk végre (PCA

biplot; vegan csomag, OKSANEN et al. 2019). A PCA biplotokhoz a percenkénti mérések VPD átlagát használtuk 11:00-13:00 órai periódusban, mert ebben a napszakban történt az egyéb változók mérése is. Ezen kívül a változók egyszerűbb kapcsolatainak szemléltetéséhez regresszióelemzést is végeztünk (vegan csomag, OKSANEN et al. 2019), ahol az adatokat log-transzformátuk is, hogy a vegetációszerkezeti különbségek miatt kialakult nagy szórást eltüntessük.

A talajlégzés komponenseinek arányára is kíváncsiak voltunk, ezért minden mérési kampányhoz az összes oda tartozó adatból számoltunk egy átlag talajlégzés értéket. Ugyanezt végrehajtottuk a LAI adatokon is, hogy kapjunk egy átlag levélfelület-index értéket, melyet a LAI-Rs kapcsolat felderítéséhez használtunk. A LAI-Rs között lineáris regressziót alkalmaztunk mérési kampányonként, melyeknél meghatároztuk az Y tengely metszéspontját (ahol a LAI elméletileg 0). A metszéspontokat mérési kampányonként az Rhet átlagnak tekintettük. Ezután kiszámoltuk az Raut arányt:

$$Raut = Rs - Rhet \quad \text{(egyenlet 3)}$$

, ahol *Raut* az autotróf talajlégzés, *Rs* a teljes talajlégzés, *Rhet* pedig a heterotróf talajlégzés.

A tengerszint felletti magasság és egyéb térbeli adatokat spline interpolációval ábrázoltuk, mely az akima (AKIMA et al. 2016) és fields csomagokkal történt (NYCHKA et al. 2017). Azért használtuk ezt a módszert, mert ezzel az interpolációs hiba általában kisebb, de ez függ a felszíntől is (HALL és MEYER 1976).

A GPS adatokból a 4.7.3. alfejezetben részletezett módon domborzati attribútumokat számítottunk és elemeztünk a raster (BRENNING et al. 2018) és RSAGA csomagok (HIJMANS 2018) segítségével. A domborzati attribútumok, a szervesanyag-tartalom és a PCA biplotok tengelyei között Spearman korrelációs koefficienszt számoltunk (Hmisc csomag, HARRELL JR et al. 2020) a kapcsolatok számszerűsítéséhez.

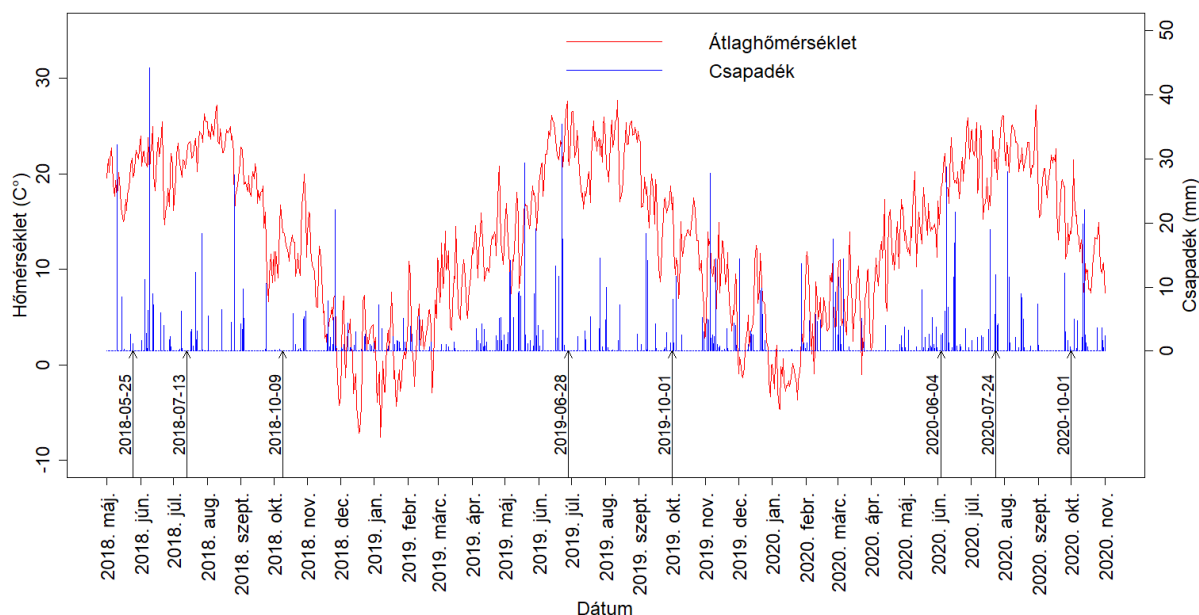
A vegetáció szelvényenkénti ábrázolásához ggplot2 csomagot (WICKHAM 2016) használtunk, mellyel a növényfajokhoz tartozó indikátorértékeket egy ábrán fel lehetett tüntetni.

5. EREDMÉNYEK ÉS AZOK MEGBESZÉLÉSE

5.1. Meteorológiai változók (Országos Meteorológiai Szolgálat, Fülöpháza Meteorológiai Állomás)

A napi átlaghőmérséklet és napi csapadékösszeg adatokat a 9. ábra szemlélteti a 2018. május és 2020. október közötti vizsgálati időszakokra. Az első mérési kampányt általában tavasszal, a másodikat nyár közepén, míg a harmadikat ősszel végeztük. A kampányok által lefedett időszakokban (május elejétől október végéig) a három év közül 2018 volt a legmelegebb és legszárazabb: az átlaghőmérséklet $19,20\text{ }^{\circ}\text{C}$, a csapadékösszeg $295,20\text{ mm}$ volt. Ehhez képest 2019-ben az átlaghőmérséklet $18,46\text{ }^{\circ}\text{C}$, a csapadékösszeg $351,30\text{ mm}$, míg 2020-ban az átlaghőmérséklet $18,02\text{ }^{\circ}\text{C}$, a csapadékösszeg $360,60\text{ mm}$ volt.

A mérési kampányok meteorológiai viszonyainak összefoglalása a 2. táblázatban látható. A mérések napján megfigyelhető napi csapadékmennyiségek 2020 őszi kivételével mindig az előző napon vagy a mérést megelőző éjszaka folyamán hullottak, de a mérések során napközben nem esett az eső. A 2020 őszi mérési kampány során leesett $0,2\text{ mm}$ eső és borult idő volt, mely következtében a globálsugárzás értéke nagyon alacsony volt ($35,28\text{ W m}^{-2}$) a többi mérési kampányhoz képest. A mérési napok közül 2020 nyarán volt a legmagasabb a léghőmérséklet átlag ($22,27\text{ }^{\circ}\text{C}$), míg a legmagasabb globálsugárzás átlag ($301,32\text{ W m}^{-2}$) 2018 nyarán volt.



9. ábra: Napi átlaghőmérséklet és napi csapadékösszeg adatok a vizsgálati időszakban 2018 tavasz (május 1.) - 2020 ősz (október 31.) között Fülöpházán. A fekete nyilak a dátumokkal a mérési napokat jelölik.

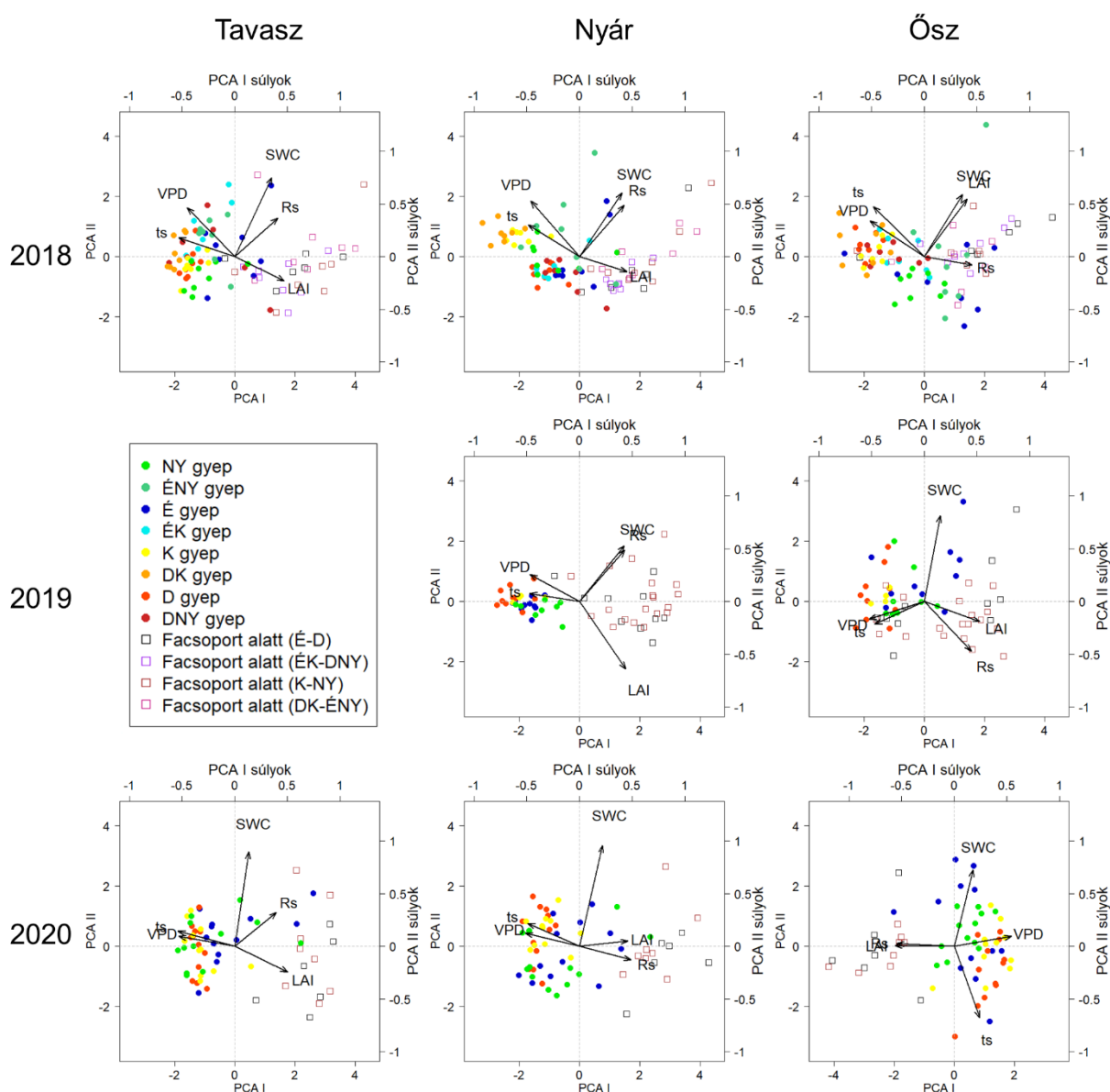
2. táblázat: A léghőmérséklet átlagok, a csapadékösszegek és a globálisugárzás átlagok a mérési napokon és 3 nappal előttük.

Mérési kampányok	Léghőmérséklet átlag (°C)		Csapadékösszeg (mm)		Globálisugárzás átlag (W m ⁻²)	
	Előtte 3 nap	Mérési nap	Előtte 3 nap	Mérési nap	Előtte 3 nap	Mérési nap
2018 tavasz	20,66	19,63	2,7	1,2	264,27	192,75
2018 nyár	21,13	21,94	0,1	0	246,98	301,32
2018 ősz	15,68	13,84	0,3	0	143,73	151,08
2019 nyár	26,41	21,65	0	0	314,33	293,15
2019 ősz	17,71	16,2	1,3	0	138,46	181,96
2020 tavasz	16,25	18,47	0,1	2,5	267,97	261,99
2020 nyár	22,38	22,27	5,8	11,9	263,09	264,15
2020 ősz	13,79	13,78	2,4	0,2	67,35	35,28

5.2. A vizsgált változók és a vegetációszerkezet közötti összefüggések

A változók közötti kapcsolatok elemzéséhez PCA biplotokat használtunk (10. ábra). A facsoport alatti pontok általában a PCA I tengely mentén pozitív irányban helyezkedtek el, míg a gyepi pontok általában negatív irányban. 2020 őszi mérési kampány során megváltozott a mintavételi pontok eloszlásának orientációja a PCA térben, így a két vegetációtípus pontjai ellentétes irányban helyezkedtek el a PCA I tengely mentén a többi mérési kampányhoz viszonyítva. Ezen elemzés alapján minden mérési kampányban a facsoportok alatti mérési pontok jelentősen elkülönültek a környező gyepi pontoktól, különösen a fáktól keletre és délre fekvő gyepterülettől. Az őszi fenológiai állapotban azonban a két vegetációtípus mérési pontjai kevésbé váltak szét, főleg az első két évben, mikor a fáktól északra fekvő gyepterület figyelemre méltóan átfedett a lombkorona alatti területtel a PCA térben. A vizsgált változók közül az Rs pozitív kapcsolatot mutatott az SWC-vel és a LAI-val, míg negatív kapcsolatot a ts-sel és a VPD-vel, mely összefüggéseket az első tengely mentén a PCA súlyok szemléltetik. Az Rs fentebb leírt változókkal mutatott kapcsolatai jó összhangban vannak sok más kutatás korábbi eredményeivel (Rs-SWC pozitív kapcsolat (ALMAGRO et al. 2009; SHI et al. 2011; FÓTI et al. 2020; TANG et al 2020), Rs-ts negatív kapcsolat (ALMAGRO et al. 2009; HERBST et al. 2009; ALLAIRE et al. 2012) és Rs-LAI pozitív kapcsolat (MOYES és BOWLING 2016)).

A második tengely minden lehetséges kombinációban elválasztotta az SWC-t, az Rs-t és a LAI-t, ezzel ugyanazokat a mögöttes hatásokat tükrözve a súlyok némi variációjával. Bár a leggyakoribb eset az volt, hogy az SWC és az Rs vált el a LAI-tól. Az őszi fenológiai stádiumokban mindig megfigyelhető az Rs és az SWC súlyok eltávolodása is egymástól, de hasonló, bár nem ilyen jelentős szétválás megfigyelhető a 2020-as év mindhárom mérési kampányán, melyet valószínűleg a 2020-as mérések előtti csapadékosabb időszakok okozhattak (vö. 2. táblázat).

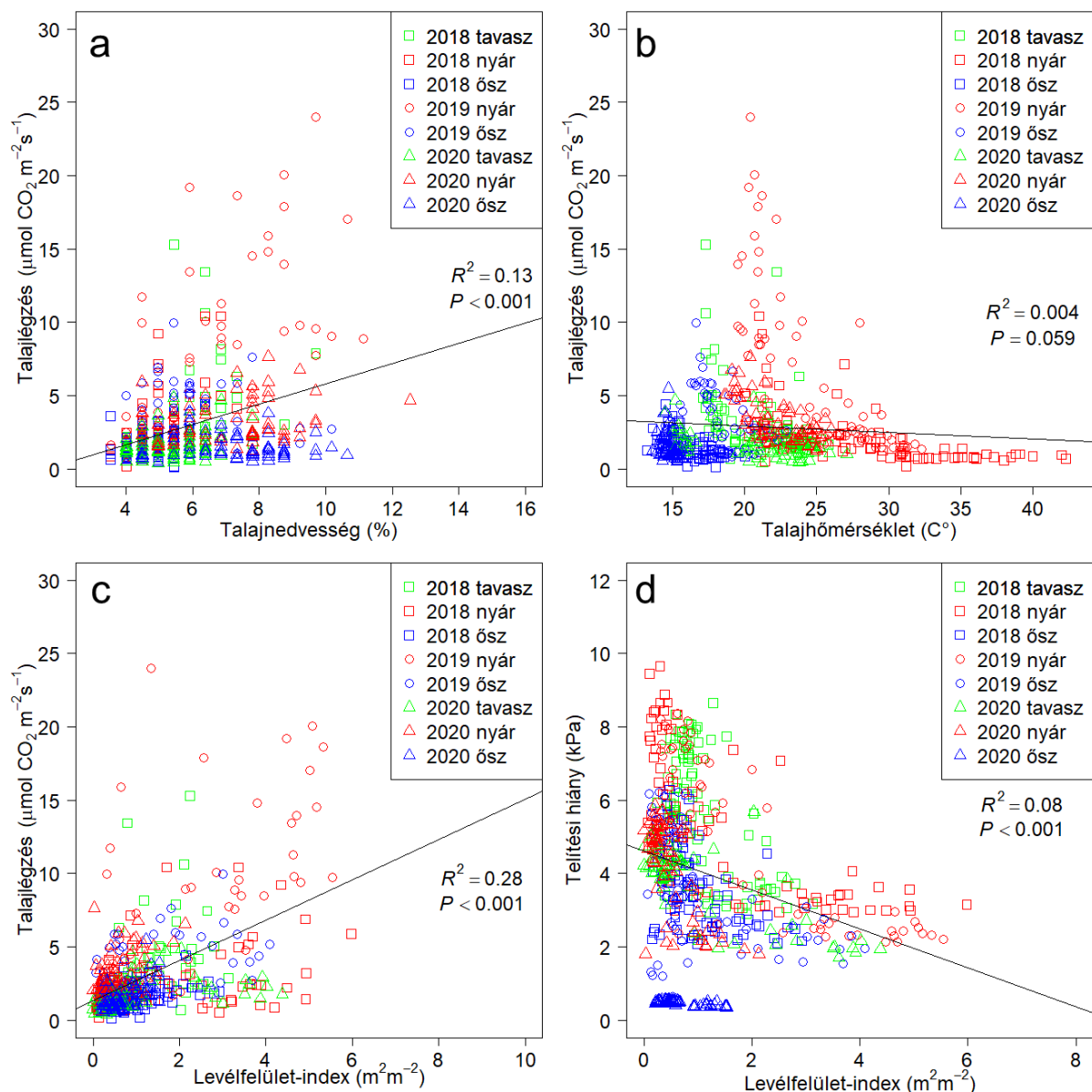


10. ábra: A mérési kampányok PCA biplotjai elválasztják a mérési pozíciókat facsoport alatti (nyitott négyzet szimbólumok) és a környező gyepi területekre (zárt körök hideg-meleg színekkel az égtáji irányoknak megfelelően). Változók: talajlégzés (Rs), talajnedvesség (SWC), levélfelület-index (LAI), talajhőmérséklet (ts), telítési hiány (VPD).

Az Rs-SWC-LAI súlyok korreláltak pozitívan a facsoportok alatti mérési pontokból származó új PCA-értékek eloszlásával, míg a gyepterületek pontjainak eloszlása a ts-VPD súlyokat követte, különösen azok a gyepi pontok, amelyek melegebbnek tekinthetők, ideértve a fáktól K, DK és D irányt. Ez alól kivétel a 2020 őszi fenológiai állapot az SWC súly erős befolyásoló ereje miatt, mely valószínűleg az alacsony globálsugárzást tükrözi, ami miatt nem alakult ki erős árnyékoló hatás (vö. 2. táblázat). A lombkorona alatti területen magasabb volt az Rs és a LAI, alacsonyabb a VPD és a ts, melyet a fák és bokrok magasabb biomasszája okozott (MOYES és BOWLING 2016) összhangban az emiatt kialakuló hűvösebb mikroklimatikus viszonyokkal (SÜLE et al. 2020). Ezzel szemben a gyepék magasabb ts és VPD, valamint alacsonyabb Rs és LAI értékekkel rendelkeztek a nagyobb besugárzás miatt (MOYES és BOWLING 2016; THOMAS et al. 2018; HUANG et al. 2020). Ezek a paraméterek jól jelzik a vizsgálati helyszínen belüli funkcionális különbségeket, főként a facsoport és az azt körülvevő gyepterület között (MOYES és BOWLING 2016). De az eltérő égtáji irányultságú gyepterületek között is megfigyelhetők különbségek a funkció tekintetében egy ilyen látszólag homogén gyepvegetáción belül. A facsoport árnyékoló hatása erős befolyásoló erővel bírt a környezeti paraméterekre (GUTIÉRREZ-JURADO és VIVONI 2013), melyeken keresztül különbségeket hozott létre a funkcióban is a facsoportot körülvevő jobban árnyékolt (NY-ÉK) és kevésbé árnyékolt (K-DNY) gyepterületei között (SÜLE et al. 2020).

Az összes mérési kampány értékeit regresszióelemzéssel vizsgálva szintén kimutathatjuk a vizsgált változók közötti kapcsolatot. A talajlégzés szignifikáns pozitív összefüggést mutatott a talajnedvességgel ($P < 0,001$, $R^2 = 0,13$) (11.a ábra) és a levélfelület-indexszel ($P < 0,001$, $R^2 = 0,28$) (11.c ábra), valamint nem szignifikáns negatív összefüggést ($P = 0,059$, $R^2 = 0,004$) a talajhőmérséklettel (11.b ábra). A levélfelület-index szignifikáns negatív korrelációt mutatott ($P < 0,001$, $R^2 = 0,08$) a telítési hiánnyal (11.d ábra). Nem találtunk pozitív kapcsolatot a talajhőmérséklet és a talajlégzés között (11.b ábra), pedig a két változó között jellemzően pozitív korreláció figyelhető meg időbeli adathalmazokban (SAVAGE et al. 2013; BALOGH et al. 2019). A lineáris regresszió által kimutatott negatív kapcsolat az Rs-ts között megkérdőjelezhető, mert a két változó közötti kapcsolat nagyon sok tényezőtől függ (LELLEI-KOVÁCS et al. 2011). Befolyásoló tényező többek között a mikrobiális aktivitás (BEKKU et al. 2003), a szervesanyag-tartalom összefüggésben a lebontás sebességével (KIRSCHBAUM 2004), a talajnedvesség összefüggésben az aszályos (REICHSTEIN et al. 2002) és csapadékos (HARPER et al. 2005) időszakokkal, a vegetáció típusa és szerkezete (RAICH és SCHLESINGER 1992) stb. Mivel a jelen értekezésnek nem fő vizsgálati célja és emiatt nem fő tárgya a változók közötti kapcsolatok komplex modellekkel történő feltérképezése, ezért

mélyebbre ható elemzéseket nem végeztem. Ezen elemzésekhez a vizsgálatainkból nyert adatok nem is elegendők. Ebben a regresszióelemzésben nem vettük figyelembe a vegetáció heterogenitását (facsport vs. gyp) a kapcsolat elemzése során. De egy ilyen heterogén környezetben, kizárólag egy-egy változóra koncentrálnva a kimutatott összefüggés az Rs-ts között megtévesztő kapcsolatot eredményezhetett. LELLEI-KOVÁCS et al. (2011) modell-összehasonlításokat végeztek és eredményeik alapján a talajlégzés legjobb modellje egy ilyen felsívatagi ökoszisztémában tápanyagszegény talajjal a Gauss-féle hőmérsékletfüggvény, amely magában foglalja a talajnedvesség közvetlen befolyásoló hatását is.

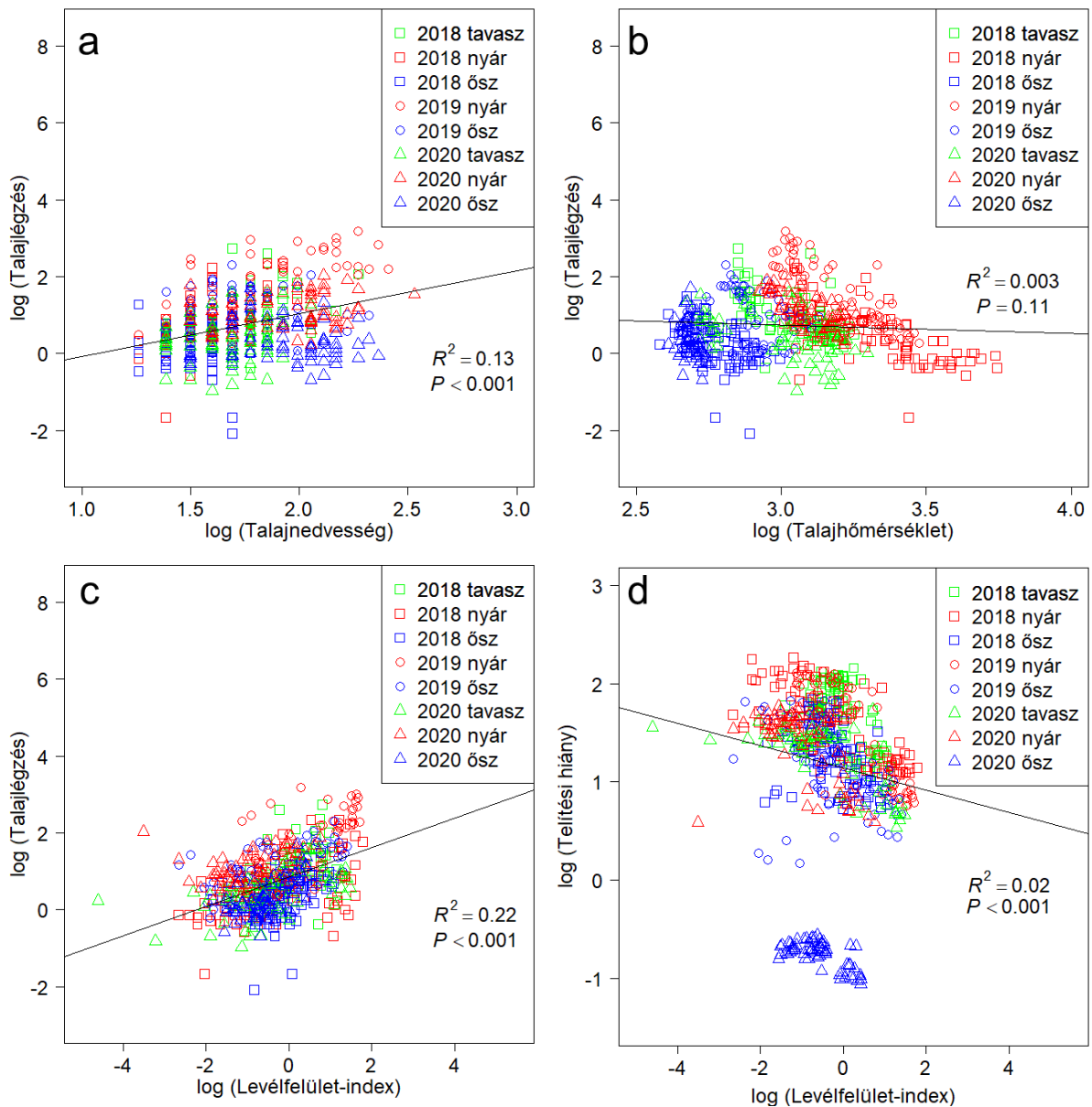


11. ábra: A mérési kampányok változópárjai közötti kapcsolatok. a: talajlégzés vs. talajnedvesség, b: talajlégzés vs. talajhőmérséklet, c: talajlégzés vs. levélfelület-index, d: telítési hiány vs. levélfelület-index.

Általában a talajlégzés a legalacsonyabb az őszi fenológiai stádiumban volt (min: $0,13 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 2018. ősz), míg a legmagasabb talajlégzés értékeket 2019 nyarán mértük a második facsoport esetében ($23,99 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$), mely valamivel nedvesebb élőhely volt, mint az első facsoport, ahogy az megfigyelhető a 10. melléklet táblázatában a fajkészleten. A legmagasabb SWC értéket (12,54 %) 2020 nyarán mértük, mely még az éjszakai eső maradványa lehetett, de jelentősen nem befolyásolta a talajlégzés intenzitását a mérés során. Ezen kívül a legtöbb magas SWC értéket (10-12 %) 2019 nyarán mértük, a legalacsonyabbat (3,53 %) pedig 2018. őszén, melyek összhangban voltak a R_s intenzitással (11.a ábra). Ehhez kapcsolódva a legalacsonyabb t_s értéket ($13,2 \text{ }^\circ\text{C}$) szintén 2018 őszén mértük, míg a legmagasabb t_s érték ($42,3 \text{ }^\circ\text{C}$) 2018 nyarán került detektálásra. Ezen kívül 2018 nyarán mértük a gyepterületen a legalacsonyabb ($0 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) és facsoport alatt a legmagasabb ($5,98 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) LAI-t is. A legalacsonyabb VPD-t ($0,35 \text{ kPa}$) 2020 őszén mértük, a legmagasabbat pedig 2018 nyarán, melyek a rendkívül alacsony (2020 ősz) és igen magas (2018 nyár) globálsugárzásra vezethetők vissza (vö. 2. táblázat).

Ezekben a regressziókban nem található teljesen elkülönülő csoportosulások a mért adatok között (11. ábra), kivéve 2020 őszét, amely teljesen elválik a 11.d. ábrán a többi fenológiai stádiumtól a borús idő miatt. Jellegzetes csoportosulások azonban megfigyelhetők a fenológiai stádiumok alapján a 11.b ábrán, mely jól szemlélteti a mérési kampányok eltérő környezeti állapotait.

A szórások nagy heterogenitása miatt log-transzformációt alkalmaztunk az adatokon, hogy eltüntessük a 11. ábrán megfigyelhető különbségeket, amelyeket a két különböző vegetációtípus (gyep vs. facsoport) okozott. A 11. ábrán megfigyelt kapcsolatok a változók között érdemben nem változtak a 12. ábrán, csak valamelyest gyengültek (vö. az R^2 értékeket). A talajlégzés továbbra is szignifikáns pozitív összefüggést mutatott a talajnedvességgel ($P < 0,001$, $R^2 = 0,13$) (12.a ábra) és a levélfelület-indexszel ($P < 0,001$, $R^2 = 0,22$) (12.c ábra), valamint nem szignifikáns negatív összefüggést ($P = 0,011$, $R^2 = 0,003$) a talajhőmérséklettel (12.b ábra). A levélfelület-index továbbra is szignifikáns negatív korrelációt mutatott ($P < 0,001$, $R^2 = 0,02$) a telítési hiánnyal (12.d ábra). Az R_s - t_s közötti negatív kapcsolat továbbra is megkérdőjelezhető (LELLEI-KOVÁCS et al. 2011).



12. ábra: A mérési kampányok változópárjai közötti kapcsolatok log-transzformáció után. a: talajlégzés vs. talajnedvesség, b: talajlégzés vs. talajhőmérséklet, c: talajlégzés vs. levélfelület-index, d: telítési hiány vs. levélfelület-index.

5.3. A talajlégzés komponenseinek aránya

Jellegzetes tendencia figyelhető meg a mérési kampányok talajlégzés komponenseinek arányában (3. táblázat). Az egy éven belüli mérési kampányok eredményei között szezonális különbséget találtunk, ugyanis a tavaszi és nyári fenológiai stádiumok hasonlóak voltak egymáshoz, nyáron kissé magasabb autotróf komponenssel, míg ez az érték ősszel volt a legalacsonyabb. A homoki erdőssztyepp élőhelyen, ami egy félsivatagi klímával és túlnyomórészt nyílt, alacsony biomasszájú vegetációval rendelkező ökoszisztéma (ERDŐS et

al. 2020), az őszi fenológiai stádium már lehet, hogy nyugalmi periódus, ellentétben más homoki gyepel (BALOGH et al. 2016) és nedvesebb gyep-erdő átmenettel (MOYES és BOWLING 2016), melyek magasabb biomasszával és szervesanyag-tartalommal rendelkeznek. Egy zárt homoki gyepben (BALOGH et al. 2016) megfigyelhető ősszel egy újrazöldülési, aktív periódus, melyben magasabb az Rs, mint a nyári szárazabb periódusban.

3. táblázat: A talajlégzésnek és komponenseinek aránya a levélfelület-indexszel összefüggésben a mérési kampányok során.

Mérési kampányok	Rs átlag	Heterotróf Rs	Autotróf Rs	LAI átlag	Ra/Rs
2018 tavasz	3.21	1.62	1.59	1.09	0.50
2018 nyár	2.27	0.64	1.62	1.36	0.72
2018 ősz	1.52	0.6	0.92	0.98	0.61
2019 nyár	7.06	2.3	4.76	2.05	0.67
2019 ősz	3.37	1.1	2.27	1.15	0.67
2020 tavasz	1.7	0.36	1.33	1.13	0.79
2020 nyár	3.3	1.91	1.39	0.52	0.42
2020 ősz	1.54	0.46	1.08	0.66	0.70

Az eredményeinkben mintavételi helyek szintjén is megfigyelhető különbség, mert a 2019-es év magasabb értékekkel rendelkezett, mint a másik két vizsgált időszak, mivel a második facsoport valamivel nedvesebb élőhely volt, mint az első. Az autotróf talajlégzés komponens aránya pedig az összes mérési kampány alatt szorosan követte a LAI változását. Ez a kapcsolat a vegetációstruktúra ökoszisztéma funkciókra gyakorolt hatását jól mutatja, mert feltárja a növényzet CO₂ felvételének jelentős befolyásoló erejét a talajlégzésre (BALOGH et al. 2019). Ugyanis a vegetáció szerkezete és típusa meghatározza a fenológiai stádiumot és a termelést egy szezonális skálán (VARGAS et al. 2011; MOYES és BOWLING 2016), valamint a fotoszintézis (CO₂ felvétel) és a talajlégzés kapcsolatát egy napszakos skálán (VARGAS et al. 2011; BALOGH et al. 2019). A növényi termelés becslésére és időbeli változásának nyomonkövetésére a LAI egy alkalmas eszköz (NAGY 2016). Tehát a LAI szezonális változásán keresztül a növényi termelés jól követhető, melynek fontos eleme a fotoszintézis a CO₂ felvételen keresztül (HEINEMEYER et al. 2012). Minél magasabb a LAI, annál több a vegetáció felszín feletti biomasszája (GITELSON et al. 2003). Az egészséges biomassza aktívan működik és szén-dioxidot köt meg a levegőből szezonális változásokkal (FÓTI 2016). Így a vegetációstruktúra az autotróf talajlégzés komponensen keresztül erősen befolyásolja a teljes talajlégzés arányt (KUZJAKOV és GAVRICHKOVA 2010), mely a 3. táblázat eredményei alapján is megfigyelhető az Ra-LAI szoros kapcsolata révén, mely jó összefüggésben van más kutatások eredményeivel (LOVELOCK et al. 2014; TONG et al. 2017;

CHEN et al. 2021) . LOVELOCK et al. (2014) vizsgálataik során a LAI az egyik legfontosabb növényzeti változónak bizonyult, ugyanis vizsgálataikban a talajlégzés legnagyobb részét (45,9 %) magyarázta a vizsgált változók közül.

5.4. A vizsgált változók, a talaj szervesanyag-tartalma és a domborzati attribútumok közötti összefüggések

A 4. táblázatban a 10. ábrán feltüntetett vizsgált változók, valamint a vegetáció szerkezet (PCA tengelyei szemléltetik) és a domborzati attribútumok közötti kapcsolatot mutatom be Spearman korrelációs koefficiensekkel. A 10. ábrán a facsoport alatti pontok általában a PCA I tengely mentén pozitív irányban helyezkedtek el, míg a gyepi pontok általában negatív irányban. Ebből következőleg a 4. táblázatban feltüntetett PCA I tengely a facsoportot szemlélteti, vagyis ha a változók közül valamelyik pozitív kapcsolatot mutatott a PCA I tengellyel, akkor az a facsoporttal állt kapcsolatban. Ha viszont negatív a kapcsolat, akkor a gyepi területtel mutatott pozitív összefüggést. 2020 őszi mérési kampány során megváltozott a mintavételi pontok eloszlásának orientációja a PCA térben, így a két vegetációtípus pontjai ellentétes irányban helyezkedtek el a PCA I tengely mentén a többi mérési kampányhoz viszonyítva, így ellentétessé váltak a kapcsolatok is a 2020 őszi mérési kampány esetében.

5.4.1. A talaj szervesanyag-tartalma és a facsoportok természetvédelmi jelentősége

A talaj szervesanyag-tartalma erős pozitív szignifikáns korrelációt mutatott minden mérési kampány esetében a 10. ábra PCA I tengelyével, kivéve 2020 őszt, ahol erős negatív korrelációt mutatott a PCA I tengellyel, és pozitív szignifikáns korrelációt a PCA II tengellyel (4. táblázat). Ez a különbség jó összhangban van a 10. ábra (2020 őszi biplot) PCA súlyok orientációjának megváltozásával. A talaj szervesanyag-tartalmának ez az erős pozitív kapcsolata azt mutatja, hogy a SOC térbeli mintázata követi a vegetációstruktúra térbeli megváltozását, mert a facsoport alatti terület magasabb széntartalommal rendelkezik, mint a gyepes terület. Ez az eredményünk jó összhangban van más kutatásokkal, melyek szerint a fás vegetáció rendelkezik az egyik legnagyobb szénkészlettel a vegetáció típusok között (MOYES és BOWLING 2016; HUANG et al. 2020; TANG et al. 2020). TÖLGYESI et al. (2020) vizsgálataik során a homoki erdőssztyepp vegetáció nyáras erdőfoltjai esetében a talaj felső rétegeiben megnövekedett humuszmenyiséget találtak a gyepes vegetációhoz képest. Ez az eredmény jó összhangban van az általunk bemutatott eredményekkel, de az általuk vizsgált objektumok nagyobb kiterjedésű nyarasok voltak. Ráadásul WANG et al. (2019) már cserjés-gyep-csupasz talaj átmeneti zónában is jelentős eltérést tapasztaltak a talaj szervesanyag-

tartalmában a területek között, ahol a cserjés foltok kimagaslóan magasabb széntartalommal rendelkeztek, mint a gyep vagy csupasz talajfelszínek. Tehát a fás vegetáció átalakulása valamilyen alacsony vegetációtípussá (pl. az erdőssztyepp-mozaikok) fontos tényező lehet a szén ciklus alakulásában (HUANG et al. 2020). Eredményeink alapján elmondható, hogy már ilyen kis méretű facsoportok is jelentős szénraktárakkal rendelkeznek a homoki erdőssztyepp élőhelyen, melyeknek jelentős szerepe lehet a szén ciklusban. Ezért nem csak a nagyobb kiterjedésű erdőfoltok, de a kisebb facsoportok megőrzése is fontos természetvédelmi szempont lehet a homoki erdőssztyepek esetében (ERDŐS et al. 2018b), mert a talajlégzésen keresztül fontos ökoszisztéma szolgáltatást nyújtanak (VAN OIJEN et al. 2020).

Ennek apropóján a mozaikos szerkezet miatt a természetvédelmi törekvések során számításba kellene venni egy részről a fás vegetáció különböző kiterjedésű altípusait, másrészt pedig az azokhoz kapcsolódó gyepi vegetációt is. Tekintettel az erdőssztyepp élőhely fás területeinek viszonylag nagy változatosságára, ezek tovább csoportosíthatók két altípusra (ERDŐS et al. 2018b). ERDŐS et al. (2018b) munkájuk során megkülönböztettek szegély jellegű élőhelyeket (kis erdőfoltok és facsoportok, északi és déli kitettséggű szegélyek) és kifejezetten erdő jellegű élőhelyeket (nagy és közepes erdőfoltok). Nagyobb tájszintű diverzitás elérése érdekében ajánlott a szegély jellegű élőhelyek megőrzése is a nagy erdőfoltok mellett (ERDŐS et al. 2018b). Ezen kívül pedig a különböző vegetációtípusokat egy egységben kellene kezelni, eltérően a korábbi erdő vs. gyep szemléletmódtól (LUZA et al. 2014), mert a természetvédelmi célú törekvések során nem megfelelő gyakorlat csak a gyep vagy csak az erdő típusú élőhelyekre összpontosítani (ERDŐS et al. 2018b). ERDŐS et al. (2019) felhívták a figyelmet arra is, hogy az éghajlatváltozás negatív hatásai mérsékelhetők lehetnek az erdőssztyepp zónában előforduló különböző élőhelytípusok minél nagyobb diverzitásának megőrzésével, így a globális klímaváltozás szempontjából nagyon fontos jelentőséggel bírnak.

5.4.2. A domborzati attribútumok hatása

A domborzati attribútumok közül a 2018-as és 2020-as kampányokban a keletiesség szignifikáns negatív korrelációt mutatott a PCA I tengelyekkel (és ismét ennek ellenkezőjét 2020 őszén). Ez egybeesik a biplot elemzés eredményeivel, hogy a „melegebb” gyepi pontok leginkább a ts-VPD PCA súlyokat követték, tehát a keleties gyepi pontok melegebbek, mely összefüggés majd szintén megfigyelhető a VPD ábrákon is. Ezen kívül az S1 és SD negatív korrelációt mutatott a PCA II tengelyekkel a 2018-as tavaszi fenológiai stádiumban. Ebből arra lehet következtetni, hogy nagyobb talajlégzés és talajnedvesség értékeket kisebb

magasságkülönbségeknél mértük enyhe lejtés mellett, bár ez a hatás a 2020-as mérési kampányban nem volt kimutatható. Ez valószínűleg a mérés előtti esős napoknak köszönhető (vö. 2. táblázat), amelyek elfedik a domborzati felszín hatásait (TAKAHASHI et al. 2011). Mivel a 10. ábrán az Rs és SWC a facsoporttal mutatott összefüggést, ezért ebből arra lehet következtetni, hogy a domborzati felszín heterogenitása alacsonyabb volt a facsoport alatt, mely annak a ténynek köszönhető, hogy ezen az élőhelyen a fák magjai csak olyan ideális mélyedésekben tudnak kicsírázni, ahol a víz megfelelő mennyiségben fel tud halmozódni (ERDŐS et al. 2014). Ezen kívül a térbeli heterogenitás összefüggésében a mélyebb pozíciók több szenet tartalmaznak a szervesanyag-felhalmozódás miatt (FÓTI et al. 2018), melynek eredményeképpen ezeken a helyeken magasabb az Rs aktivitás és SWC is (FÓTI et al. 2020). FÓTI et al. (2020) vizsgálataik során hozzánk hasonlóan kimutatták a különböző domborzati attribútumok hatását az Rs térbeli változékonyságára. A SOC és az SWC aránya bizonyult az Rs aktivitás közvetlen térbeli irányítójának, ahogy az a mi eredményeink alapján is megfigyelhető. A bugaci szürkemarthalegélőn, melyen enyhe domborzati szintemelkedések (max. 1,5 méter magasságkülönbség) figyelhetők meg, a különböző domborzati attribútumokkal jellemezhető pozíciók mégis eltérő Rs aktivitást mutattak (FÓTI et al. 2020). A magasabb abszolút magasságú és szomszédos felszíni heterogenitású, valamint meredekebb lejtésű pozíciók alacsonyabb SOC-cal, SWC-vel és Rs aktivitással jellemezhetők, valamint többnyire lokális gerinceken található meg (FÓTI et al. 2020). Ezzel ellentétben az alacsonyabb abszolút magasságú, kisebb szomszédos heterogenitású és enyhe lejtésű pozíciók magasabb SOC-cal és nem alacsony SWC szinttel jellemezhetők, és általában nagyobb Rs aktivitással rendelkeznek (FÓTI et al. 2020). A három változó hasonló viselkedését figyelhetjük meg az eredményeink alapján a homoki erdőssztyepp élőhely esetében is. Ezen kívül az általunk mért talajlégzés és –nedvesség magasságkülönbséggel való összefüggése jó összhangban van TAKAHASHI et al. (2011) eredményeivel, amikben beszámoltak a talajlégzés szoros kapcsolatáról a magasságváltozással és talajnedvességi viszonyokkal. Vizsgálataik során kimutatták, hogy magasabb az Rs és az SWC alacsonyabb tengerszintfeletti magasság esetében (TAKAHASHI et al. 2011).

A 2019-es vizsgálati helyszínen az északiasság mindkét esetben negatív korrelációt mutatott a PCA I tengellyel, míg Sl és SD tavasszal negatív korrelációt mutatott a PCA I tengellyel, ősszel pedig pozitív korrelációt a PCA II tengellyel. Ezek az összefüggések ismét nagyobb ts-VPD értékekre utalnak déli irányban, valamint nagyobb Rs és LAI értékekre azokban a pozíciókban, ahol a domborzati felszín kevésbé heterogén vagyis többek között a facsoport alatti területen (vö. 10. ábra).

5.4.3. Kovariancia a domborzati attribútumok és a facsoport árnyékoló hatása között

A domborzat gyakran nagyon egyértelmű befolyásoló erővel rendelkezik az ökoszisztémák abiotikus és biotikus tényezőinek alakításában összefüggésben az égtáji irányultsággal, a kitétséggel, a felszín térbeli heterogenitásával és a széntartalom térbeli mintázatával (LASSUEUR et al. 2006; TAKAHASHI et al. 2011; ALEXANDER et al. 2016; FÓTI et al. 2020). Vizsgálatunkban kimutatható a szervesanyag-tartalom és talajlégzés-aktivitás beli dominancia a facsoport alatt, mely visszavezethető egyben a domborzati viszonyokra (TAKAHASHI et al. 2011; FÓTI et al. 2020) és a facsoport vegetációstruktúrájának mikroklíma-módosító hatására is (GALLÉ és TORMA 2009; SÜLE et al. 2020), tehát megfigyelhető a domborzat és a facsoport befolyásoló hatásának kovariálása. A domborzat és az árnyékolás együttes hatását mutattuk ki a mért változókon, ugyanis a domborzat befolyásoló erejét elfedték az erdőssztyepp struktúrához kötődő megváltozott környezeti feltételek, például az árnyékolás hatása (GALLÉ és TORMA 2009; SÜLE és KÖRMÖCZI 2017). LIN és WU (2014) vízi ökoszisztémában folytatott vizsgálataik során azt az eredményt kapták, hogy a növényzet árnyékolásának hatása befolyásolhatja a domborzati hatásokat, még hozzá felerősítheti azokat, mellyel nagyobb keringést és áramlást generálhat. GUTIÉRREZ-JURADO és VIVONI (2013) szintén a növényzeti árnyékolás felerősítő hatásáról számoltak be északi fekvésű lejtő esetében a fák lombkoronájának árnyékoló hatása kapcsán. A domborzati kitétség nedvesebb-hűvösebb mikroklimatikus viszonyait tovább erősítette a vegetáció árnyékolása (GUTIÉRREZ-JURADO és VIVONI 2013). LISOVSKI et al. (2012) madarak viselkedésével kapcsolatban is kimutatták a domborzati paraméterek és vegetáció együttes árnyékoló hatását. Szeretnénk felhívni a figyelmet arra is, hogy a domborzat befolyásoló erejének mértéke váltakozhat a kissé eltérő elhelyezkedésű és vegetációstruktúrájú facsoportok között (vö. első és második facsoport), valamint eltérően detektálható kissé különböző mintavételi elrendezés és mintavételi lépték hatására is (KÖRMÖCZI et al. 2016). JIANG et al. (2020) kihangsúlyozták a mintavételi lépték fontosságát talajlégzés mérésekkel kapcsolatban. Vizsgálataik során bebizonyították a nagy mintavételi-elemszám szükségességét, hogy megfelelően csökkenthető legyen a bizonytalanság a talajlégzés aktivitásának becslésekor egy adott mintavételi helyen. Ezen kívül kimutatták a domborzat erős befolyásoló erejét a talajlégzés aktivitásra, és a talajlégzés nagyfokú térbeli változékonyságát (JIANG et al. 2020). Az eredményeink jó együttértésben vannak JIANG et al. (2020) munkásságával, ugyanis a mi esetünk is a domborzat és az árnyékolás térbeli változékonyságot hozott létre az ökoszisztéma funkcionális válaszaiban. De összeségében a funkcionális válaszok eltérése egész kicsi volt és

az időbeli mintázatok nagyon hasonlóak (vö. 10. ábra), habár az esős időjárás és szezonális változatosság erős hatótényezők ezekre a paraméterekre (VON ARX et al. 2012; FU et al. 2018). Az irodalomban az időjárási körülmények közül az aszály hatását tartják az egyik legnagyobb befolyásoló erejűnek a talajlégzés aktivitásra (BALOGH et al. 2016; FU et al. 2018), mert erősen befolyásolja a talajhőmérsékletet és talajnedvességet, melyek a talajlégzés fő mozgatói (JIANG et al. 2020), valamint a növényzet és a mikorrhiza gombák aktivitását is (BALOGH et al. 2016).

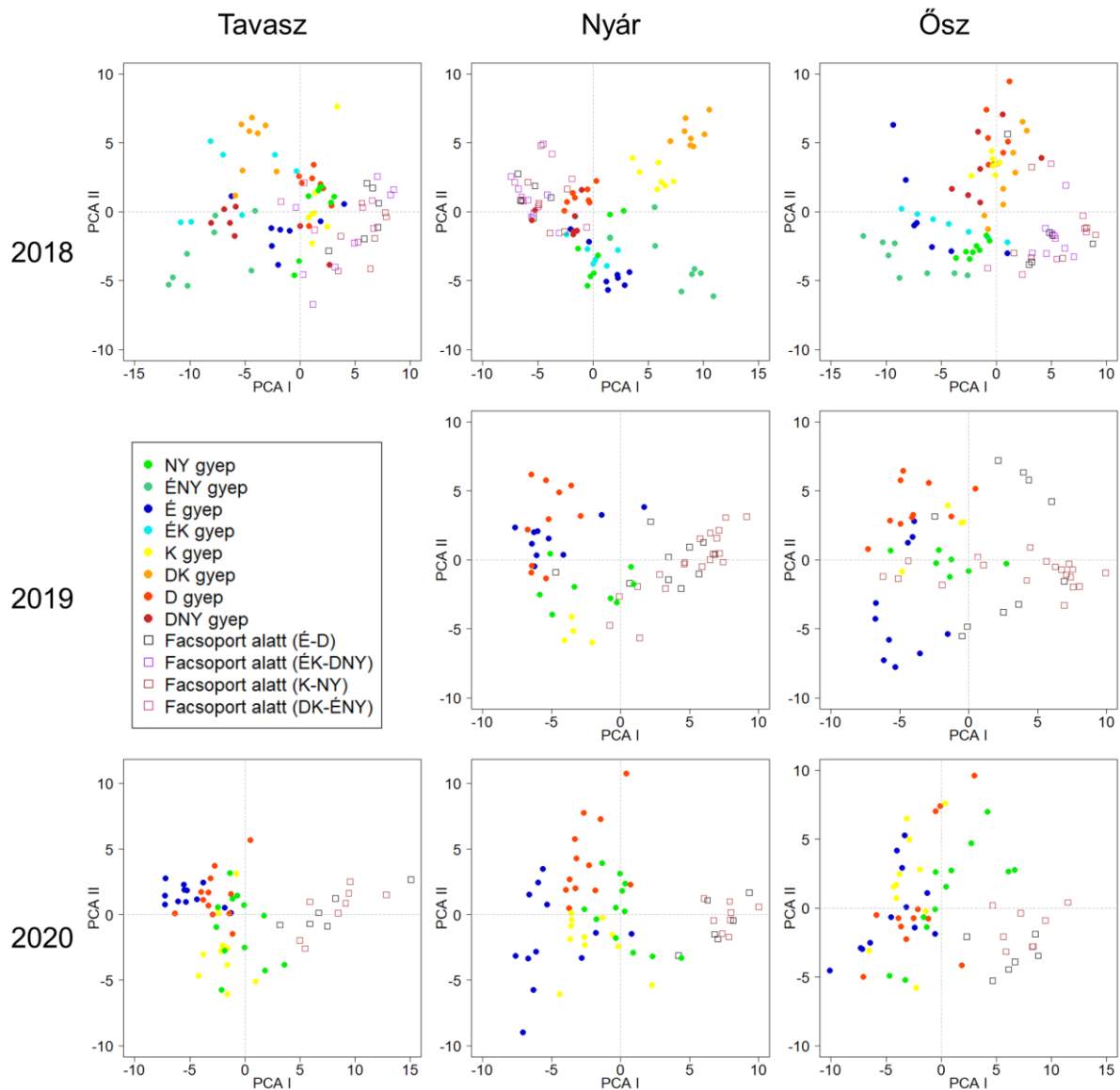
4. táblázat: Spearman korrelációs koefficiensek a 10. ábra PCA-értékei, a talaj szervesanyag-tartalma (SOC) és a domborzati attribútumok között (keletiesség (East), északiasság (North), lejtés (Sl), magasság szórása (SD)); (***: $P < 0.001$, **: $P < 0.01$, *: $P < 0.05$).

Mérési kampányok	Tengelyek	SOC	East	North	Sl	SD
2018 tavasz	PCA I	*** 0.44	*** -0.55	-0.05	-0.02	0.02
	PCA II	-0.02	-0.19	0.02	** -0.29	** -0.27
2018 nyár	PCA I	*** 0.54	*** -0.51	0.08	-0.01	0.02
	PCA II	* -0.21	0.11	-0.13	-0.2	-0.19
2018 ősz	PCA I	*** 0.4	*** -0.55	-0.08	0.084	0.12
	PCA II	0.1	0.1	0.04	-0.15	-0.17
2019 nyár	PCA I	*** 0.67	-0.1	** -0.36	*** -0.42	* -0.3
	PCA II	-0.18	0.03	** 0.4	0.2	0.21
2019 ősz	PCA I	** 0.36	* -0.3	* -0.31	-0.23	-0.14
	PCA II	** -0.4	-0.15	0.1	** 0.34	* 0.28
2020 tavasz	PCA I	*** 0.53	** -0.39	-0.12	-0.16	-0.11
	PCA II	-0.19	0.09	0.01	0.01	0.02
2020 nyár	PCA I	*** 0.65	-0.19	-0.08	-0.06	0.004
	PCA II	0.04	0.2	0.14	-0.2	-0.19
2020 ősz	PCA I	*** -0.44	* 0.29	0.18	-0.05	-0.11
	PCA II	** 0.4	0.02	0.05	-0.04	-0.07

5.5. A telítési hiány és a vegetációs szerkezet közötti összefüggések

A környezeti paraméterek várható módon különböznek a fás szárú és lágyszárú területek között egy mozaikos ökoszisztémában (SCHMIDT et al. 2017; ERDŐS et al. 2018b), ahogy az a VPD kvantilisekből készült PCA ordinációkon (13. ábra) megfigyelhető. A facsoport alatti területek általában elváltak a gyepi részekről, de ez nem minden mérési kampányban igaz,

ugyanis a szegélyterületek átmenetet képeznek, így sok esetben néhány facsoport alatti pont a gyepi pontok között található meg. A hideg-meleg területek általában nem váltak el egymástól, de csoportosultak a legtöbb mérési kampány során. A VPD esetében kevésbé tiszták a területek elhatárolódásai, mint az összes változót együtt ábrázolva (vö. 10. ábra), mert a VPD kvantilisok egy egész 24 órára vonatkoztak és tartalmazták az éjszakát. Ennek köszönhetően a pontok szóródása is nagyobb a PCA térben, mint a 10. ábra esetében.



13. ábra: A mérési kampányok 24 órás VPD kvantilisokból készült PCA ordinációi elválasztják a mérési pozíciókat facsoport alatti (nyitott négyzet szimbólumok) és a környező gyepi területekre (zárt körök hideg-meleg színekkel az égtáji irányoknak megfelelően).

Korábbi tanulmányok (DAVIES-COLLEY et al. 2000; GODEFROID et al. 2006; DOVČIAK és BROWN 2014) tarvágásokban folytatott vizsgálataik során szintén kimutatták a

szegélyterületek átmeneti jellegét a mikroklimatikus paraméterek alapján. Kihangsúlyozták e paramétereknek a térbeli változékonyságát a nyílt részeken (GODEFROID et al. 2006), melyet nagyban befolyásolt a szegélytől való távolság. A vizuális fahatárhoz (szegélyhez) közelebb elhelyezkedő pontok a vizsgálataik során szintén átmenetet képeztek a fás vegetáció és a tarvágás között, némi mikroklimatikus hasonlóságot mutatva az erdőhöz (DAVIES-COLLEY et al. 2000; GODEFROID et al. 2006; DOVČIAK és BROWN 2014).

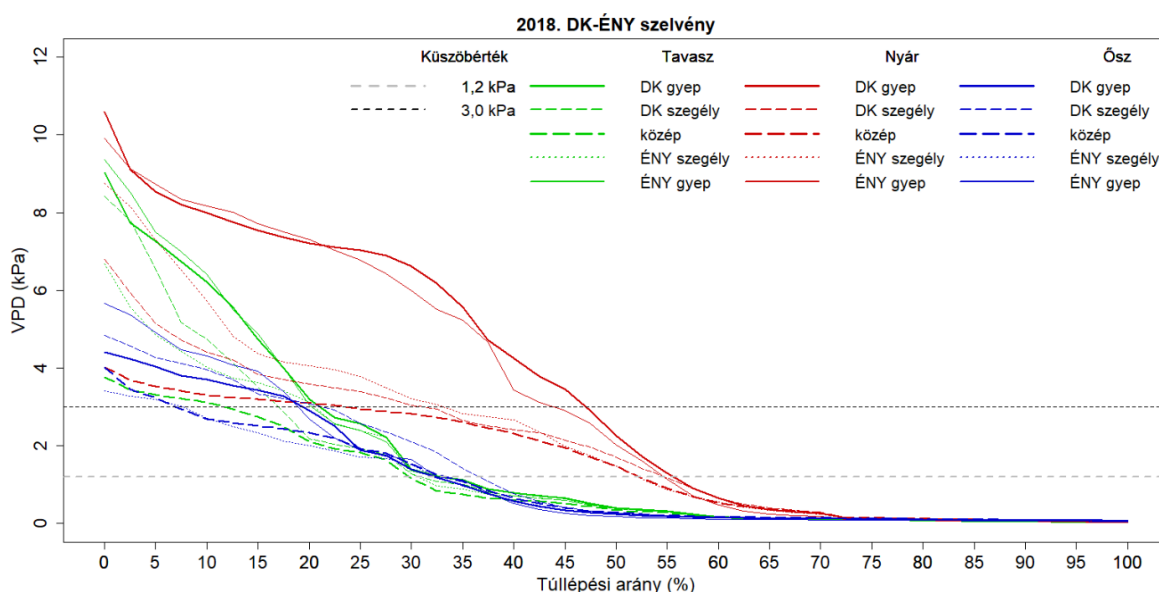
Habár a 2020-as őszi fenológiai stádiumban a mérés során alacsony volt a globálsugárzás, mégis szépen elkülönültek a facsoport alatti pontok a gyepi pontoktól (13. ábra jobb alsó), pedig várható volt a besugárzás hiánya miatt a lombkoronával borított és nyílt területek közötti különbségek csökkenése és az összemosódás, mert az időjárási körülmények kifejezetten erős hatótényezők a mikroklimatikus mintázatok alakulására (SCHMIDT et al. 2017). Erről részletesebben az 5.7.1. alfejezetben fogok beszélni.

5.6. Tartamgörbék összehasonlítása

Küszöbértékeket meghaladó értékek időtartama fontos információt nyújt a VPD tér-időbeli mintázataról és a növényzet stresszeltségi szintjéről (SHAMSHIRI et al. 2018a; SHAMSHIRI et al. 2018b). A 14. ábra összehasonlítja a délkelet-északnyugat szelvény két gyepi végének, a két szegélyének és a facsoport középpontjának a 2018-as év három mérési kampányra vonatkozó VPD tartamgörbéit. A 2018-as mérési időszak négy szelvénye közül a gyepi kitettség hatása ebben volt a legszembetűnőbb, de a másik három szelvény viselkedése is hasonló volt, mely a 2. számú mellékleten megtekinthető a többi év szelvényének ábrázolásával együtt. Ez valamelyest különbözik az általánosan elterjedt ismerettől, hogy az É-D grádiens a leghidegebb-legmelegebb orientáció (CHEN et al. 1993; MATLACK 1993; CHEN et al. 1995). Az irodalom szerinti stresszküszöb (1,2 kPa) tekintetében a nyári túllépési arány jelentősen eltért a tavasztól és az ősztől. A túllépési arány tavasszal 29-41%, nyáron 52-60%, ősszel pedig 22-36% között mozgott. A VPD eloszlásának tekintetében azonban további csoportosulások figyelhetők meg. A facsoport közepén mért értékek eloszlása viszonylag kevés szezonális különbséget mutatott; a VPD maximális értékében nincs jelentős különbség, de kicsivel magasabb túllépési arányok figyelhetők meg a nyár folyamán. A facsoport középpontjának túllépési aránya tavasszal 29%, nyáron 52% és ősszel 29% volt. Bár az 1,2 kPa-os határérték túllépési rátája kismértékű eltérést mutatott az egyes mérési kampányokban, a túllépés intenzitása már jelentősen eltért az egyes mérési pozíciók között. Mind a szelvények gyepi vége, mind a szegélyek tartamgörbéje mindhárom mérési kampány esetében közel futott

egymáshoz, de eloszlásuk jelentősen eltért. A tavaszi és nyári méréseknél a szelvények gyepi végének és a szegélyeknek a maximum értéke 8-11 kPa, a facsoport közepe esetében 3-5 kPa tartományban volt. A tavaszi és a nyári mérési kampányok értékei szorosan egymás mellett futottak, kivéve a nyári nyílt gyepi végek (14. ábra). 2,5 kPa felett minden szelvényben növekedni kezdett a túllépési arányok variabilitása, ezért a túllépést 3,0 kPa-nál is megvizsgáltuk (14. ábra).

A 3,0 kPa feletti túllépési arány tavasszal 12-22% között, nyáron 26-48% között, ősszel pedig 7-22% között mozgott. A nyári mérési kampány gyepen mért telítési hiány értékei jóval meghaladták a többi mérési pozíció értékeit, mert több mint 50%-os túllépési arányt mutattak 3,0 kPa fölött, míg a többi csak 32% alatt volt. Az őszi mérési kampány értékeinek túllépési aránya 1,2 kPa határérték tekintetében nem különbözött jelentősen a felhős tavaszi értékektől, de a napos és meleg őszi időjárás ellenére is a 3,0 kPa feletti eloszlások teljesen eltérőek voltak. A maximális értékek nem haladták meg ősszel az 6 kPa-t, és csak valamivel voltak magasabbak a facsoport közepén mért értékeknél.



14. ábra: A 2018-as év három mérési kampányának 24 órás VPD kvantilisokból készült tartamgörbéi a DK-ÉNY szelvény esetében. A szürke szaggatott vonal az 1,2 kPa irodalom szerinti stresszküszöböt jelöli. A fekete szaggatott vonal 3,0 kPa küszöbértéket jelöli, mely felett a túllépési arányok jelentősen diverzifikálódtak.

5.7. VPD túllépési arányok

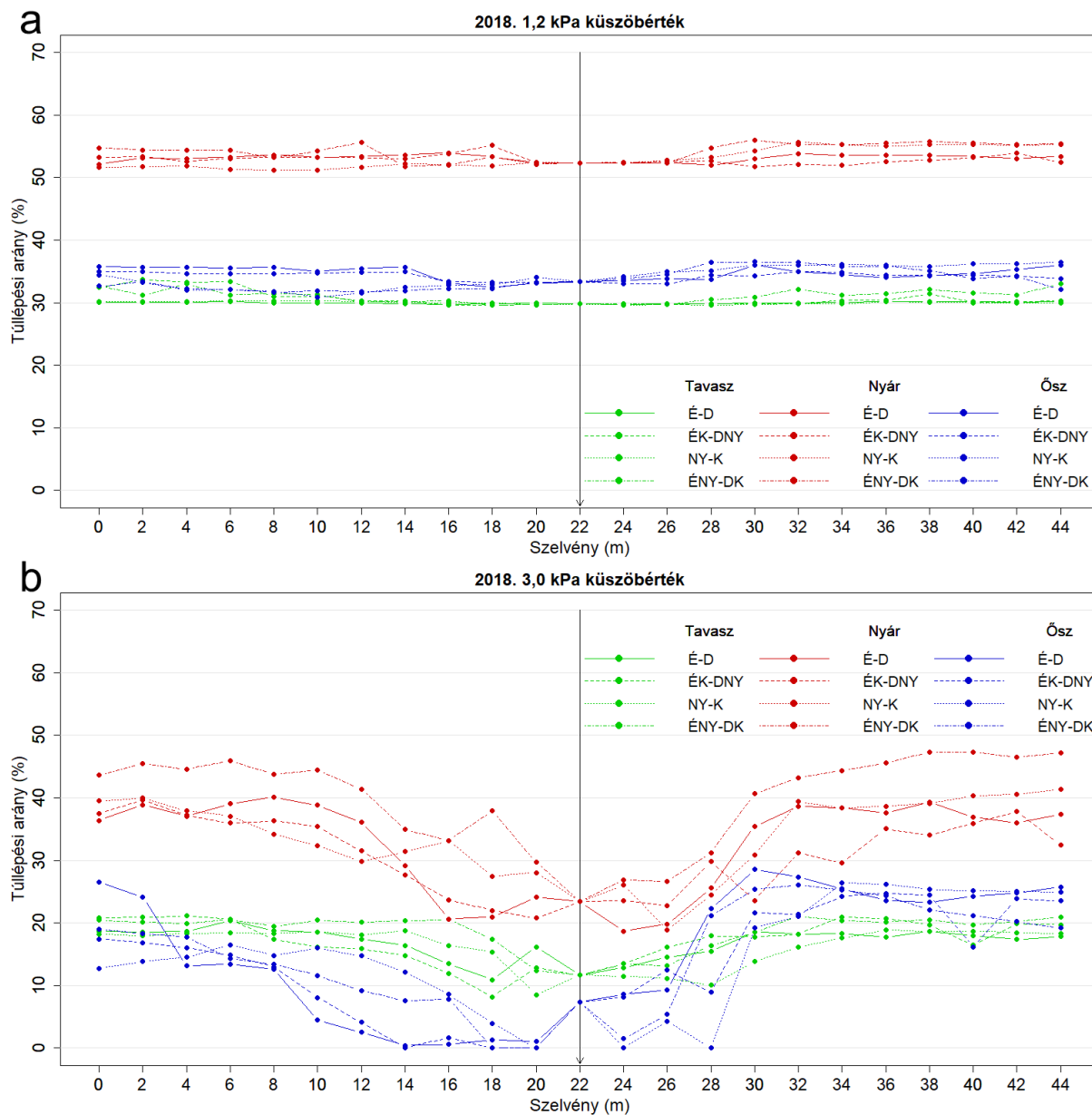
5.7.1. 2018-as év mérési kampányainak túllépési arányai szelvénymenti elemzésben

A tartamgörbék segítségével megkaptam az összes mérési kampány összes mintavételi pontjának túllépési arányát, mely a 3. sz. mellékleten tekinthető meg. A 3. sz. mellékleten fel

szeretném hívni a figyelmet a 2020-as őszi mérés adataira, melyeket érdemes összehasonlítani a 13. ábra ezen időszakra vonatkozó PCA ordinációjával. A 3. sz. mellékleten nem figyelhető meg a facsoport alatti és a gyepes területek között különbség a VPD túllépési arányok tekintetében, teljesen kiegyensúlyozott volt az egész mintavételi terület, mégis a 13. ábrán megfigyelhető a facsoport és a gyepterület elhatárolódása. Az ordináció a legapróbb különbségeket is kimutatta, míg a stressz-szintben nem figyelhető meg eltérés alacsony globálsugárzás esetén. A 15.a és 15.b ábrák csak a 2018-as év mérési kampányainak túllépési arányait ábrázolják. Már a VPD 1,2 kPa küszöbértékéhez viszonyított túllépési aránya is szezonális változékonyságot mutatott. A három mérési kampány mindegyikében az értékek legalább 30%-a meghaladta az 1,2 kPa küszöbértéket (15.a ábra), mely jelzi az élőhely félsivatagi klímáját (ERDŐS et al. 2020). A tavaszi és őszi mérésekben a túllépési arány 30-38%, míg a nyári időszakban 51-56% volt. A tavasz és az ősz nem különbözött jelentősen egymástól. Az egész mintavételi területen a túllépési arány kiegyensúlyozott volt. Általában nem volt jelentősen alacsonyabb a túllépési arány a lombkorona alatti területen, mint a gyepi területen, de a túllépési arány a nyílt területeken sem váltakozott szembetűnően. 1,2 kPa küszöbérték esetében a VPD túllépési arányok jelentősen nem tértek el a különböző égtáji irányú gyepi területek között sem (15.a ábra). A túllépési arány küszöbértékének 3,0 kPa-t választva a túllépési arány tavasszal 8-22% között, nyáron 18-48% között, ősszel pedig 0-28% között mozgott.

A 3,0 kPa feletti túllépési arányok görbéi sokkal erősebb különbséget mutattak a facsoport alatti és a gyepi területek között, valamint az egyes gyepterületek között is, főként az egymással ellentétes szegélyterületek és ellentétes szelvényvégek között (15.b ábra). Ezek az eredmények jó összhangban vannak számos más korábbi szegélyvizsgálat hőmérsékleti adataival, melyekben megfigyelhető az ellentétes orientációjú területek közötti markáns mikroklimatikus különbség (CHEN et al. 1993; MATLACK 1993; YOUNG és MITCHELL 1994; ERDŐS et al. 2014). A szegélyekben a VPD különleges viselkedését is megfigyelhettük, mivel a melegebb oldalon az értékek magasabbak voltak egy hirtelen növekedéssel, mint a nyílt területen, mely jelenség a facsoport napsütötte oldalának hővisszaverő tulajdonságával magyarázható (SÜLE et al. 2020). Azonban a szelvény hidegebb oldalán, a facsoport árnyékoló hatásával összhangban (GODEFROID et al. 2006), ez a hirtelen megnövekedése a VPD-nek nem figyelhető meg a szegélyekben, hanem a facsoporttól való távolsággal fokozatosan növekedett a VPD aránya. Ezek a jelentős különbségek még hangsúlyosabbak voltak napsütéses napokon, főként ősszel, mikor a hidegebb oldalon az alacsonyabb értékek hangsúlyosabban eltértek a melegebb oldalon lévő értékektől, mert a Nap délben alacsonyabb

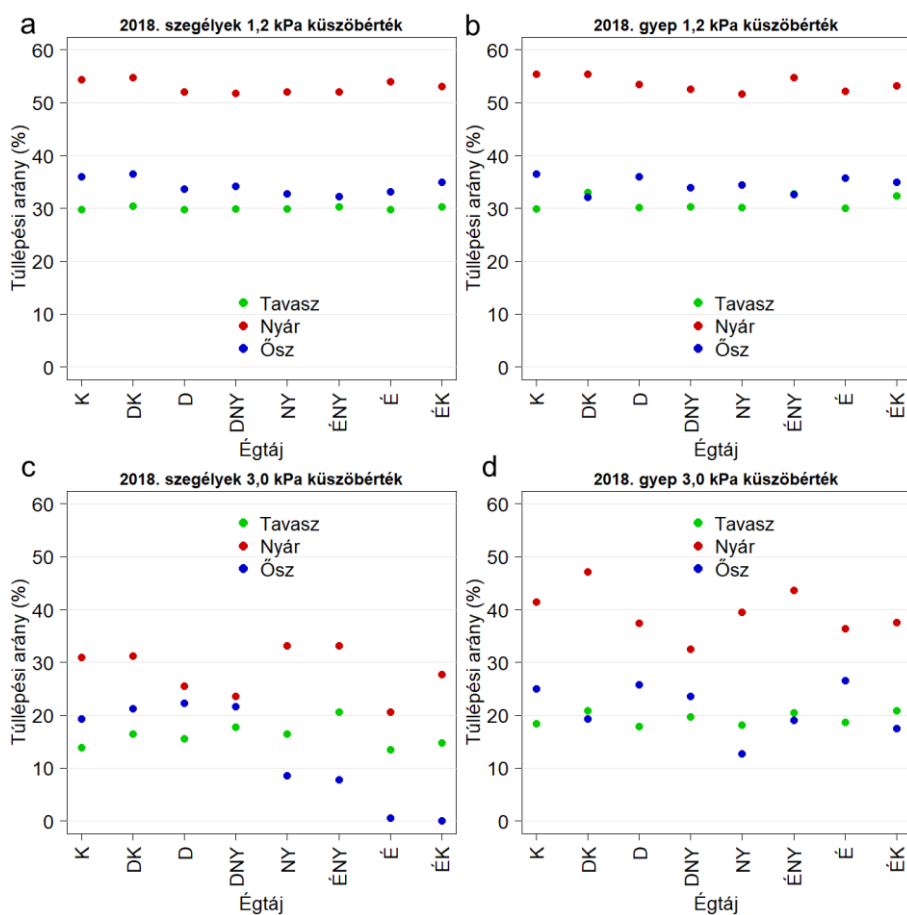
magasságban volt, mint nyáron (BECKER és BOYD 1957). Néhány mintavételi pont esetében őszen a hidegebb oldalon az értékeknek csak 0–15%-a haladta meg a 3,0 kPa-t egy 24 óra alatt, ezzel szemben a melegebb oldalon az értékek 22–28%-a is meghaladta néhány esetben. Tehát hidegebb-melegebb gyepterületek különíthetők el a vizsgálati területen belül.



15. ábra: Az 1,2 kPa (a) és a 3,0 kPa (b) feletti VPD értékek túllépési arányai (%) a 2018-as év három mérési kampányának 24 órás periódusában. Bal oldalon a szelvények „hideg” végei (NY, ÉNY, É, ÉK), jobb oldalon a „meleg” végei találhatóak (K, DK, D, DNY). A fekete nyilak a szelvények (facsoport) közepét jelölik.

5.7.2. 2018-as év mérési kampányainak szegély és szelvényvégi mintavételi pontjainak túllépési arányai

A 15. ábrán a területek között megfigyelhető hidegebb-melegebb ellentét miatt külön elemeztem az összes mérési kampány szegély és gyepet reprezentáló szelvényvégi mintavételi pontjainak túllépési arányait, melyek a 4. sz. mellékleten tekinthetők meg. A 16. ábra a 2018-as év mérési kampányainak ezen pontjainak a túllépési arányait ábrázolja. 1,2 kPa küszöbérték esetében a VPD túllépési arányok jelentősen nem tértek el a különböző égtáji irányú szegélyterületek és gyepi területek között sem. A VPD-értékek túllépési aránya 1,2 kPa küszöbérték esetében (16.a és 16.b ábra), a szegélyekben és a gyepi szelvényvégekben a legmagasabb értékek mindig a keleti és délkeleti oldalon voltak megfigyelhetők, kivéve ősszel a gyepterületen. A szegélyekben enyhe növekvő tendencia volt megfigyelhető nyugatról délkeletre, amelyet csökkenő tendencia követett délkeletről nyugatra, bár ezek a tendenciák nem jelentek meg a gyepi szelvényvégek esetében.



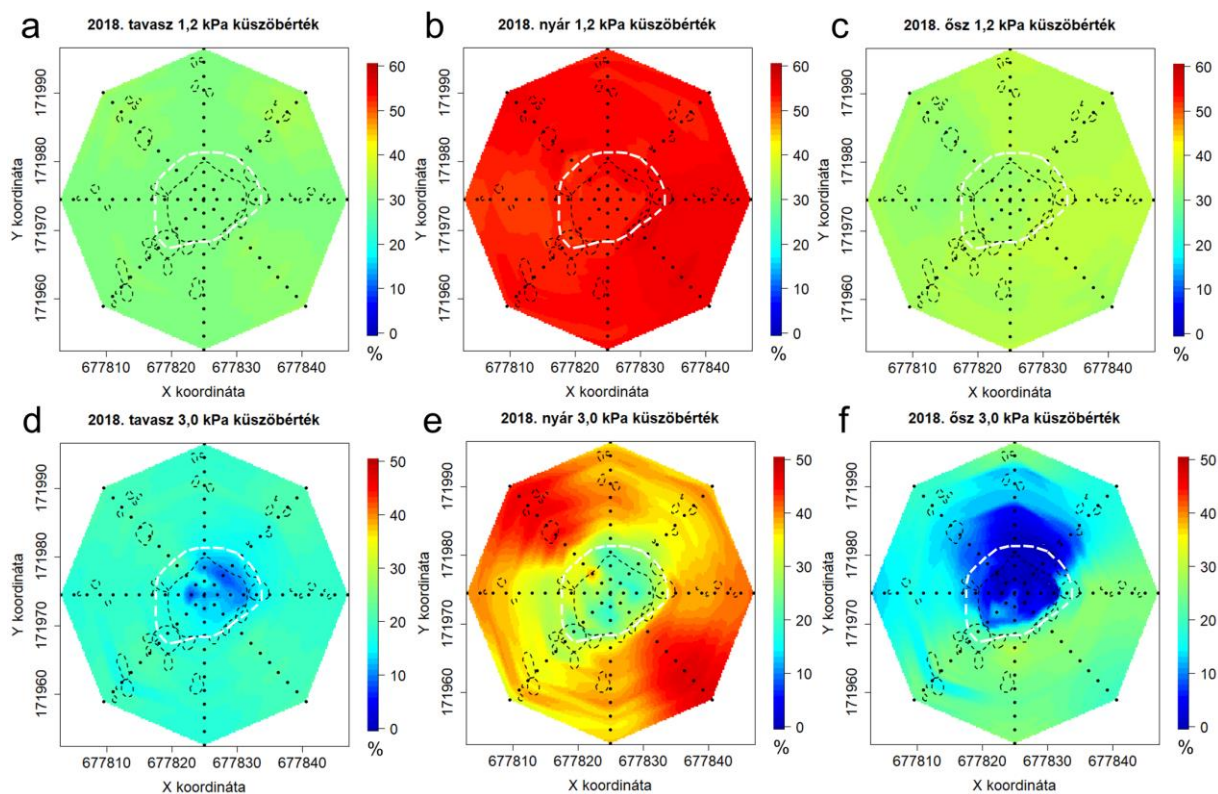
16. ábra: A VPD értékek túllépési arányai (%) 1,2 kPa (felső ábrák: a és b) és 3,0 kPa (alsó ábrák: c és d) küszöbértékkel a 2018-as év három mérési kampányának 24 órás periódusában a szegélypozíciókban (a és c) és a gyepi szelvényvégekben (b és d).

Ugyanakkor a VPD-értékek 3,0 kPa küszöbértéket meghaladó túllépési arányai esetében (16.c és 16.d ábra) a szegélyekben meglehetősen eltérő tendencia volt megfigyelhető az 1,2 kPa küszöbértékhez viszonyítva. Ősszel a nyugati, északnyugati, északi és északkeleti szegélyben a túllépési arány 3,0 kPa küszönérték esetében jelentősen alacsonyabb volt, mint a többi szegélyterületen. A túllépési arány az északi szegélyben 0% közeli volt, míg északkelet esetében ténylegesen 0%. Ez az esési tendencia tavasszal és nyáron nem annyira volt jellemző, csak néhány mérési pozíció követte. Ez alapján megállapítható, hogy hidegebb-melegebb szegélyterületek különíthetők el. A gyepi területek értékei a három mérési kampány alatt váltakoztak, nem követtek egységes tendenciát egyik küszöbérték esetében sem.

5.7.3. 2018-as év mérési kampányainak túllépési arányai térbeli elemzésben

A 2018-as mérési év négy szelvénye megfelelő mértékű lefedettséget biztosított, főleg a facsoport közeli területen, hogy térbeli interpolációs ábrát lehessen készíteni az egész mintavételi területre (17. ábra). Térábrán az 1,2 kPa küszöbérték esetében még szembetűnőbb az egész mintavételi területen a túllépési arány kiegyensúlyozottsága (17. a, 17.b és 17.c ábra). Az időjárási viszonyoktól és évszaktól függően a túllépési arány térbeli mintázata is változott, ugyanis 3,0 kPa küszöbérték esetében a három mérési kampány (évszak) mikroklamatikus különbségei feltűnőek voltak (17.d, 17.e és 17.f ábra). A magas VPD túllépési arányok jelezték a folyamatosan erős stresszes körülményekkel rendelkező területeket (SHAMSHIRI et al. 2018a; SHAMSHIRI et al. 2018b). A három mérési kampány mindegyikében a lombkorona alatti mintavételi pontok értékei alacsonyabbak voltak, de a szegélyek és a környező gyepterület értékei váltakoztak. Tavasszal csak kis különbség volt megfigyelhető a facsoport különböző oldalán található nyílt területek között (17.d ábra), mely jól mutatja az időjárás befolyásoló erejét (VON ARX et al. 2012), ugyanis kicsit felhős idő volt. Nyáron és ősszel a méréseket derült ég alatt végeztük. Nyáron a facsoport szemközti gyepterületei szinkronban voltak, az északkeleti és délnyugati alacsonyabb, délkeleti és északnyugati pedig magasabb értékekkel rendelkezett. Ősszel (17.f ábra) a melegebb (K-DNY) és a hidegebb (NY-ÉK) oldalak közötti átmenet erőteljesebb volt, mint nyáron (17.e ábra). Ősszel a melegebb és a hidegebb zónák jelentősen kibővültek, és éles volt az átmenet a két különböző mikroklamatikus zóna között, mely jól mutatja, hogy a szegélyhatás szezonális különbsége nem csak az intenzitás változásában (VON ARX et al. 2012), hanem a hidegebb-melegebb zónák pozíciójának megváltozásában is tükröződik. Ősszel a melegebb gyepoldal a K-DNY volt, míg NY-ÉK jelentősen hidegebb volt. Mindkét mérési kampány során a keleti és a délkeleti nyílt területeken volt a legmagasabb a VPD túllépési aránya, ahol a kitétség hatása a legszembetűnőbb volt,

ellentétben az É-D orientációval, amelyet más vizsgálatok a leghidegebb-legmelegebb gradiensnek neveznek (CHEN et al. 1993; MATLACK 1993; CHEN et al. 1995).



17. ábra: A 2018-as év három mérési kampányának 24 órás periódusából származó VPD-értékek túllépési arányai (%) 1,2 kPa (a, b, c) és 3,0 kPa (d, e, f) küszöbérték esetében térbeli interpolációval ábrázolva. A koordináták egységes országos vetületi rendszerben (EOV). Tavasz (a és d), nyár (b és e), ősz (c és f). A fehér szaggatott vonal a vizuális fahatárt, a fekete szaggatott vonalak a cserjék és a nyársarjak helyzetét és kiterjedését jelölik.

Vizsgálatunkban minden évszakban az értékek legalább 30%-a meghaladta az irodalmi küszöbértéket, ami jól jelzi a felsivatagi körülményeket ezen az élőhelyen (ERDŐS et al. 2020). Ez az új módszer a túllépési arányok térbeli változékonyságának növekedését is jól szemlélteti, így kiemelve a vizsgálati terület részei közötti jelentős különbségek vizsgálatának fontosságát egy magasabb küszöbérték alkalmazásával. Ez alapján elmondható, hogy a facsoport mikroklímamódosító hatása nem csökkent fokozatosan minden égtáj irányában a szegélytől való távolság növekedésével (MOYES és BOWLING 2016), mert az árnyékolás hatása még a szegélytől 6-10 méterre is kimutatható volt, mely kissé eltér a többi szegélyvizsgálat eredményétől (CHEN et al. 1993; MATLACK 1993; YOUNG és MITCHELL 1994; BAKER et al. 2016). Figyelembe véve az általunk vizsgált facsoport kis méretét, ez a hatás erősebbnek

bizonyult, mint ahogy más vizsgálatokban gondolták (CHEN et al. 1993; MATLACK 1993; YOUNG és MITCHELL 1994; ERDŐS et al. 2014).

A vizsgált facsoportunk térbeli mikroklímamódosító hatása hasonlóságot mutat BAKER et al. (2016) kitermelt erdőkben végzett kutatásának eredményeivel. Ugyanis az általuk vizsgált aggregált, kis méretű erdőfoltoknál hasonló árnyékoló mintázatot becsültek a mátrixon belüli térbeli elszeparálódás miatt. Ezen kívül felhívták a figyelmet a fás vegetáció árnyékolásának jelentőségére, mely az erdők mikroklimatikus befolyásoló erejének egyik nagyon erős mozgatórugója (BAKER et al. 2016). A fák képesek módosítani a környezetüket, ami igen jelentős hatással van a légyszárú vegetációra (CALLAWAY és WALKER 1997; CALLAWAY et al. 2002; BROOKER et al. 2008). Az árnyékoló képességgel összefüggő mikroklíma módosító és mérséklő hatás kifejezetten figyelemreméltó lehet egy klimatikusan extrém élőhelyen (CALLAWAY és WALKER 1997), amilyen például a homoki erdőssztyepp is.

5.8. A mikroklimatikus viszonyok és a gyepszínti vegetáció kapcsolata

5.8.1. A növényfajok térbeli mintázata és a facsoportok természetvédelmi jelentősége

A 17. ábra térbeli mintázatai alapján elkülöníthető melegebb és hidegebb területek hatása a gyepszínti vegetáció fajösszetételén és fajeloszlásán is megfigyelhető, melyet a 2018-as év DK-ÉNY szelvénye remekül reprezentál (18. ábra). A többi szelvény elemzése az 5-18. sz. mellékleteken tekinthető meg. A szelvény mentén öt jellegzetes térbeli fajcsoportosulás volt megfigyelhető mindhárom mérési kampány cönológiai adatain. Az A csoport olyan fajokból állt, melyek a gyepekben és a facsoport alatt egyaránt előfordultak a szelvény mentén. A magyar csenkesz (*Festuca vaginata* Waldst. et Kit. ex Willd.) a domináns fűfaja a *Festucetum vaginatae* Rapaics ex Soó társulásnak (BÖLÖNI et al. 2011), ami az A csoportot alkotó fajok között mindig megtalálható volt. B csoportot alkották azok a fajok, melyek a facsoport mindkét oldalán megtalálhatók voltak. A B csoportban mindig található kriptogámokat és szárazgyepi fűfajokat is. Ezen kívül három jellegzetes fajcsoport alakult ki: a facsoport délkeleti oldalán lévő gyepterületen előforduló fajok (C), a facsoport északnyugati oldalán lévő gyepterületen előforduló fajok (D) és főként vagy kizárólag a facsoport alatt előforduló fajok (E). A Zólyomi-féle ökológiai indikátor értékek szerint a facsoport alatti növényfajok jóval magasabb nedvesség-igénnyel és alacsonyabb hőmérséklet-igénnyel rendelkeztek a gyepeken található fajokhoz képest. Másrészt volt különbség a két ellentétes gypoldalon csoportosuló fajok között is. A C csoport (a délkeleti gyepeken előforduló fajok) valamivel alacsonyabb nedvesség-igénnyel

és magasabb hőmérséklet-igénnyel rendelkeztek, mint a D csoport fajai (az északnyugati gyepen előforduló fajok). A növényfajok ilyen terület szerinti eloszlása jól jelzi a megváltozott környezeti feltételeket még egy ilyen kis méretű facsoport alatt is (ERDŐS et al. 2015). Esetünkben a facsoport árnyékoló hatása jelentős befolyásoló erővel bírt, mely hatás a környező gyepen is megfigyelhető volt (GALLÉ és TORMA 2009; SÜLE et al. 2020). A fajok terület szerinti, nedvesség- és hőmérséklet-igény szerinti csoportosulása jól jelzi a vizsgálati terület mikroklimatikus különbségeit (ERDŐS et al. 2015), melyből adódóan ez a látszólag homogén gyepterület igencsak heterogén a lágyszárú vegetáció szempontjából is.

Mivel eddig nem sok tanulmány készült a kis facsoportok nyílt területet befolyásoló hatásáról (BAKER et al. 2016), ezért a homoki erdőssztyepp kis erdőfoltjainak és facsoportjainak természetvédelmi szerepét a megőrzési és helyreállítási projektek során nem veszik teljes mértékben figyelembe (ERDŐS et al. 2015). Mivel már egy ilyen kis vizsgálati objektum esetében is a növényfajok jelentősen eltérő ökológiai igényekkel rendelkeznek a fás vegetáció alatt és annak árnyékosabb oldalán (SÜLE et al. 2020), így a további szárazodás során valószínűleg ezek a kis facsoportok refúgiumként működhetnek a nedvességigényesebb és kevésbé szárazságtoleráns fajok számára (ERDŐS et al. 2014, 2015), így az éghajlatváltozás negatív hatásainak mérséklésében fontos jelentőséggel bírhatnak.

Egy korábbi összehasonlító vizsgálat (ERDŐS et al. 2018b) során már bizonyosságot nyert jelentős fajmegőrzési képességük, mert a kis méretű erdőfoltok fajgazdagsága szignifikánsan magasabb volt, mint a nagy és közepes méretű erdőfoltoknak. Ezen kívül pedig több különleges természetvédelmi érdekű fajjal és nagyobb természetességgel rendelkeztek (ERDŐS et al. 2018b). Ebből kifolyólag fajmegőrzési szempontból kulcsfontosságú objektumok lehetnek a biodiverzitás megőrzése és az élőhelyrekonstrukció folyamán, mert a szerkezetileg különböző foltok jelenléte a tájban növeli a térbeli heterogenitást, és hozzájárul a faji sokféleség fenntartásához és megteremtéséhez (ERDŐS et al. 2020).

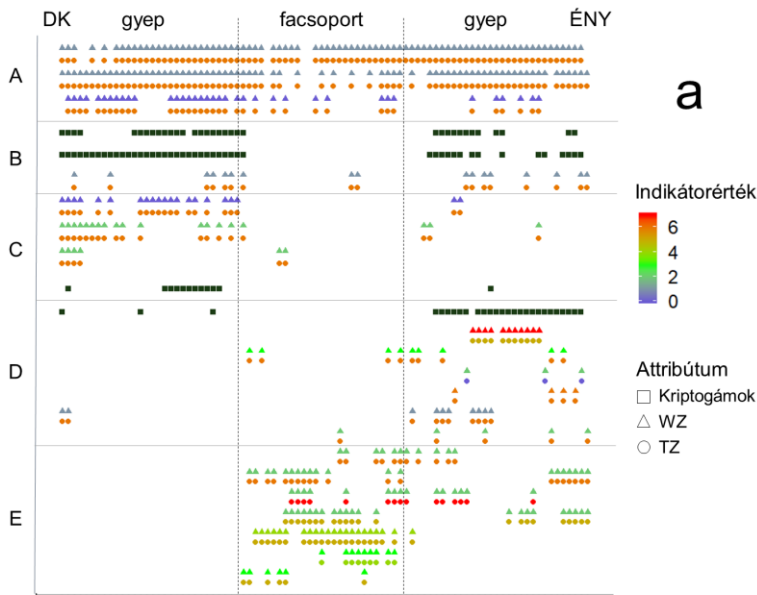
5.8.2. A facilitáció jelensége

A fentebb bemutatott eredmények alapján szemmel látható, hogy a *Populus alba* megváltoztatja fizikai környezetét a lombkoronájának árnyékoló hatása révén, és ez a közvetlen közelében élő növényfajok számára kedvez. Ezt a jelenséget facilitációnak nevezik (CALLAWAY és WALKER 1997; CALLAWAY et al. 2002; BROOKER et al. 2008), melynek egyik típusa a fafajok lombkoronájának enyhébb mikroklimát biztosító hatása más növények számára (ERDŐS et al. 2015). CALLAWAY et al. (2002) arra a következtetésre

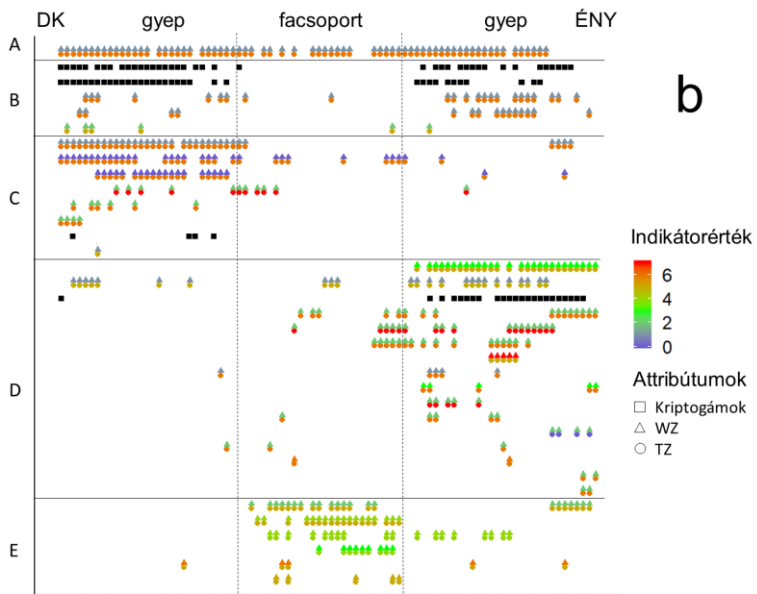
jutottak, hogy megnő a facilitáció jelentősége az abiotikus stressz növekedésével. Ugyanis az egymás mellett együttélő növényfajok képesek csökkenteni bizonyos szintig a szélsőséges abiotikus környezeti feltételek hatását (BRITTON et al. 2021), mint pl. az extrém szárazság a homoki erdőssztyepp élőhelyen. A fás növényzet a facilitáción keresztül dajka növényként funkcionál (GUIGNABERT et al. 2020), mert az árnyékolással biztosítja a megfelelő feltételeket más növényfajok magjainak kicsírázásához és a csíranövények felnövekedéséhez (GONZALEZ és GHERMANDI 2019; GUIGNABERT et al. 2020). Fontos viszont kihangsúlyozni, hogy a facilitáció csak egy bizonyos stresszszintig működik (BRITTON et al. 2021), amit nagyban befolyásol többek között a geográfiai régió és a biom típusa, amibe a vegetáció tartozik (MAZÍA et al. 2016). Egy bizonyos stresszszint felett a facilitáció már átfordul kompetícióvá, aminek egyik fő mozgatórugója az elérhető vízmennyiség (MAZÍA et al. 2016; BRITTON et al. 2021).

Az eredményeinkhez hasonló facilitációt figyeltek meg SIQUEIRA et al. (2017), akik ember által megteremtett fáslegelőn végzett vizsgálat során a gyeppen magányosan vagy kisebb csoportban, szórványosan előforduló fák hatását tanulmányozták. Ez a mozaikos szerkezet nagyban hasonlít az általunk vizsgált erdőssztyepp vegetációban megtalálható facsoportokhoz (ERDŐS et al. 2018a). Szintén kimutatták az ilyen kis méretű fás vegetáció kedvező hatását a környező vegetációra (CALLAWAY és WALKER 1997; CALLAWAY et al. 2002; BROOKER et al. 2008). Jelenlétükkel kedvezőbb, enyhébb mikroklímát biztosítottak bizonyos növényfajok és famagoncok számára, melyek ökológiai igényeik miatt a nyílt területek mikroklimatikus viszonyait nem kedvelik (SIQUEIRA et al. 2017).

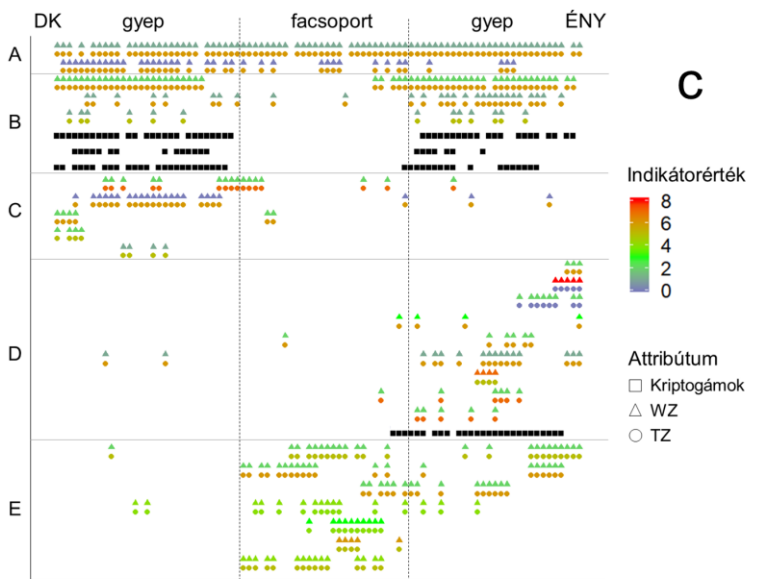
Jelenlegi eredményeink megerősítik ERDŐS et al. (2015) korábbi vizsgálatának eredményeit, és értékes új információkkal egészítik ki az homoki erdőssztyepek ismeretanyagát. Ugyanis ERDŐS et al. (2015) megvizsgálták kis méretű facsoportok fajkészletét, mely során arra az eredményre jutottak, hogy a facsoportok területén a nyílt gyepi, szárazságkedvelő fajok előfordulási aránya alacsony, és ezek az élőhelyek jobban kedveznek az erdőhöz kapcsolódó és a zárt gyepi fajoknak, ahogy a mi eredményeinken is látszik a fajok területszerinti eloszlása és különböző ökológiai igényei alapján. Ezen kívül vizsgálatuk során feltérképezték szelvények mentén az erdő-nyílt gyep átmeneti zónát is, ahol az egyik szelvény mentén egy 5 m széles zárt homokpusztagyepi zónát találtak, ami az erdő és a nyílt homokpusztagyep közötti átmeneti területnek bizonyult (ERDŐS et al. 2015). Eredményeik alapján a fajok elterjedési mintázata azt mutatta, hogy néhány faj láthatóan ennek az átmeneti zónának a környezetét kedveli (ERDŐS et al. 2015). Ez az eredmény hasonlóságot mutat az általunk megfigyelt területszerinti fajeloszlással a facsoport körüli gyepterületen.



a



b



c

18. ábra: A gyepszint fajeloszlása a DK-ÉNY szelvény mentén 2018-as év három mérési kampányán (tavasz (a), nyár (b), ősz (c)) a Zólyomi ökológiai indikátorértékekkel együtt, melyek számszerűsítik a növényfajok számára szükséges hőmérséklet (TZ) és nedvesség (WZ) optimumokat. A vízszintes oszlopok az együtt előforduló fajcsoportokat jelölik: konstansan jelen lévő fajok (A), a gyepterületeken előforduló fajok (B), a délkeleti gyepterületen előforduló fajok (C), az északnyugati gyepterületen előforduló fajok (D); főként a facsoport alatt előforduló fajok (E). A szelvényben előforduló fajok listája az 5. táblázatban megtekinthető.

5. táblázat: A 2018-as év DK-ÉNY szelvényének fajcsoportosulásai a 18. ábra szerinti sorrendben. A) konstansan jelen lévő fajok; B) a gyepterületeken előforduló fajok; C) a délkeleti gyepterületen előforduló fajok; D) az északnyugati gyepterületen előforduló fajok; E) főként a facsoport alatt előforduló fajok; F) alacsony gyakoriságú fajok, melyek nincsenek feltüntetve a 18. ábrán.

	2018 tavasz	2018 nyár	2018 ősz
A	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.
B	<i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.	<i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Artemisia campestris</i> L.	<i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.; <i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.
C	<i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Poa bulbosa</i> L.; <i>Thymus pannonicus</i> All.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.	<i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Poa bulbosa</i> L.; <i>Thymus pannonicus</i> All.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Syrenia cana</i> (Piller et Millerp.) Neilr.	<i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Thymus pannonicus</i> All.; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Kochia laniflora</i> (S.G. Gmel.) Borbás
D	<i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Salix rosmarinifolia</i> L.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	<i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Salix rosmarinifolia</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. Bieb, ex Willd.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Thesium linophyllon</i> L.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.; <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják; <i>Stipa capillata</i> L.; <i>Hieracium auriculoides</i> Láng	<i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Carex divisa</i> Huds.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Salix rosmarinifolia</i> L.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.
E	<i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Poa angustifolia</i> L.	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Celtis occidentalis</i> L.	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.
F	<i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Cornus mas</i> L.; <i>Crepis rhoeadifolia</i> M. Bieb.; <i>Cynoglossum officinale</i> L.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Kochia laniflora</i> (S.G. Gmel.) Borbás; <i>Medicago minima</i> (L.) L.; <i>Odontites lutea</i> (L.) Clairv.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.; <i>Tragus racemosus</i> (L.) All.	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Chondrilla juncea</i> L.; <i>Cornus mas</i> L.; <i>Crepis rhoeadifolia</i> M. Bieb.; <i>Cynoglossum officinale</i> L.; <i>Euphorbia cyparissias</i> L.; <i>Galium mollugo</i> L. s. str.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.; <i>Medicago minima</i> (L.) L.; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.; <i>Taraxacum officinale</i> F.H.Wigg; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Tragus racemosus</i> (L.) All.	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. Bieb, ex Willd.; <i>Galium mollugo</i> L. s. str.; <i>Hieracium auriculoides</i> Láng; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Salsola kali</i> L.; <i>Stipa capillata</i> L.; <i>Taraxacum officinale</i> F.H.Wigg; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.

6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

I. Vizsgálatainkkal bizonyítottuk, hogy homoki erdőssztyepp vegetáció esetében a telítési hiány érzékeny indikátora a növényzetre hatással lévő környezeti feltételeknek. A facsoport és a gyeptes terület mikroklimatikus különbségeit, valamint az egyes gyepterületek közötti különbségeket is remekül szemlélteti.

II. Sikeresen alkalmaztuk elsőként a tartamgörbe vizsgálati módszert mikroklimatikus adatok elemzésére. Így ígéretes eszköznek bizonyul növényökológiai vizsgálatok során mért léghőmérséklet, légnedvesség vagy telítési hiány adatok elemzéséhez. Eredményeink alapján bebizonyítottuk, hogy az 1,2 kPa telítési hiány irodalmi küszöbértéken kívül ezen vegetációtípusban a 3,0 kPa telítési hiány küszöbérték is fontos határértékként alkalmazható. A telítési hiány tartamgörbék informatívak voltak tér-idő mintázati elemzésekben ezekkel a küszöbértékekkel, mivel a túllépési arányok képesek megmutatni a vegetáció stresszszintjeit. A magas VPD túllépési arányok képesek jelezni a folyamatosan erős stresszes körülményekkel rendelkező területeket.

III. Leírtuk a talajlégzés, a talajhőmérséklet, a talajnedvesség, a levélfelület-index, a telítési hiány, a talaj szervesanyag-tartalma, a domborzati attribútumok közti összefüggéseket homoki erdőssztyepp vegetáció esetében.

IV. Eredményeink alapján kimutattuk, hogy ezen élőhelyen a domborzati attribútumok (lejtés, kitettség, magasságkülönbségek) együtt a fás vegetáció fiziognómiájával befolyásolják a homoki erdőssztyepp élőhely abiotikus és biotikus tényezőit. A domborzat egyértelműen befolyásolja az ökoszisztéma működését és a talaj széntartalmának térbeli eloszlását, de méréseink alapján fontos tényezők a mérési pozíciók elhelyezkedése, a növényzet szerkezete, az időjárás és az évszakok közötti különbségek.

7. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Homoki erdőössztyeppben folytatott vizsgálataink alapján bizonyítottuk, hogy a telítési hiány tartamgörbe remek eszköze a növényzetre ható környezeti feltételek jellemzésének. A fás vegetáció és nyílt terület mikroklímatis különbségeinek, valamint a látszólag hasonló gyepterületek közötti eltérő környezeti feltételeknek a detektálására használható. A magas telítési hiány túllépési arányokkal rendelkező területek folyamatosan erős stresszes körülményt biztosítanak az ott található vegetációnak. A tartamgörbe vizsgálati módszert mikroklímatis adatok elemzésére használva növényökológiai vizsgálatok során pontosabb képet kaphatunk egy ökoszisztéma állapotáról. Javasoljuk e módszernek a bevonását a megszokott adatelemzési módszerek közé, hogy a szélsőértékeken kívül egy időtartam szerinti értékelést is kapjunk a vizsgált változóról. Telítési hiány esetében az 1,2 kPa telítési hiány irodalmi küszöbértéken kívül ezen vegetációtípusban a 3,0 kPa telítési hiány küszöbérték nagyon informatív tér-idő mintázati elemzésekben. Érdemes más vegetációtípus esetében is kísérletezni megfelelő küszöbértékek meghatározásához. Félisivatagi klímájú ökoszisztémák esetében a 3,0 kPa alkalmazása plusz információkkal szolgálhat az ökoszisztéma állapotáról.

Eredményeink felhívják a figyelmet a finomléptékű mintavétel és elemzés fontosságára. Egymáshoz közel elhelyezkedő mintavételi pontok között is jelentős eltéréseket lehet felfedezni a környezeti és egyéb változók esetében, ami fontos információval szolgál egy átmeneti zóna szerkezetével kapcsolatban. Nemcsak átmeneti növényzet esetében, hanem egy látszólag homogén növényzetnél is a finomlépték alkalmazása feltárhatja a rejtett mintázatokat, mely információ elveszne egy durvább léptékű vizsgálat esetében.

Homoki erdőössztyepp vegetáció esetében kimutattuk a szegélyhatás jelenségét a funkcionális változók, a talajparaméterek és a telítési hiány közti összefüggések feltárásával. A vegetációátmenet finomléptékű vizsgálatával megállapítható, hogy milyen erősen befolyásolja a talajlégzést és a növényi funkciók intenzitását a vegetációszerkezet. A növényzet szerkezete kulcsfontosságú paraméter a szénforgalmi modellekben, mert a talajlégzés megmutatja a talaj teljes biológiai aktivitását. A növények gyökerei, a gyökérszimbionta mikrobák és mikorrhiza gombák légzése nyomán a növényzet jelentős befolyásoló erővel bír a szénforgalom alakulására. Az élő anyagba a szén a fotoszintézis folyamatával épül be, és a szárazföldön a felvett szén a növényi szervesanyag (primer produkció) mennyiségét növeli, mert egy része a földfelszín feletti, más része pedig a földfelszín alatti szervekbe épül be. Szénallokációs különbség következtében a talajlégzés általánosan alacsonyabbnak bizonyul a gyepekben, mint az erdőkben, mely kulcsfontosságú egy ilyen mozaikoló tájon belül. A globális klímaváltozás

és a Kárpát-medence szárazodási folyamatai miatt az erdőszűltség mértéke valószínűleg csökkenni fog, így a homoki erdőssztyepp vegetáció átalakulhat és elveszítheti fás jellegét, így megnő a száraz, nyílt gyepterület aránya. Ez az arányváltozás jelentősen befolyásolhatja a szénkörforgalmat, mert kevesebb szén fog megkötődni a növényi szervesanyagban és a talajbeli szénraktárakban is. Így a légköri szén CO₂ formájában felhalmozódik, és hozzájárul a légkör további melegedéséhez.

Tehát domborzatilag és növényzetileg heterogén tájban ezeket a tényezőket a biogeokémiai modelleknek figyelembe kell venni, hogy pontos képet lehessen kapni a vizsgált területről. Ezen kívül távérzékelési technikák (pl. radar) alkalmazása és felszín monitorozása során a vegetációs szerkezeti adatok és a domborzati tényezők fontos bemeneti paraméternek tekinthetők a modellek alkotásában. Eredményeink alapján ezen a domborzatilag és vegetációs szerkezeti is heterogén élőhelyen a domborzati attribútumok (lejtés, kitettség, magasságkülönbségek) és a fás vegetáció fiziognómiája az árnyékoló hatáson keresztül együtthata befolyásolja az élőhely abiotikus és biotikus tényezőit. A domborzat jelentős hatást gyakorol az ökoszisztéma működésére és a talaj széntartalmának térbeli eloszlására, de méréseink alapján fontos tényezők a mérési pozíciók elhelyezkedése, a növényzet szerkezete, az időjárás és az évszakok közötti különbségek. Így ezeket a befolyásoló tényezőket minden esetben figyelembe kell venni az elemzésekben, mert különböző időjárási körülmények között, valamint eltérő fenológiai stádiumban jelentősen különböző eredmények szülehetnek.

A fentebb ismertetett mellett pedig szükség van a homoki erdőssztyepp élőhelyek megőrzése során egy egységes természetvédelmi szemléletmód kialakítására. A korábbi gyakorlattól eltérően fontos lenne a gyepek és erdős területeket egy egységben kezelni, hiszen igen erős oda-vissza ható abiotikus és biotikus kapcsolatban állnak egymással. Emellett pedig a fás vegetáció különböző kiterjedésű és kitettségű altípusait minden esetben ugyanolyan jelentőséggel kell kezelni az élőhelyek megőrzése, kezelése, vagy helyreállítása során. Ezzel összefüggésben pedig elő kell segíteni az őshonos fák telepítését és azok újratelepülését homoki élőhelyrekonstrukciós projektek során. A projektek során a kis méretű fehér nyár facsoportoknak is kiemelt szerepet kellene biztosítani, hiszen ezen az extrém száraz élőhelyen jelentős mikroklímamódosító hatásukkal kedveznek több nedveséigényesebb, kevésbé hőmérséklet-toleráns növényfajnak.

8. ÖSSZEFOGLALÁS

Korunk legjelentősebb problémái közé tartozik a globális klímaváltozás. Érzékeny élőhelyeken, pl. a vegetáció-határzónákban kialakuló mikroklimatikus viszonyok a globális klímaváltozás következtében kialakuló változások hatásának modellezésére alkalmazhatók. A mikroklimatikus dinamikák tanulmányozásával populációsztű, közösségstű és ökoszisztéma stű folyamatokat érthetünk meg. Emellett a Magyarországon található homoki erdőssztyepp vegetáció, mely esetében a fragmentált struktúra természetes eredetű, a közeljövőben teljesen eltűnhet a Kárpát-medencében megfigyelhető szárazodási tendenciák miatt. Ezért fontos ezzel az ökoszisztémával kapcsolatos ismereteink bővítése, ezáltal pedig az abiotikus és biotikus tényezők dinamikájának megértése az átmeneti zónákban.

Doktori kutatásom során a fent említett tényezők okán a hangsúlyt a homoki erdőssztyepp vegetáció vizsgálatára helyezve, munkám célja ezen élőhelyen a vegetációszerkezet, a mikroklimatikus viszonyok, a talajparaméterek, a funkcionális változók és a domborzati attribútumok közötti összefüggések feltárása, hogy részletes képet lehessen kapni ezen ökoszisztéma állapotáról és működéséről. Ezzel összefüggésben célunk volt ökológiai kutatásokban elsőként alkalmazni a tartamgörbe vizsgálati módszert a mikroklima adatok elemzésével.

Eredményeink alapján bizonyítottuk, hogy homoki erdőssztyepp vegetáció esetében a telítési hiány érzékeny indikátora a növényzetre hatással lévő környezeti feltételeknek. A facsoport és gyeperület mikroklimatikus különbségeit, valamint az egyes gyepterületek közötti különbségeket is remekül szemlélteti. Sikeresen alkalmaztuk elsőként a tartamgörbe vizsgálati módszert mikroklimatikus adatok elemzésére, mely ígéretes eszköznél bizonyul növényökológiai vizsgálatok során. Ezen vegetációtípusban a 3,0 kPa küszöbértékű telítési hiány fontos határértékként alkalmazható. A telítési hiány tartamgörbék nagyon informatívnál bizonyultak tér-idő mintázati elemzésekben a 3,0 kPa küszöbérték alkalmazásával, mivel a túllépési arányok képesek megmutatni a vegetáció stresszszintjeit.

Munkánkkal ki szeretttük volna emelni a finomléptékű mintavétel és elemzés fontosságát, mert látszólag homogén területen belül is jelentős különbségeket lehet felfedezni környezeti és egyéb változók, valamint a gyepszint mintázatai esetében is. Ezzel összefüggésben pedig a homoki erdőssztyepp élőhelyek megőrzése, kezelése, vagy helyreállítása során egy gyepeket és erdős területeket egy egységben kezelő természetvédelmi szemléletmód kialakítására van szükség. Emmellett pedig a fás vegetáció különböző kiterjedésű és kitétségű altípusait minden esetben ugyanolyan jelentőséggel kell kezelni.

Leírtuk a talajlégzés, a talajhőmérséklet, a talajnedvesség, a levélfelület-index, a telítési hiány, a talaj szervesanyag-tartalma, a domborzati attribútumok közti összefüggéseket homoki erdőssztyepp vegetáció esetében. Ezen élőhelyen a domborzati attribútumok (lejtés, kitettség, magasságkülönbségek) és a fás vegetáció fiziognómiája együtthetva befolyásolja az ökoszisztéma abiotikus és biotikus tényezőit. Az ökoszisztéma működését és a talaj széntartalmának térbeli eloszlását a domborzat nagymértékben befolyásolja, de jelentős tényezők a mérési pozíciók elhelyezkedése, a növényzet szerkezete, az időjárás, az évszakok és a fenológiai stádiumok közötti különbségek.

Megfigyeléseink értékesek a funkcionális és a környezeti változók dinamikájának és idő-térbeli mintázatának megítéléséhez ebben a típusú ökoszisztémában, mely egy természetes átmeneti zóna a mérsékelt égövben. A globális klímaváltozás miatt ezt az élőhelyet a teljes kiszáradás és elsivatagosodás veszélyezteti, ami az erdőfoltok mennyiségének és kiterjedésének csökkenését fogja eredményezni. Ez a folyamat többek között csökkenteni fogja a szénkészletet, ami viszont erősen befolyásolni fogja a szénforgalmat.

9. SUMMARY

One of the most significant problems of our time is global climate change. Since vegetation transition zones may be sensitive systems, microclimatic conditions in vegetation transition zones could be used to model the impact of global climate change. By studying microclimatic dynamics, we can understand population-level, community-level and ecosystem-level processes. In addition, the sandy forest-steppe vegetation in Hungary, in which the fragmented structure is of natural origin, may completely disappear in the near future due to the aridification observed in the Carpathian Basin. Hence, improving our knowledge about this ecosystem is important to understand the dynamics of abiotic and biotic factors in temperate transition zones.

This research focused on the sandy forest-steppe vegetation. The aim of the work was to study the relationships between vegetation structure, microclimatic conditions, soil parameters, functional variables and terrain attributes in this habitat to get a detailed insight of this ecosystem's condition and functioning. In this context, we aimed to be the first to apply the duration curve analysis method in ecological research by analyzing microclimate data.

Based on the results, we found that in the case of sandy forest-steppe vegetation, the vapor pressure deficit was a sensitive indicator of the environmental conditions affecting the vegetation. It could also indicate the microclimatic differences between the grove and the surrounding grassland area, as well as the differences between certain grassland areas. We successfully applied the duration curve analysis method to the analysis of microclimatic data, which proved to be a promising tool in plant ecological studies. In this type of vegetation, the 3.0 kPa vapor pressure deficit could be used as an important threshold. The duration curves of vapor pressure deficit were highly informative in spatio-temporal analyses using the 3.0 kPa threshold, due to the exceedance rates we were able to show the stress levels of the vegetation.

This work highlights the importance of fine-scale sampling and analysis, because even within a seemingly homogeneous area, significant differences could be discovered in the case of environmental and functional variables as well as in the vegetation patterns of the herb layer. In this context, the conservation, management or restoration of sandy forest-steppe habitats requires a conservation approach that treats grasslands and forests as a single unit. In addition, sub-types of woody vegetation of different extent and exposure should be treated with equal importance in all cases.

We described the relationships between soil respiration, soil temperature, soil water content, leaf area-index, vapor pressure deficit, soil organic carbon and terrain attributes in the

case of sandy forest-steppe vegetation. In this habitat, terrain attributes (slope, aspect, elevation differences) and physiognomy of the woody vegetation had a co-varying influence on the abiotic and biotic factors of this ecosystem. The functioning of the ecosystem and the spatial distribution of soil organic carbon content were greatly influenced by topography, but the location of measurement positions, vegetation structure, weather, seasons and differences in phenological stages were also significant factors.

We hope our observations could be valuable for assessing the dynamics and spatio-temporal patterns of functional and driving variables in this type of ecosystem, which is a natural transition zone in the temperate vegetation. Due to climate change, this habitat will be threatened by aridification and desertification, which could cause reduction in the amount and extent of forest patches. This process should result, among others, in a reduction of soil carbon stocks, which in turn should strongly affect the carbon cycle.

10. MELLÉKLETEK

1. sz. Irodalomjegyzék

- ÁCS, É., KISS, K. T., BALOGH, J., NAGY, J., CZÓBEL, SZ., NAGY, Z., CSERHALMI, D., ORBÁN, S., ENGLONER, A., PODANI, J., FARKAS, E., SZERDAHELYI, T., FÓTI, SZ., SZIRMAI, O., JAKUCS, E., TUBA, Z. (2007a): Alföldi klímazonális erdő. in: Botanika III. Bevezetés a növénytanba, algológiába, gombatanba és funkcionális növényökológiába. szerk: Tuba, Z., Szerdahelyi, T., Engloner, A., Nagy, J. Nemzeti Tankönyvkiadó Zrt. Budapest. 92-93 p.
- ÁCS, É., KISS, K. T., BALOGH, J., NAGY, J., CZÓBEL, SZ., NAGY, Z., CSERHALMI, D., ORBÁN, S., ENGLONER, A., PODANI, J., FARKAS, E., SZERDAHELYI, T., FÓTI, SZ., SZIRMAI, O., JAKUCS, E., TUBA, Z. (2007b): Vegetációzónák. in: Botanika III. Bevezetés a növénytanba, algológiába, gombatanba és funkcionális növényökológiába. szerk: Tuba, Z., Szerdahelyi, T., Engloner, A., Nagy, J. Nemzeti Tankönyvkiadó Zrt. Budapest. 6-7 p.
- ÁCS, É., KISS, K. T., BALOGH, J., NAGY, J., CZÓBEL, SZ., NAGY, Z., CSERHALMI, D., ORBÁN, S., ENGLONER, A., PODANI, J., FARKAS, E., SZERDAHELYI, T., FÓTI, SZ., SZIRMAI, O., JAKUCS, E., TUBA, Z. (2007c): Bevezető alapvetések. in: Botanika III. Bevezetés a növénytanba, algológiába, gombatanba és funkcionális növényökológiába. szerk: Tuba, Z., Szerdahelyi, T., Engloner, A., Nagy, J. Nemzeti Tankönyvkiadó Zrt. Budapest. 112-113 p.
- AKIMA, H., GEBHARDT, A., PETZOLD, T., MAECHLER, M. (2016): Interpolation of Irregularly and Regularly Spaced Data. R Package Version 0.6–2.
- ALEXANDER, C., DEÁK, B., HEILMEIER, H. (2016): Micro-topography driven vegetation patterns in open mosaic landscapes. *Ecological Indicators*, 60, 906–920. p.
- ALLAIRE, S. E., LANGE, S. F., LAFOND, J. A., PELLETIER, B., CAMBOURIS, A. N., DUTILLEUL, P. (2012): Multiscale spatial variability of CO₂ emissions and correlations with physico-chemical soil properties. *Geoderma*, 170: 251–260. p.
- ALLEN, J. M., LEININGER, T. J., HURD, J. D., CIVCO, D. L., GELFAND A. E., SILANDER JR., J. A. (2013): Socioeconomics drive woody invasive plant richness in New England, USA through forest fragmentation. *Landscape Ecology*. 28, 1671–1686. p.
- ALMAGRO, M., LÓPEZ, J., QUEREJETA, J. I., MARTÍNEZ-MENA, M. (2009): Temperature dependence of soil CO₂ efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 41 (3), 594–605. p.
- ANDA, A., KOCSIS, T. (2011): A globális éghajlatváltozás várható hatásai Magyarországon. in: Globális környezeti problémák és néhány társadalmi hatásuk. szerk: Anda, A., Burucs, Z., Kocsis, T. Kempelen Farkas Hallgatói Információs Központ. Budapest. 80-87 p.
- AERTS, R. (2006): The freezer defrosting: global warming and litter decomposition rates in cold biomes. *Journal of Ecology*, 94: 713-724. p.
- BAKER, S. C., SPIES, T. A., WARDLAW, T. J., BALMER, J., FRANKLIN, J. F., JORDAN, G. J. (2013). The harvested side of edges: Effect of retained forests on the re-establishment of biodiversity in adjacent harvested areas. *Forest Ecology and Management*, 302: 107–121. p.

- BAKER, T. P., JORDAN, G. J., STEEL, E. A., FOUNTAIN-JONES, N. M., WARDLAW, T. J., BAKER, S. C. (2014): Microclimate through space and time: Microclimatic variation at the edge of regeneration forests over daily, yearly and decadal time scales. *Forest Ecology and Management*. 334, 174-184. p.
- BAKER, T. P., JORDAN, G. J., BAKER, S., C. (2016): Microclimatic edge effects in a recently harvested forest: Do remnant forest patches create the same impact as large forest areas?, *Forest Ecology and Management*, 365, 128-136. p.
- BALOGH, J. (2009): Gyepék szénmérleg-komponenseinek mérése és modellezése. Doktori értekezés, Szent István Egyetem, Gödöllő. 115. p.
- BALOGH, J., FÓTI, S., PINTÉR, K., BURRI, S., EUGSTER, W., PAPP, M., NAGY, Z. (2015): Soil CO₂ efflux and production rates as influenced by evapotranspiration in a dry grassland. *Plant and Soil*, 388 (1–2) 157–173. p.
- BALOGH, J., PAPP, M., PINTÉR, K., FÓTI, S., POSTA, K., EUGSTER, W., NAGY, Z. (2016): Autotrophic component of soil respiration is repressed by drought more than the heterotrophic one in dry grasslands. *Biogeosciences*, 13 (18), 5171–5182. p.
- BALOGH, J. (2016): Szén-ciklus. in: NÖVÉNYÖKOLÓGIA egyetemi jegyzet. szerk.: Balogh, J., Fóti, Sz., Gecse, B., Hidy, D., Kertész, P., Koncz, P., Nagy, Z., Papp, M., Pintér, K. Szent István Egyetem, Növénytan és Ökofiziológiai Intézet, Gödöllő. 40-45. p.
- BALOGH, J., FÓTI, S., PAPP, M., PINTÉR, K., NAGY, Z. (2019): Separating the effects of temperature and carbon allocation on the diel pattern of soil respiration in the different phenological stages in dry grasslands, *PLoS One*, 14 (10), 1–19. p.
- BALOGH, J. (2021): Szóbeli közlés.
- BARANYI, A. (2016): Vegetációszerkezet és mikroklíma kapcsolata: a mikroklímával kapcsolatos funkcionális vegetációs válasz vizsgálatának lehetőségei. Diplomamunka, Szegedi Tudományegyetem, Szeged. 39. p.
- BARTHOLY, J., PONGRÁCZ, R., GELYBÓ, GY., SZABÓ, P. (2008): Analysis of expected climate change in the Carpathian Basin using the PRUDENCE results. *IDŐJÁRÁS*. 112 (3-4) 249-264. p.
- BARTOS, D. L., AMMAN, G. D. (1989): Microclimate, an Alternative to Tree Vigor as a Basis for Mountain Pine Beetle Infestations (Vol. 400). US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. 10. p.
- BATÁRY, P., BÁLDI A. (2000): A fészekalj túlélés kísérletes vizsgálata nádasokban - szegély és belső élőhelyek összehasonlítása. *Ornis Hungarica*. 10 191-195. p.
- BÁTORI, Z., LENGYEL, A., MARÓTI, M., KÖRMÖCZI, L., TÖLGYESI, CS., BÍRÓ, A., TÓTH, M., KINCSES, Z., CSEH, V., ERDŐS, L. (2014): Microclimate-vegetation relationships in natural habitat islands: species preservation and conservation perspectives. *IDŐJÁRÁS*, 118: 257-281. p.
- BATTIN, T., LUYSSAERT, S., KAPLAN, L., AUFDENKAMPE, A. K., RICHTER, A., TRANVIK L. J. (2009): The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience*. 2, 598–600. p.
- BECKER, C. F., BOYD, J. S. (1957): Solar radiation availability on surfaces in the United States as affected by season, orientation, latitude, altitude and cloudiness. *Solar Energy*. 1 (1), 13-21. p.

- BEHRENS, T., SCHMIDT, K., MACMILLAN, R. A., ROSSEL, R. A. V. (2018): Multi-scale digital soil mapping with deep learning. *Scientific Reports*, 8: 2–10. p.
- BEKKU, Y.S., NAKATSUBO, T., KUME, A., ADACHI, M., KOIZUMI, H. (2003): Effect of warming on the temperature dependence of soil respiration rate in arctic, temperate and tropical soils. *Applied Soil Ecology*, 22 (3), 205-210. p.
- BENGTSSON, L. (2010): The global atmospheric water cycle. *Environmental Research Letters*, 5 (2): 025202.
- BENNIE, J., HUNTLEY, B., WILTSHIRE, A., HILL, M. O., BAXTER, R. (2008): Slope, aspect and climate: Spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. *Ecological Modelling*, 216 (1), 47-59. p.
- BIRÓ, M. (2003): Pillantás a múltba: A Duna-Tisza közti homokbuckások tájtörténete az elmúlt kétszázötven évben. in: A Kiskunság száraz homoki növényzete. szerk.: Molnár, Zs. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. 30-33. p.
- BODROGKÖZY, Gy (1957): Die Vegetation der Weisspappel-Haine in dem Reservat Emlékerdő bei Szeged-Ásotthalom. *Acta Biologica Szegediensis*, 3: 127–140. p.
- BOLTON, D. (1980): The computation of equivalent potential temperature. *Monthly Weather Review*, 108 (1) 1046–1053. p.
- BORHIDI, A. (2003): Junipero-Populetum albae (Zólyomi ex Soó 1950) Szodfridt 1969. in: Magyarország növénytársulásai. szerk.: Borhidi, A. Akadémiai Kiadó, Budapest. 418-419. p.
- BÖLÖNI, J., MOLNÁR, ZS., KUN, A. (2011): Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. szerk.: Bölöni, J., Molnár, Zs., Kun, A. MTA ÖBKI, 441. p.
- BRENNING, A., BANGS, D., BECKER, M. (2018): RSAGA: SAGA Geoprocessing and Terrain Analysis.
- BRITTON, T.G., HOVENDEN, M.J., PORTER, M., FLITTNER, A., BRINKHOFF, R., MAYFIELD, M.M. (2021): Plant communities, populations and individuals have distinct responses to short-term warming and neighbour biomass removal in two montane grasslands. *Applied Vegetation Science*, 24: e12557.
- BROOKER, R.W., MAESTRE, F.T., CALLAWAY, R.M., LORTIE, C.L., CAVIERES, L.A., KUNSTLER, G., LIANCOURT, P., TIELBÖRGER, K., TRAVIS, J.M.J., ANTHELME, F., ARMAS, C., COLL, L., CORCKET, E., DELZON, S., FOREY, E., KIKVIDZE, Z., OLOFSSON, J., PUGNAIRE, F., QUIROZ, C.L., SACCONI, P., SCHIFFERS, K., SEIFAN, M., TOUZARD, B., MICHALET, R. (2008): Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology*, 96: 18–34. p.
- BUENO, A., LLAMBÍ, L.D. (2015): Facilitation and edge effects influence vegetation regeneration in old-fields at the tropical Andean forest line. *Applied Vegetation Science*, 18: 613-623. p.
- CALDWELL, T.G., MCDONALD, E.V., YOUNG, M.H. (2009): The seedbed microclimate and active revegetation of disturbed lands in the Mojave Desert. *Journal of Arid Environments*, 73 (4-5), 563-573. p.
- CALLAWAY, R. M., WALKER, L. R. (1997): Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*, 78 (7), 1958-1965. p.

- CALLAWAY, R.M., BROOKER, R.W., CHOLER, P., KIKVIDZE, Z., LORTIE, C.J., MICHALET, R., PAOLINI, L., PUGNAIRE, F. I., NEWINGHAM, B., ASCHEHOUG, E. T., ARMAS, C., KIKODZE, D., COOK B. J. (2002): Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature*, 417, 844–848. p.
- CANTLON, J. E. (1953): Vegetation and Microclimates on North and South Slopes of Cushtunk Mountain, New Jersey. *Ecological Monographs*, 23 (3) 241-270. p.
- CHATTERJEE, A., JENERETTE, G. D. (2011): Spatial variability of soil metabolic rate along a dryland elevation gradient. *Landscape Ecology*, 26 (8), 1111–1123. p.
- CHEN, J., FRANKLIN, J. F. SPIES, T. A. (1993): Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology*. 63 (3-4) 219-237. p.
- CHEN, J., FRANKLIN, J. F. SPIES, T. A. (1995): Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*. 5 (1) 74-86. p.
- CHEN, J., SAUNDERS, S. C., CROW, T. R., NAIMAN, R. J., BROSOFSKE, K. D., MROZ, G. D., BROOKSHIRE, B. L., FRANKLIN, J. F. (1999): Microclimate in Forest Ecosystem and Landscape Ecology: Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. *BioScience*, 49 (4), 288–297. p.
- CHEN, S., WANG, J., ZHANG, T., HU, Z., ZHOU, G. (2021): Warming and straw application increased soil respiration during the different growing seasons by changing crop biomass and leaf area index in a winter wheat-soybean rotation cropland. *Geoderma*, 391, 114985. p.
- COMSTEDT, D., BOSTRÖM, B., EKBLAD, A. (2011): Autotrophic and heterotrophic soil respiration in a Norway spruce forest: Estimating the root decomposition and soil moisture effects in a trenching experiment. *Biogeochemistry*, 104 (1–3) 121–132. p.
- CÔTÉ I.M., DARLING E.S. (2010): Rethinking Ecosystem Resilience in the Face of Climate Change. *PLOS Biology*. 8 (7): e1000438.
- CUENA-LOMBRAÑA, A., FOIS, M., FENU, G., COGONI, D., BACCHETTA, G. (2018): The impact of climatic variations on the reproductive success of *Gentiana lutea* L. in a Mediterranean mountain area. *International Journal of Biometeorology*. 62: 1283–1295. p.
- DAI, A. (2013): Increasing drought under global warming in observations and models. *Nature Climate Change*, 3 (1) 52–58. p.
- DAVIES-COLLEY, R. J., PAYNE, G. W., VAN ELSWIJK, M. (2000): Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology*, 24 (2), 111–121. p.
- D'ODORICO, P., HE, Y., COLLINS, S., DE WEKKER, S. F. J., ENGEL, V., FUENTES, J. D. (2013): Vegetation-microclimate feedbacks in woodland-grassland ecotones. *Global Ecology and Biogeography*. 22 (4) 364-379. p.
- DOVČIAK, M., BROWN, J. (2014): Secondary edge effects in regenerating forest landscapes: vegetation and microclimate patterns and their implications for management and conservation. *New Forests*, 45, 733–744. p.

- ERDŐS, L., GALLÉ, R., BÁTORI, Z., PAPP, M., KÖRMÖCZI, L. (2011): Properties of shrubforest edges: a case study from South Hungary. *Central European Journal of Biology*. 6 (4) 639-658. p.
- ERDŐS, L., GALLÉ, R., KÖRMÖCZI, L., BÁTORI, Z. (2013): Species composition and diversity of natural forest edges: edge responses and local edge species. *Community Ecology*. 14 (1) 48-58. p.
- ERDŐS, L., TÖLGYESI, CS., HORZSE, M., TOLNAY, D., HURTON, Á., SCHULCZ, N., KÖRMÖCZI, L., LENGYEL, A., BÁTORI, Z. (2014): Habitat complexity of the pannonian forest-steppe zone and its nature conservation implications. *Ecological Complexity*. 17 (1) 107-118. p.
- ERDŐS, L., TÖLGYESI, Cs., KÖRMÖCZI, L., BÁTORI, Z. (2015): The importance of forest patches in supporting steppe-species: A case study from the Carpathian Basin. *Polish Journal of Ecology*. 63: 213-222. p.
- ERDŐS, L., AMBARLI, D., ANENKHONOV, O. A., BÁTORI, Z., CSERHALMI, D., KISS, M., KRÖEL-DULAY, GY., LIU, H., MAGNES, M., MOLNÁR, ZS., NAQINEZHAD, A., SEMENISHCHENKOV, Y. A., TÖLGYESI, CS., TÖRÖK, P. (2018a): The edge of two worlds: A new review and synthesis on Eurasian forest-steppes. *Applied Vegetation Science*. 21 (3) 345-362. p.
- ERDŐS, L., KRÖEL-DULAY, GY., BÁTORI, Z., KOVÁCS, B., NÉMETH, CS., KISS, P. J., TÖLGYESI, CS. (2018b): Habitat heterogeneity as a key to high conservation value in forest-grassland mosaics. *Biological Conservation*, 226, 72-80. p.
- ERDŐS, L., BÁTORI, Z., BEDE-FAZEKAS, Á., BIRÓ, M., DARÁNYI, N., MAGNES, M., PÁSZTOR, L., SENGL, P., SZITÁR, K., TÖLGYESI, CS., KROEL-DULAY, GY. (2019): Trends in species composition and richness along a centre-to-periphery gradient in forest-steppes of the southern Carpathian Basin. *TUEXENIA*, 39, 357-375. p.
- ERDŐS, L., TÖRÖK, P., SZITÁR, K., BÁTORI, Z., TÖLGYESI, C., KISS, P. J., BEDE-FAZEKAS, Á., KRÖEL-DULAY, G. (2020): Beyond the Forest-Grassland Dichotomy: The Gradient-Like Organization of Habitats in Forest-Steppes. *Frontiers in Plant Science*. 11, 1–10. p.
- ERDŐS, L. (2021): Szóbeli közlés. Opponensi vélemény.
- FARKAS, J. Z., HOYK, E., RAKONCZAI, J. (2017): Geographical analysis of climate vulnerability at a regional scale: the case of the Southern Great Plain in Hungary. *Hungarian Geographical Bulletin*, 66 (2), 129-144. p.
- FETCHER, N., OBERBAUER, S. F., STRAIN, B. R. (1985): Vegetation Effects on Microclimate in Lowland Tropical Forest in Costa Rica. *International Journal of Biometeorology*, 29, 145-155. p.
- FÓTI, S., BALOGH, J., NAGY, Z., HERBST, M., PINTÉR, K., PÉLI, E., KONCZ, P., BARTHA, S. (2014): Soil moisture induced changes on fine-scale spatial pattern of soil respiration in a semi-arid sandy grassland. *Geoderma*, 213, 245–254. p.
- FÓTI, S. (2016): Felépítő és lebontó folyamatok. in: NÖVÉNYÖKOLÓGIA egyetemi jegyzet. szerk.: Balogh, J., Fóti, Sz., Gecse, B., Hidy, D., Kertész, P., Koncz, P., Nagy, Z., Papp, M., Pintér, K. Szent István Egyetem, Növénytani és Ökofiziológiai Intézet, Gödöllő. 89-100. p.

- FÓTI, S., BALOGH, J., PAPP, M., KONCZ, P., HIDY, D., CSINTALAN, Z., KERTÉSZ, P., BARTHA, S., ZIMMERMANN, Z., BIRÓ, M., HOVÁTH, L., MOLNÁR, E., SZANISZLÓ, A., KRISTÓF, K., KAMPFL, G. NAGY, Z. (2018): Temporal Variability of CO₂ 454 and N₂O Flux Spatial Patterns at a Mowed and a Grazed Grassland. *Ecosystems*, 21 (1), 112–124. p.
- FÓTI, S., BALOGH, J., GECSE, B., PINTÉR, K., PAPP, M., KONCZ, P., KARDOS, L., MÓNOK, D., NAGY, Z. (2020): Two potential equilibrium states in long-term soil respiration activity of dry grasslands are maintained by local topographic features. *Scientific Reports*, 10 (1), 1–13. p.
- FU, C., ZHU, Q., YANG, G., XIAO, Q., WEI, Z., XIAO, W. (2018): Influences of Extreme Weather Conditions on the Carbon Cycles of Bamboo and Tea Ecosystems. *Forests*, 9, 10: 629.
- GALLÉ, R., TORMA, A. (2009): Epigeic spider (Araneae) assemblages of natural forest edges in the Kiskunság (Hungary). *Community Ecology*, 10 (2), 146-151. p.
- GITELSON, A. A., VIÑA, A., ARKEBAUER, T. J., RUNDQUIST, D. C., KEYDAN, G., AND LEAVITT, B. (2003): Remote estimation of leaf area index and green leaf biomass in maize canopies. *Geophysical Research Letters*, 30, 1248.
- GODEFROID, S., RUCQUOIJ, S., KOEDAM, N. (2006): Spatial variability of summer microclimates and plant species response along transects within clearcuts in a beech forest. *Plant Ecology*, 185, 107-121. p.
- GONZALEZ, S.L., GHERMANDI, L. (2019): Dwarf shrub facilitates seedling recruitment and plant diversity in semiarid grasslands. *PLOS ONE*, 14 (2): e0212058.
- GROSSIORD, C., BUCKLEY, T. N., CERNUSAK, L. A., NOVICK, K. A., POULTER, B., SIEGWOLF, R. T. W., SPERRY, J. S., MCDOWELL, N. G. (2020): Plant responses to rising vapor pressure deficit. *New Phytologist*, 226 (6) 1550–1566. p.
- GUIGNABERT, A., AUGUSTO, L., GONZALEZ, M., CHIPEAUX, C., DELERUE, F. (2020): Complex biotic interactions mediated by shrubs: Revisiting the stress-gradient hypothesis and consequences for tree seedling survival. *Journal of Applied Ecology*, 57: 1341– 1350. p.
- GUTIÉRREZ-JURADO, H.A., VIVONI, E.R. (2013): Ecogeomorphic expressions of an aspect-controlled semiarid basin: II. Topographic and vegetation controls on solar irradiance. *Ecohydrology*, 6: 24-37. p.
- HALL, C.A.; MEYER, W.W. (1976): Optimal error bounds for cubic spline interpolation. *Journal of Approximation Theory*. 16, 105–122. p.
- HARPER, C.W., BLAIR, J.M., FAY, P.A., KNAPP, A.K., CARLISLE, J.D. (2005): Increased rainfall variability and reduced rainfall amount decreases soil CO₂ flux in a grassland ecosystem. *Global Change Biology*, 11, 322-334. p.
- HARRELL JR, F. E., DUPONT, C., AND MANY OTHERS (2020): Harrell Miscellaneous. Package ‘ Hmisc ’ Version 4.4-2.
- HARTE, J., TORN, M. S., CHANG, F., FEIFAREK, B., KINZIG, A. P., SHAW, R., SHEN, K. (1995): Global Warming and Soil Microclimate: Results from a Meadow-Warming Experiment. *Ecological Applications*, 5 (1) 132-150. p.
- HASZPRA, L. (2011): Atmospheric greenhouse Gases: the Hungarian Perspective. – Springer Books, Dordrecht – Heidelberg – London – New York.

- HEINEMEYER, A., WILKINSON, M., VARGAS, R., SUBKE, J.-A., CASELLA, E., MORISON, J. I. L., INESON, P. (2012): Exploring the “overflow tap” theory: linking forest soil CO₂ fluxes and individual mycorrhizosphere components to photosynthesis. *Biogeosciences*, 9: 79–95. p.
- HEITHECKER, T. D., HALPERN, C. B. (2007): Edge-related gradients in microclimate in forest aggregates following structural retention harvests in western Washington. *Forest Ecology and Management*. 248 (3) 163-173. p.
- HERBST, M., PROLINGHEUER, N., GRAF, A., HUISMAN, J. A., WEIHERMÜLLER, L., VANDERBORGHT, J. (2009): Characterization and understanding of bare soil respiration spatial variability at plot scale. *Vadose Zone Journal*, 8 (3), 762–771. p.
- HIJMANS, R. J. (2018): raster: raster: Geographic data analysis and modeling.
- HOEKSTRA J. M., BOUCHER T. M., RICKETTS T. H., ROBERTS C. (2005): Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8, 23–29. p.
- HOHNWALD, S., INDREICA, A., WALENTOWSKI, H., LEUSCHNER, C. (2020): Microclimatic Tipping Points at the Beech-Oak Ecotone in the Western Romanian Carpathians. *Forests*, 11: 919. p.
- HORVÁTH, F., DOBOLYI, Z. K., MORSCHHAUSER, T., LŐKÖS, L., KARAS, L., SZERDAHELYI, T. (1995): FLÓRA adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete. Vácrátót. 1-267. p.
- HOWARD, L. (1818): The climate of London: deduced from meteorological observations, made at different places in the neighbourhood of the metropolis. Vol. 1. London.
- HU, R., KUSA, K., HATANO, R. (2001): Soil respiration and methane flux in adjacent forest, grassland, and cornfield soils in Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 47 (3), 621–627. p.
- HUANG, N., WANG, L., SONG, X. P., ANDREW BLACK, T., JASSAL, R. S., MYNENI, R. B., WU, C., WANG, L., SONG, W., JI, D., YU, S., NIU, Z. (2020): Spatial and temporal variations in global soil respiration and their relationships with climate and land cover. *Science Advances*, 6 (41), 1–12. p.
- INOUYE, D.W. (2008): Effects of climate change on phenology, frost damage, and floral abundance of montane wildflowers. *Ecology*, 89: 353-362. p.
- IOGNA, P. A., BUCCI, S. J., SCHOLZ, F. G., GOLDSTEIN, G. (2011): Water relations and hydraulic architecture of two Patagonian steppe shrubs: Effect of slope orientation and microclimate. *Journal of Arid Environments*, 75 (9), 763-772. p.
- IPCC (2021): Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. *Cambridge University Press*. In Press.
- IVEZIĆ, V., KRALJEVIĆ, D., LONČARIĆ, Z., ENGLER, M., KEROVE, D., ZEBEC, V., JOVIĆ, J. (2016): Organic matter determined by loss on ignition and potassium dichromate method. *51st Croatian & 11th International Symposium on Agriculture*. 36–40. p.

- JACKSON, W. A., VOLK, R. J. (1970): Photorespiration. *Annual Review of Plant Physiology*. 21 (1), 385-432. p.
- JASSAL, R. S., BLACK, T. A. (2006): Estimating heterotrophic and autotrophic soil respiration using small-area trenched plot technique: Theory and practice. *Agricultural and Forest Meteorology*, 140 (1–4) 193–202. p.
- JIANG, Y., ZHANG, B., WANG, W., LI, B., WU, Z., CHU, C., (2020): Topography and plant community structure contribute to spatial heterogeneity of soil respiration in a subtropical forest, *Science of The Total Environment*, 733, 139287.
- JONES, P. D., OSBORN, T. J., BRIFFA, K. R. (2001): The Evolution of Climate Over the Last Millennium. *Science*. 292 (5517) 662-667. p.
- KIRÁLY, G. (szerk.) (2009): Új Magyar Fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalő, 616. p.
- KIRSCHBAUM, M.U.F. (2004): Soil respiration under prolonged soil warming: are rate reductions caused by acclimation or substrate loss? *Global Change Biology*. 10. 1870-1877. p.
- KOVÁCS, B., TINYA, F., ÓDOR, P. (2017): Stand structural drivers of microclimate in mature temperate mixed forests. *Agricultural and Forest Meteorology*. 234-235: 11-21. p.
- KUZYAKOV, Y. (2006): Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 425–448. p.
- KUZYAKOV, Y., GAVRICHKOVA, O. (2010): Time lag between photosynthesis and carbon dioxide efflux from soil: a review of mechanisms and controls. *Global Change Biology*, 16 (12), 3386–3406. p.
- LANE, P. N. J., BEST, A. E., HICKEL, K., ZHANG, L. (2005): The response of flow duration curves to afforestation. *Journal of Hydrology*, 310 (1–4), 253–265. p.
- LASSUEUR, T., JOOST, S., RANDIN, C. F. (2006): Very high resolution digital elevation models: Do they improve models of plant species distribution? *Ecological Modelling*, 198 (1–2), 139–153. p.
- LATIF, Z. A., BLACKBURN, G. A. (2010): The effects of gap size on some microclimate variables during late summer and autumn in a temperate broadleaved deciduous forest. *International Journal of Biometeorology*, 54 (2), 119–129. p.
- LAURANCE, W. F., CAMARGO, J. L.C., LUIZÃO, R. C.C., LAURANCE, S. G., PIMM, S. L., BRUNA, E. M., STOUFFER, P. C., WILLIAMSON, G. B., BENÍTEZ-MALVIDO, J., VASCONCELOS, H. L., VAN HOUTAN, K.S., ZARTMAN, C. E., BOYLE, S. A., DIDHAM, R. K., ANDRADE, A., LOVEJOY, T. E. (2011): The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*. 144 (1), 56-67. p.
- LECOURS, V., DEVILLERS, R., SIMMS, A. E., LUCIEER, V. L., BROWN, C. J. (2017): Towards a framework for terrain attribute selection in environmental studies. *Environmental Modelling & Software*. 89: 19–30. p.
- LELLEI-KOVÁCS, E., KOVÁCS-LÁNG, E., BOTTA-DUKÁT, Z., KALAIPOS, T., EMMETT, B., BEIER, C., (2011): Thresholds and interactive effects of soil moisture on the temperature response of soil respiration. *European Journal of Soil Biology*. 47, 247–255. p.

- LELLEI-KOVÁCS, E., BOTTA-DUKÁT, Z., DE DATO, G., ESTIARTE, M., GUIDOLOTTI, G., KOPITTKÉ, G. R., KOVÁCS-LÁNG, E., KRÖEL-DULAY, G., LARSEN, K. S., PEÑUELAS, J., SMITH, A. R., SOWERBY, A., TIETEMA, A., SCHMIDT, I. K. (2016): Temperature Dependence of Soil Respiration Modulated by Thresholds in Soil Water Availability Across European Shrubland Ecosystems. *Ecosystems*, 19 (8), 1460–1477. p.
- LENDZION, J., LEUSCHNER, C. (2008): Growth of European beech (*Fagus sylvatica* L.) saplings is limited by elevated atmospheric vapour pressure deficits. *Forest Ecology and Management*. 256 (4), 648–655. p.
- LEQUÉRÉ, C., RAUPACH, M.R., CANADELL, J. G., MARLAND, G. (2009): Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience*, 2, 831–836. p.
- LIDDLE, M. J., MOORE, K. G. (1974): The microclimate of sand dune tracks: The relative contribution of vegetation removal and soil compression. *Journal of Applied Ecology*. 11 (3) 1057–1068. p.
- LIN, B. S., LIN, Y. J. (2010): Cooling Effect of Shade Trees with Different Characteristics in a Subtropical Urban Park. *Hortscience*. 45 (1) 83–86. p.
- LIN, Y.T., WU, C.H. (2014): The role of rooted emergent vegetation on periodically thermal-driven flow over a sloping bottom. *Environmental Fluid Mechanics*, 14, 1303–1334. p.
- LISOVSKI, S., HEWSON, C.M., KLAASSEN, R.H.G., KORNER-NIEVERGELT, F., KRISTENSEN, M.W., HAHN, S. (2012): Geolocation by light: accuracy and precision affected by environmental factors. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 603–612. p.
- LIU, X., WAN, S., SU, B., HUI, D., LUO, Y. (2002): Response of soil CO₂ efflux to water manipulation in a tallgrass prairie ecosystem. *Plant and Soil*, 240 (2), 213–223. p.
- LOVELOCK, C.E., FELLER, I.C., REEF, R., RUESS, R. W. (2014): Variable effects of nutrient enrichment on soil respiration in mangrove forests. *Plant Soil*, 379, 135–148. p.
- LUO, Y., ZHOU, X. (2006): 2.5. Soil respiration and carbon storage and trading. in: Soil Respiration and the Environment, Editor(s): Yiqi Luo, Xuhui Zhou. Academic Press, 28–32. p.
- LUZA, A. L., CARLUCCI, M. B., HARTZ, S. M., DUARTE, L.D.S. (2014): Moving from forest vs. grassland perspectives to an integrated view towards the conservation of forest–grassland mosaics. *Natureza & Conservação*, 12 (2), 166–169. p.
- MACLEAN, I.M.D., DUFFY, J.P., HAESSEN, S., GOVAERT, S., DE FRENNE, P., VANNESTE, T., LENOIR, J., LEMBRECHTS, J. J., RHODES, M. W., VAN MEERBEEK K. (2021): On the measurement of microclimate. *Methods in Ecology and Evolution*, 12: 1397–1410. p.
- MAGNAGO, L. F. S., ROCHA, M. F., MEYER, L., MARTINS, S. V., MEIRA-NETO, J. A. A. (2015): Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. *Biodiversity and Conservation*. 24 (9) 2305–2318. p.
- MATLACK, G. R. (1993): Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, 66, 185–194. p.
- MAZÍA, N., MOYANO, J., PEREZ, L., AGUIAR, S., GARIBALDI, L.A., SCHLICHTER, T. (2016): The sign and magnitude of tree–grass interaction along a global environmental gradient. *Global Ecology and Biogeography*, 25: 1510–1519. p.

- MICHELSEN, A., ANDERSSON, M., JENSEN, M., KJØLLER, A., GASHEW, M. (2004): Carbon stocks, soil respiration and microbial biomass in fire-prone tropical grassland, woodland and forest ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 36 (11), 1707–1717. p.
- MITRA, B., MIAO, G., MINICK, K., MCNULTY, S. G., SUN, G., GAVAZZI, M., KING, J. S., NOORMETS, A. (2019): Disentangling the Effects of Temperature, Moisture, and Substrate Availability on Soil CO₂ Efflux. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124 (7) 2060–2075. p.
- MOLNÁR, ZS., SIPOS, F., VIDÉKI, R., IVÁNYOSI-SZABÓ, A., BIRÓ, M. (2003a): A Duna-Tisza közének növényzete. in: A Kiskunság száraz homoki növényzete. szerk.: Molnár, Zs. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. 14-16. p.
- MOLNÁR, ZS., SIPOS, F., VIDÉKI, R., IVÁNYOSI-SZABÓ, A., BIRÓ, M. (2003b): A Kiskunság homokbuckásainak mai növényvilága. in: A Kiskunság száraz homoki növényzete. szerk.: Molnár, Zs. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. 16-30. p.
- MORECROFT, M. D., TAYLOR, M. E., OLIVER, H. R. (1998): Air and soil microclimates of deciduous woodland compared to an open site. *Agricultural and Forest Meteorology*, 90 (1-2) 141-156. p.
- MOYES, A. B., BOWLING, D. R. (2016): Plant community composition and phenological stage drive soil carbon cycling along a tree-meadow ecotone. *Plant and Soil*, 401 (1–2), 231–242. p.
- MURCIA, C. (1995): Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*. 10 (2) 58-62. p.
- NA, R., NA, L., DU, H., HE, H.S., SHAN, Y., ZONG, S., HUANG, L., YANG, Y., WU, Z. (2021): Vegetation Greenness Variations and Response to Climate Change in the Arid and Semi-Arid Transition Zone of the Mongo-Lian Plateau during 1982–2015. *Remote Sensing*. 13 (20), 4066.
- NAGY, Z. (2016): Primer és szekunder produkció. in: NÖVÉNYÖKOLÓGIA egyetemi jegyzet. szerk.: Balogh, J., Fóti, Sz., Gecse, B., Hidy, D., Kertész, P., Koncz, P., Nagy, Z., Papp, M., Pintér, K. Szent István Egyetem, Növénytan és Ökofiziológiai Intézet, Gödöllő. 101-106. p.
- NOVICK, K., FICKLIN, D., STOY, P., WILLIAMS, C.A., OISHI, A.C., PAPUGA, S.A., BLANKEN, P.D., NOORMETS, A., SULMAN, B.N., SCOTT, R., et al. (2016): The increasing importance of atmospheric demand for ecosystem water and carbon fluxes. *Nature Climate Change*. 6 (11) 1023-1027. p.
- NYCHKA, D., FURRER, R., PAIGE, J., SAIN, S. (2017): fields: Tools for spatial data. R package version 11.6.
- ÓDOR, P., BIDLÓ, A., KIRÁLY, I., KOVÁCS, B., KÖVENDI-JAKÓ, A., KUTSZEGI, G., LAKATOS, F., MAG, ZS., MÁRIALIGETI, S., SAMU, F., SILLER, I. (2015): Az adatgyűjtés módszerei. in: A biodiverzitást meghatározó környezeti változók vizsgálata az őrségi erdőkben. MTA Ökológiai Kutatóközpont Tanulmányai 2. szerk.: Ódor P. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Tihany. 15-20 p.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., WAGNER, H. (2019): Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.5–6.

- PAN, Y., BIRDSEY, R. A., FANG, J., HOUGHTON, R., KAUPPI, P. E., KURZ, W. A., PHILLIPS, O. L., SHVIDENKO, A., LEWIS, S. L., CANADELL, J. G., CIAIS, P., JACKSON, R. B., PACALA, S. W., MCGUIRE, A. D., PIAO, S., RAUTIAINEN, A., SITCH, S., HAYES, D. (2011): A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333, 988–993. p.
- PAW U, K.T., FALK, M., SUCHANEK, T.H., USTIN, S. L., CHEN, J., PARK, Y. S., WINNER, W. E., THOMAS, S. C., HSIAO, T. C., SHAW, R. H., KING, T. S., PYLES, R. D., SCHROEDER, M., MATISTA A. A. (2004): Carbon Dioxide Exchange Between an Old-growth Forest and the Atmosphere. *Ecosystems*, 7, 513–524. p.
- PÁSZTOR, E., OBORNY, B. (2007): Globális klímaváltozás és ökológiai következményei, in: Pásztor, E. és Oborny, B. (szerk.) *Ökológia*. Nemzeti Tankönyvkiadó, 371-385. p.
- PETRONE, R. M., CHAHIL, P., MACRAE, M. L., ENGLISH, M. C. (2008): Spatial variability of CO₂ exchange for riparian and open grasslands within a first-order agricultural basin in Southern Ontario. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125 (1–4), 137–147. p.
- PONGRÁCZ, R., BARTHOLY, J., KIS, A. (2014): Estimation of future precipitation conditions for Hungary with special focus on dry periods. *IDŐJÁRÁS*. 118 (4) 305-321. p.
- POTTER, C. (2014): Microclimate influences on vegetation water availability and net primary production in coastal ecosystems of Central California. *Landscape Ecology*. 29: 677–687. p.
- PRUDHOMME, C., GIUNTOLI, I., ROBINSON, E. L., CLARK, D. B., ARNELL, N. W., DANKERS, R., FEKETE, B. M., FRANSSSEN, W., GERTEN, D., GOSLING, S. N., HAGEMANN, S., HANNAH, D. M., KIM, H., MASAKI, Y., SATOH, Y., STACKE, T., WADA, Y., WISSER, D. (2014): Hydrological droughts in the 21st century, hotspots and uncertainties from a global multimodel ensemble experiment. *PNAS*. 111 (9) 3262-3267. p.
- QI, Y., YANG, Y. (1999): Topographic Effect on Spatial Variation of Plant Diversity in California. *Geographic Information Sciences*, 5 (1), 39-46. p.
- R CORE TEAM (2018): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- RAICH, J.W., SCHLESINGER, W.H. (1992): The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*. 44 (2), 81-99. p.
- RAICH, J. W., TUFEKCIOGLU, A. (2000): Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. *Biogeochemistry*, 48 (1), 71–90. p.
- RAKONCZAI, J. (2013): A klímaváltozás következményei a dél-alföldi tájon (A természeti földrajz változó szerepe és lehetőségei), Akadémiai doktori értekezés. Szeged. 168. p.
- REICHSTEIN, M., TENHUNEN, J.D., ROUPSARD, O., OURCIVAL, J.M., RAMBAL, S., MIGLIETTA, F., PERESSOTTI, A., PECCHIARI, M., TIRONE, G., VALENTINI, R. (2002): Severe drought effects on ecosystem CO₂ and H₂O fluxes at three Mediterranean evergreen sites: revision of current hypotheses? *Global Change Biology*. 8, 999-1017. p.
- REICHSTEIN, M., BAHN, M., CIAIS, P. ET AL. (2013): Climate extremes and the carbon cycle. *Nature*. 500, 287–295. p.

- RIES, L.; FLETCHER, R.J.; BATTIN, J.; SISK, T.D. (2004): Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35, 491–522. p.
- RITTER, P. (1987): A Vector-Based Slope and Aspect Generation Algorithm. *PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING AND REMOTE SENSING*. 53 (8). 1109–1111. p.
- RITTER, E., DALSGAARD, L., EINHORN, K. S. (2005): Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*. 206 (1-3) 15-33. p.
- RODERICK, M. L., SUN, F., LIM, W. H., AND FARQUHAR, G. D. (2014): A general framework for understanding the response of the water cycle to global warming over land and ocean. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 1575–1589. p.
- SAIZ, G., BLACK, K., REIDY, B., LOPEZ, S., FARRELL, E. P. (2007): Assessment of soil CO₂ efflux and its components using a process-based model in a young temperate forest site. *Geoderma*, 139: 79-89. p.
- SAVAGE, K., DAVIDSON, E. A., TANG, J. (2013): Diel patterns of autotrophic and heterotrophic respiration among phenological stages, *Global Change Biology*. 19 (4), 1151–1159. p.
- SCHMIDT, M., JOCHHEIM, H., KERSEBAUM, K., LISCHIED, G., NENDEL, C. (2017): Gradients of microclimate, carbon and nitrogen in transition zones of fragmented landscapes – a review. *Agricultural and Forest Meteorology*. 232: 659-671. p.
- SEDDON, A., MACIAS-FAURIA, M., LONG, P., BENZ D., WILLIS K. J. (2016): Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. *Nature*. 531, 229–232. p.
- SHAMSHIRI, R. R., JONES, J. W., THORP, K. R., AHMAD, D., MAN, H. C., TAHERI, S. (2018a): Review of optimum temperature, humidity, and vapour pressure deficit for microclimate evaluation and control in greenhouse cultivation of tomato: A review. *Institute of Agrophysics*, 32, 287–302. p.
- SHAMSHIRI, R. R., KALANTARI, F., TING, K. C., THORP, K. R., HAMEED, I. A., WELTZIEN, C., AHMAD, D., SHAD, Z. M. (2018b): Advances in greenhouse automation and controlled environment agriculture: A transition to plant factories and urban agriculture. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*. 11 (1) 1–22. p.
- SHEN, D., SHENG, Y. (2012): Area Partitioning for Channel Network Extraction Using Digital Elevation Models and Remote Sensing. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 9, 2, 194-198. p.
- SHI, W. Y., TATENO, R., ZHANG, J. G., WANG, Y. L., YAMANAKA, N., DU, S. (2011): Response of soil respiration to precipitation during the dry season in two typical forest stands in the forest–grassland transition zone of the Loess Plateau. *Agricultural and Forest Meteorology*. 151 (7) 854-863. p.
- SIQUEIRA, F. F., CALASANS, L. V., FURTADO, R. Q., CARNEIRO, V. M. C., VAN DEN BERG, E. (2017): How scattered trees matter for biodiversity conservation in active pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 250, 12-19. p.

- SPITTLEHOUSE, D. L., ADAMS, R. S., WINKLER, R. D. (2004): Forest, Edge and Opening Microclimate at Sicomous Creek. Research Report 24; Ministry of Forests Research Branch: Victoria, BC, Canada. 43. p.
- STOYAN, H., DE-POLLI, H., ROBERTSON, G. (2000): Spatial heterogeneity of soil respiration and related properties at the plant scale. *Plant and Soil*, 222, 203–214. p.
- SÜLE, G., KÖRMÖCZI, L. (2017): Vegetáció foltmintázat és mikroklíma mintázat kapcsolata erdőssztyepp élőhelyen. In: XIII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. szerk: Szigyártó, I. L.; Szikszai, A. Ábel Kiadó. Kolozsvár, Románia. 28-34. p.
- SÜLE, G., BALOGH, J., FÓTI, SZ., GECSE, B., KÖRMÖCZI, L. (2020): Fine-scale microclimate pattern in forest-steppe habitat. *Forests*. 11 (10) 1078. p.
- TAKAHASHI, M., HIRAI, K., LIMTONG, P., LEAUNGVUTIVIROG, C., PANUTHAI, S., SUKSAWANG, S., ANUSONTPORNERM S., MAROD D. (2011): Topographic variation in heterotrophic and autotrophic soil respiration in a tropical seasonal forest in Thailand. *Soil Science and Plant Nutrition*, 57:3, 452-465. p.
- TANG, X., FAN, S., DU, M., ZHANG, W., GAO, S., LIU, S., CHEN, G., YU, Z., YANG, W. (2020). Spatial and temporal patterns of global soil heterotrophic respiration in terrestrial ecosystems. *Earth System Science Data*, 12 (2), 1037–1051. p.
- THOMAS, A. D., ELLIOTT, D. R., DOUGILL, A. J., STRINGER, L. C., HOON, S. R., SEN, R. (2018): The influence of trees, shrubs, and grasses on microclimate, soil carbon, nitrogen, and CO₂ efflux: Potential implications of shrub encroachment for Kalahari rangelands. *Land Degradation and Development*, 29 (5), 1306–1316. p.
- TONG, X., LI, J., NOLAN, R. H., YU, Q. (2017): Biophysical controls of soil respiration in a wheat-maize rotation system in the North China Plain. *Agricultural and Forest Meteorology* (246), 231-240. p.
- TÖLGYESI, C., TÖRÖK, P., HÁBENCZYUS, A. A., BÁTORI, Z., VALKÓ, O., DEÁK, B., TÓTHMÉRÉSZ, B., ERDŐS, L., KELEMEN, A. (2020): Underground deserts below fertility islands? Woody species desiccate lower soil layers in sandy drylands. *Ecography*, 43: 848–859. p.
- TUBA, Z., CSINTALAN, ZS., NAGY, Z., SZENTE, K., KEMÉNY, G., TAKÁCS, Z., KOCH, J., BADACSONYI, A., MURAKEÖZY, P., PALICZ, G., KÓBOR, SZ., ÖTVÖS, E., BARTHA, S. (1998): Szünfiziologia: alapozó gondolatok és exploratív vizsgálatok egy születő növényökológiai tudományterülethez. In: Fekete Gábor (szerk.): A közösségi ökológia frontvonalai. *Scientia*, Budapest, 171–196. p.
- TUBA, Z. (2007): Növényököfiziológia: Az autököfiziológia és szünfiziológia diszciplináris helyzete az ökológián belül. *Magyar Tudomány*, 10, 1242. p.
- USGCRP (U.S. GLOBAL CHANGE RESEARCH PROGRAM) 2017: Climate science special report: Fourth National Climate Assessment, volume I. Wuebbles, D.J., D.W. Fahey, K.A. Hibbard, D.J. Dokken, B.C. Stewart, and T.K. Maycock (eds.).
- VAN OIJEN, M., BARCZA, Z., CONFALONIERI, R., KORHONEN, P., KRÖEL-DULAY, G., LELLEI-KOVÁCS, E., LOUARN, G., LOUAULT, F., MARTIN, R., MOULIN, T., MOVEDI, E., PICON-COCHARD, C., ROLINSKI, S., VIOVY, N., WIRTH, S.B., BELLOCCHI, G. (2020): Incorporating Biodiversity into Biogeochemistry Models to Improve Prediction of Ecosystem Services in Temperate Grasslands: Review and Roadmap. *Agronomy*, 10 (2): 259.

- VARGAS, R., BALDOCCHI, D.D., BAHN, M., HANSON, P.J., HOSMAN, K.P., KULMALA, L., PUMPANEN, J., YANG, B. (2011): On the multi-temporal correlation between photosynthesis and soil CO₂ efflux: reconciling lags and observations. *New Phytologist*, 191: 1006-1017. p.
- VILLEGAS, J.C., BRESHEARS, D.D., ZOU, C.B., ROYER, P.D. (2010): Seasonally Pulsed Heterogeneity in Microclimate: Phenology and Cover Effects along Deciduous Grassland–Forest Continuum. *Vadose Zone Journal*, 9: 537-547. p.
- VOGEL, R. M., FENNESSEY, N. M. (1994): Flow-Duration Curves I. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53 (9) 1689–1699. p.
- VON ARX, G., DOBBERTIN, M., REBETEZ, M. (2012): Spatio-temporal effects of forest canopy on understory microclimate in a long-term experiment in Switzerland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 166-167: 144-155. p.
- WANG, G., LI, J., RAVI, S., THEILING, B. P., SANKEY, J. B. (2019): Fire changes the spatial distribution and sources of soil organic carbon in a grassland-shrubland transition zone. *Plant Soil*, 435, 309–321. p.
- WARREN, R., VANDERWAL, J., PRICE, J., WELBERGEN, J. A., ATKINSON, I., RAMIREZ-VILLEGAS, J., OSBORN, T. J., JARVIS, A., SHOO, L. P., WILLIAMS, S. E., LOWE, J. (2013): Quantifying the benefit of early climate change mitigation in avoiding biodiversity loss. *Nature Climate Change*, 3, 678–682. p.
- WICKHAM, H. (2016): ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis; *Springer*: New York, NY, USA.
- WILLIAMS, A. P., ALLEN, C. D., MACALADY, A. K., GRIFFIN, D., WOODHOUSE, C. A., MEKO, D. M., SWETNAM, T. W., RAUSCHER, S.A., SEAGER, R., GRISSINO-MAYER, H. D., DEAN, J. S., COOK, E. R., GANGODAGAMAGE, C., CAI, M., MCDOWELL, N. G. (2013): Temperature as a potent driver of regional forest drought stress and tree mortality. *Nature Climate Change*, 3 (3) 292–297. p.
- WOHLFAHRT, G., ANFANG, C., BAHN, M., HASLWANTER, A., NEWESELY, C., SCHMITT, M., DRÖSLER, M., PFADENHAUER, J., CERNUSCA, A. (2005): Quantifying nighttime ecosystem respiration of a meadow using eddy covariance, chamber and modelling. *Agricultural and Forest Meteorology*, 128, 141–162. p.
- YOUNG, A., MITCHELL, N. (1994): Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation*, 67 (1) 63-72. p.

Internetes hivatkozások:

INTERNET-1: https://www.met.hu/omsz/OMSZ_hirek/index.php?id=2771 Keresőprogram:

Google. Kulcsszavak: Magyarország tél OMSZ. Lekérdezés időpontja: 2021.04.20.

INTERNET-2:

https://www.met.hu/omsz/OMSZ_hirek/index.php?id=2904&hir=Csapadekos_es_mel_eg_de_nem_forro_nyar Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: Magyarország tél

OMSZ csapadékos. Lekérdezés időpontja: 2021.04.20.

INTERNET-3: <https://docplayer.hu/46077016-Magyarország-zonalis-novenyzeti-ovei.html>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: Magyarország klímazonális növényzete.
Lekérdezés időpontja: 2021.09.04.

INTERNET-4: <https://www.conrad.com/p/voltcraft-dl-111k-temperature-data-logger-unit-of-measurement-temperature-200-up-to-1370-c-100034> Keresőprogram: Google.

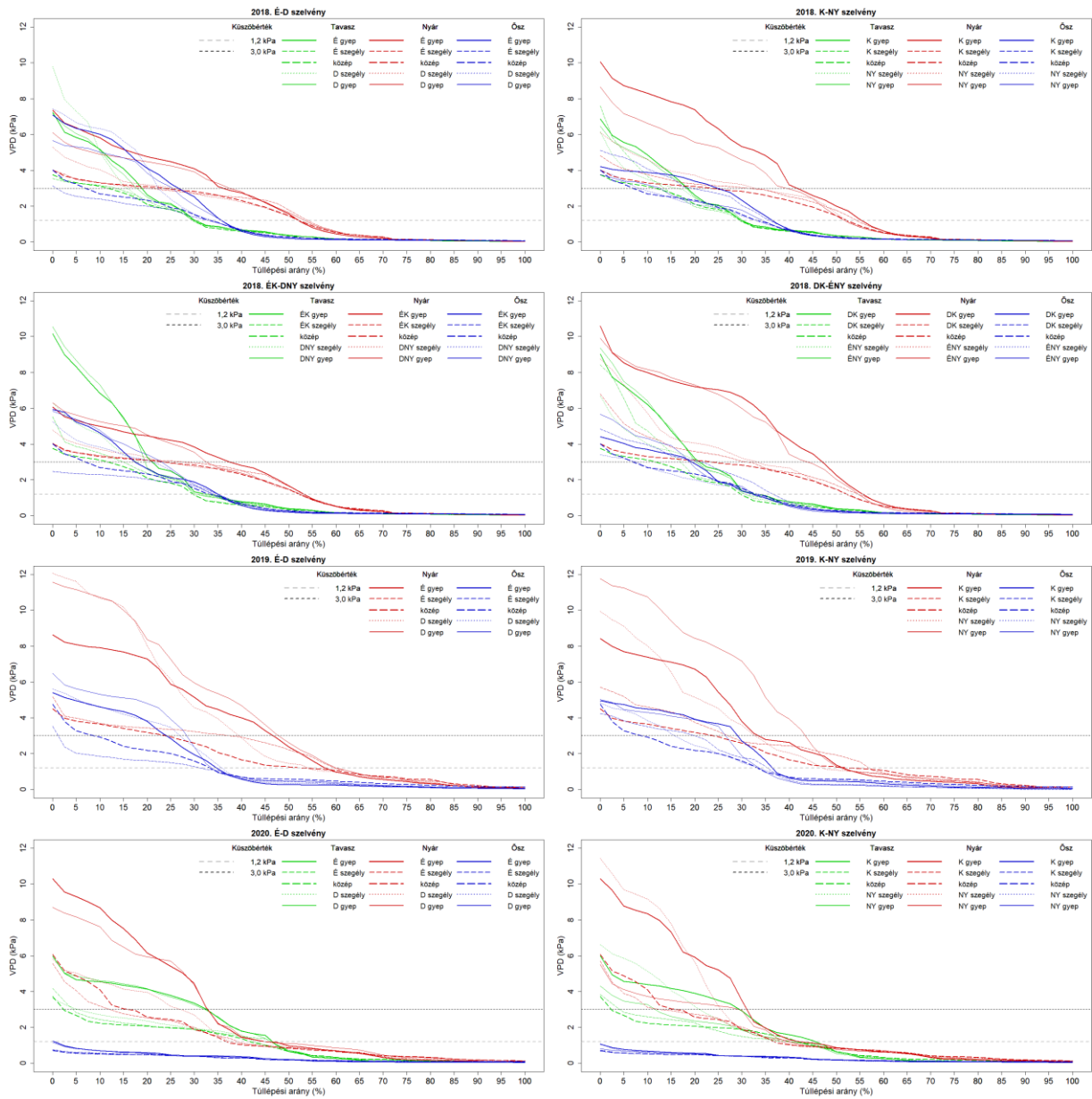
Kulcsszavak: Voltcraft usb datalogger. Lekérdezés időpontja: 2021.11.30.

INTERNET-5: <https://hu.gadget-info.com/difference-between-heat> Keresőprogram: Google.

Kulcsszavak: Hő és hőmérséklet közötti különbség. Lekérdezés időpontja: 2021.12.20.

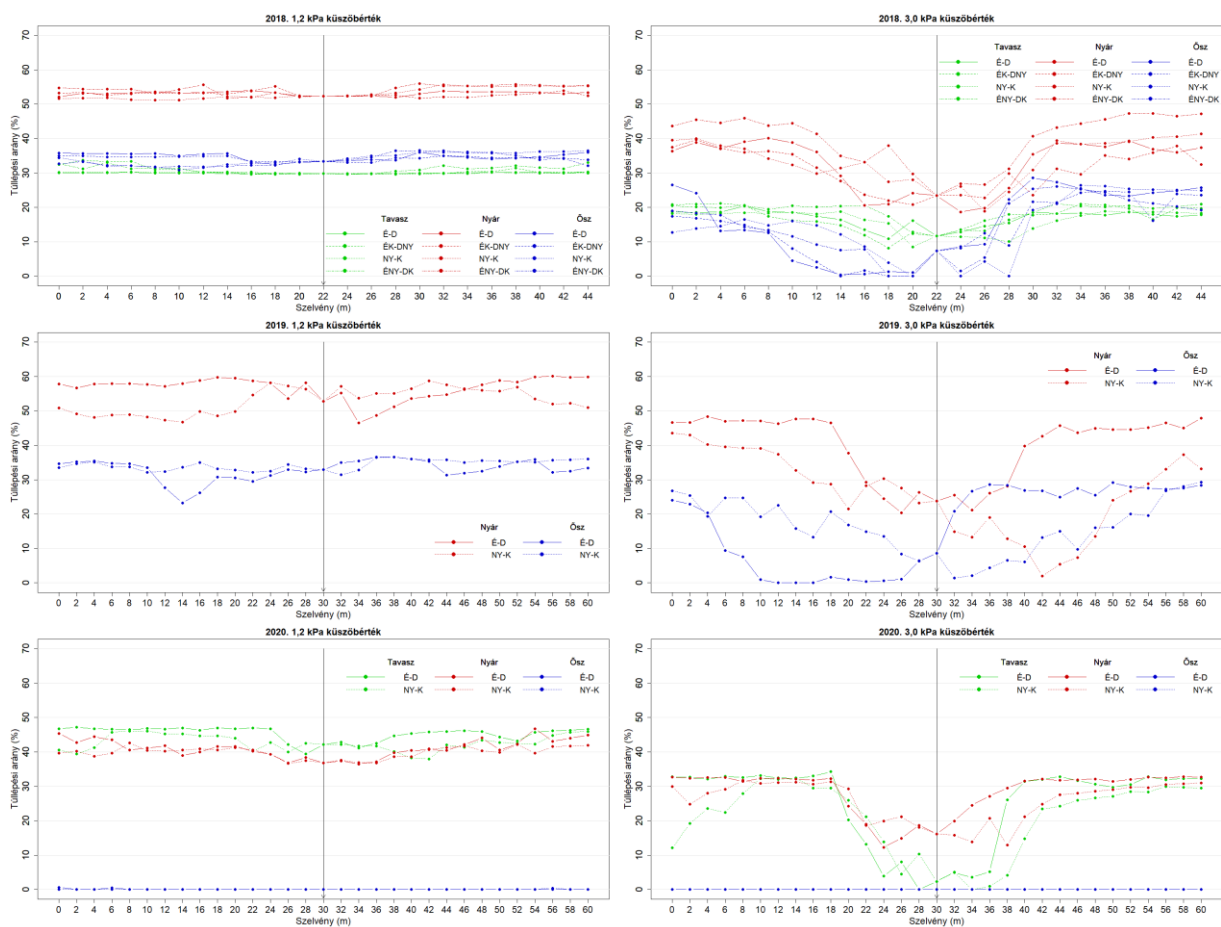
2. sz. melléklet:

A teljes vizsgálati időszak összes szelvényének a tartamgörbéi



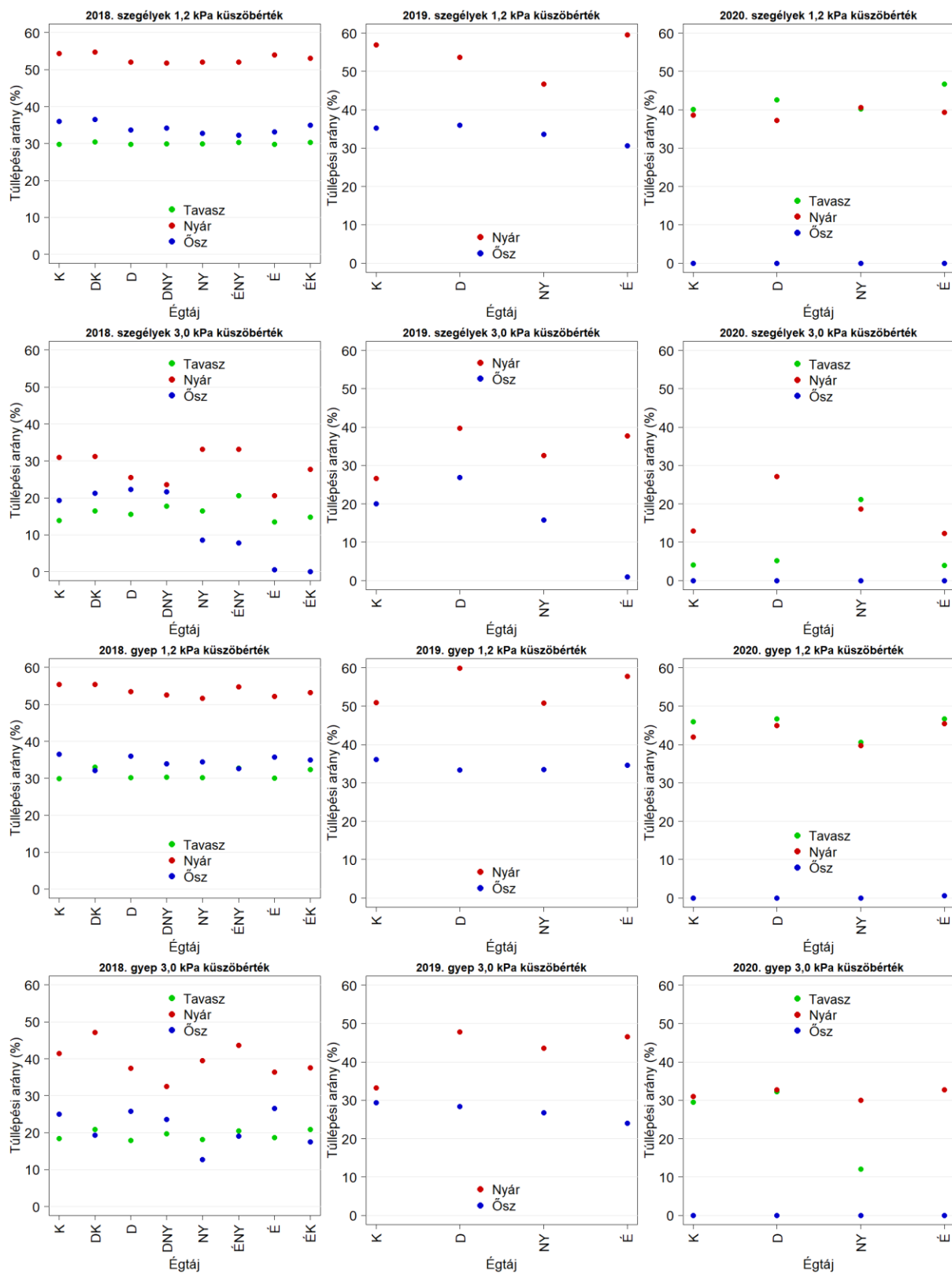
3. sz. melléklet:

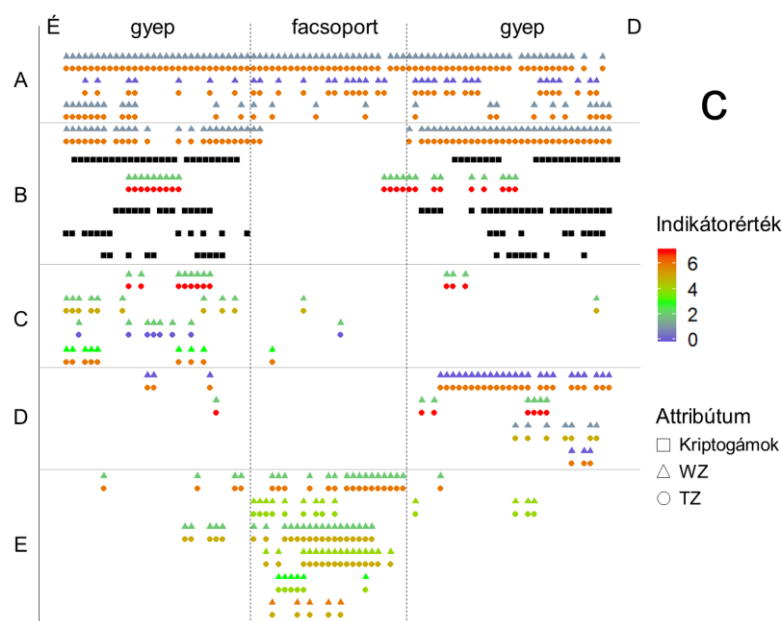
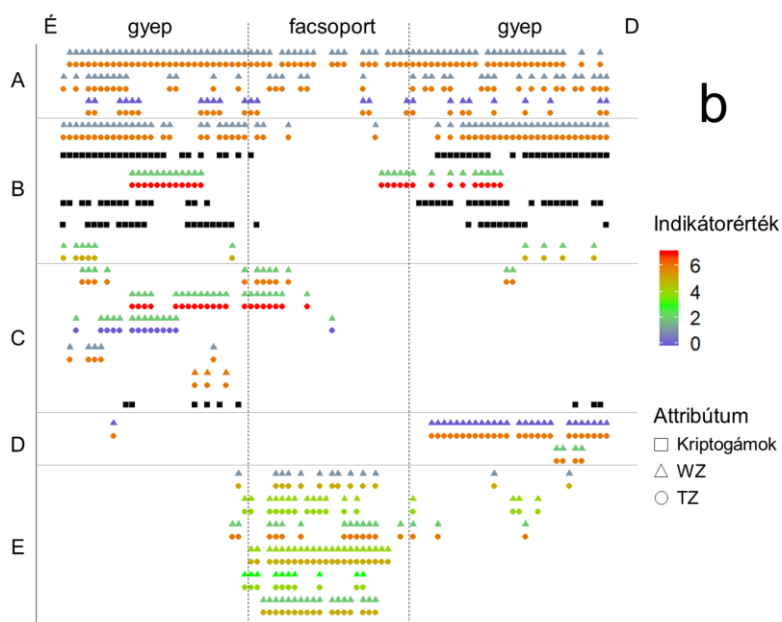
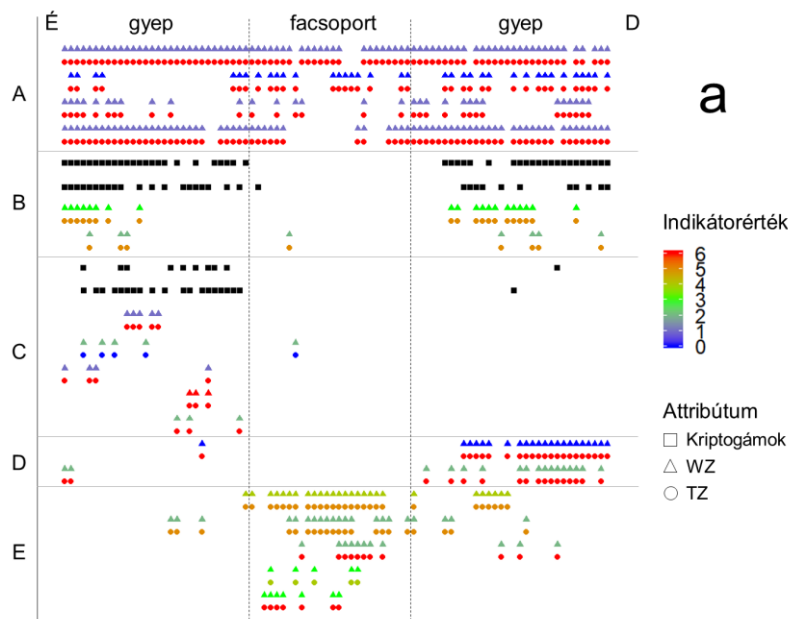
A teljes vizsgálati időszak összes szelvényének túllépési arányai, ahol a fekete nyilak a szelvények (facsoportok) közepét jelölik.



4. sz. melléklet:

A teljes vizsgálati időszak összes szegélyének és gyepterületének (szelvényvégek) túllépési arányai.





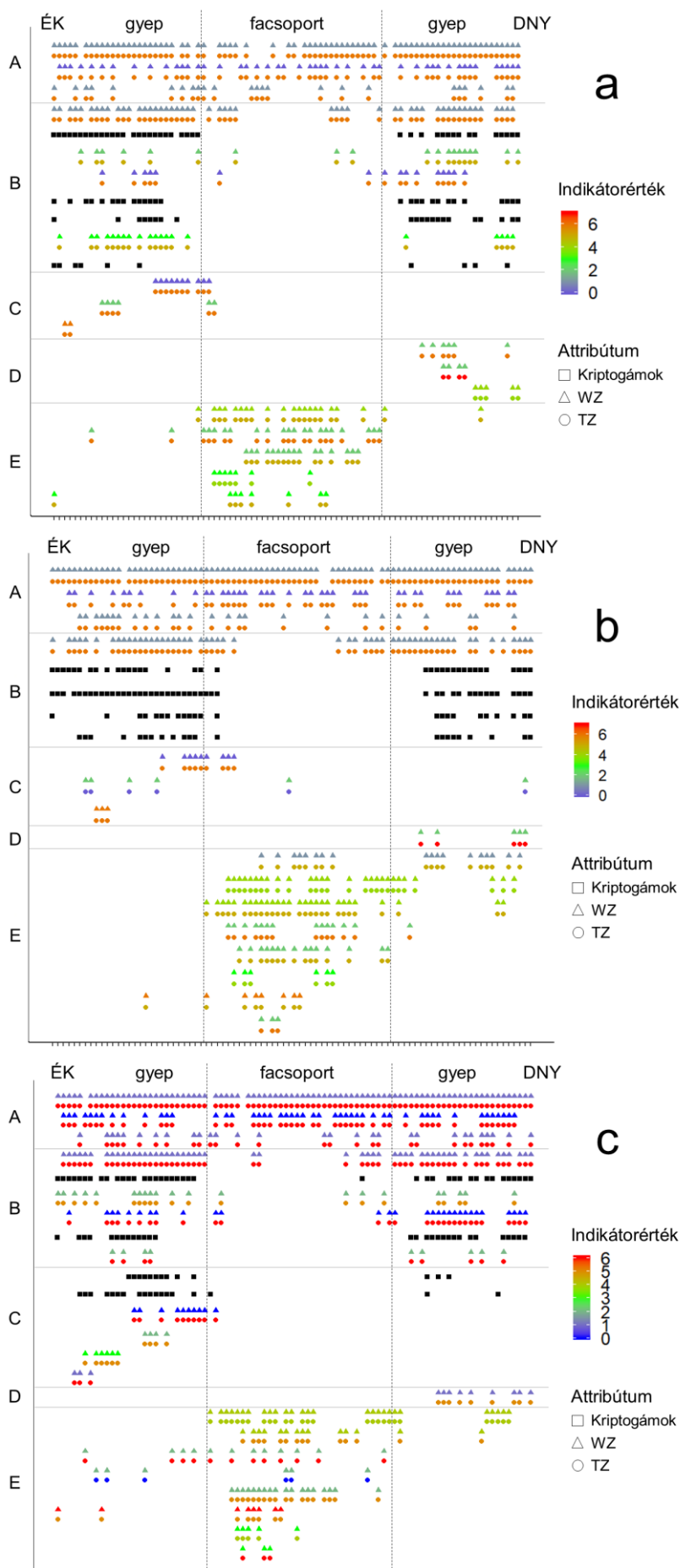
5. sz. melléklet:

A gyepszint fajeloszlása az É-D szelvény mentén 2018-as év három mérési kampányán (tavasz (a), nyár (b), ősz (c)) a Zólyomi ökológiai indikátorértékekkel együtt, melyek számszerűsítik a növényfajok számára szükséges hőmérséklet (TZ) és nedvesség (WZ) optimumokat. A vízszintes oszlopok az együtt előforduló fajcsoportokat jelölik: konstansan jelen lévő fajok (A), a gyepterületeken előforduló fajok (B), az északi gyepterületen előforduló fajok (C), a déli gyepterületen előforduló fajok (D); főként a facsoport alatt előforduló fajok (E). A szelvényben előforduló fajok listája a 6. sz. mellékleten megtekinthető.

6. sz. melléklet:

A 2018-as év É-D szelvényének fajcsoportosulásai az 5. sz. melléklet szerinti sorrendben. A) konstansan jelen lévő fajok; B) a gyepterületeken előforduló fajok; C) az északi gyepterületen előforduló fajok; D) a déli gyepterületen előforduló fajok; E) főként a facsoport alatt előforduló fajok; F) alacsony gyakoriságú fajok, melyek nincsenek feltüntetve az 5. sz. mellékleten.

	2018 tavasz	2018 nyár	2018 őszi
A	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.
B	<i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Arenaria serpyllifolia</i> L.; <i>Artemisia campestris</i> L.	<i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Artemisia campestris</i> L.	<i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Eryngium campestre</i> L.
C	<i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Cleistogenes serotina</i> (L.) Keng.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják; <i>Chrysopogon gryllus</i> (L.) Trin.	<i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.	<i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.
D	<i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Poa bulbosa</i> L.	<i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Poa bulbosa</i> L.	<i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Kochia laniflora</i> (S.G. Gmel.) Borbás; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.
E	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Crepis rheoadifolia</i> M. Bieb.	<i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth	<i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.
F	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Chondrilla juncea</i> L.; <i>Cornus mas</i> L.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Cynoglossum officinale</i> L.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Erysimum diffusum</i> Ehrh.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Odontites lutea</i> (L.) Clairv.; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Tragus racemosus</i> (L.) All.	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Celtis occidentalis</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Chondrilla juncea</i> L.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Galium mollugo</i> L. s. str.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.; <i>Onosma arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Stipa capillata</i> L.; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.; <i>Thymus pannonicus</i> All.	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Chondrilla juncea</i> L.; <i>Cleistogenes serotina</i> (L.) Keng.; <i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Salsola kali</i> L.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Stipa capillata</i> L.; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.



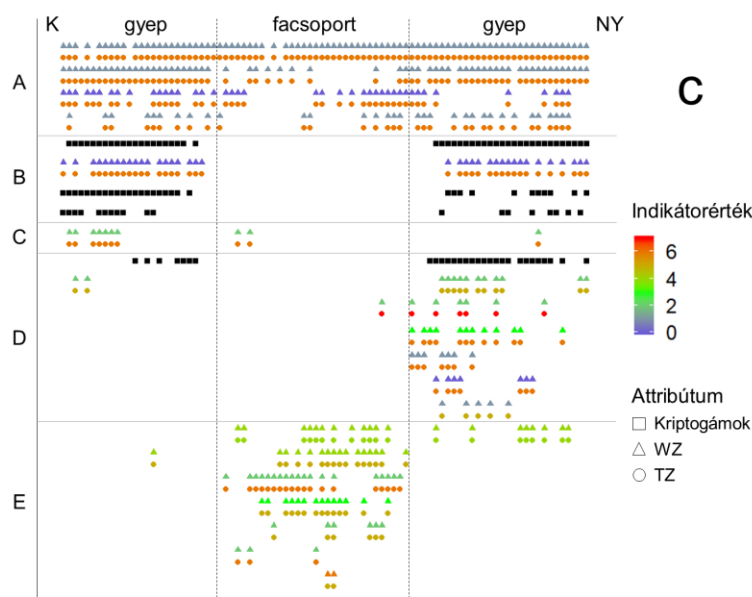
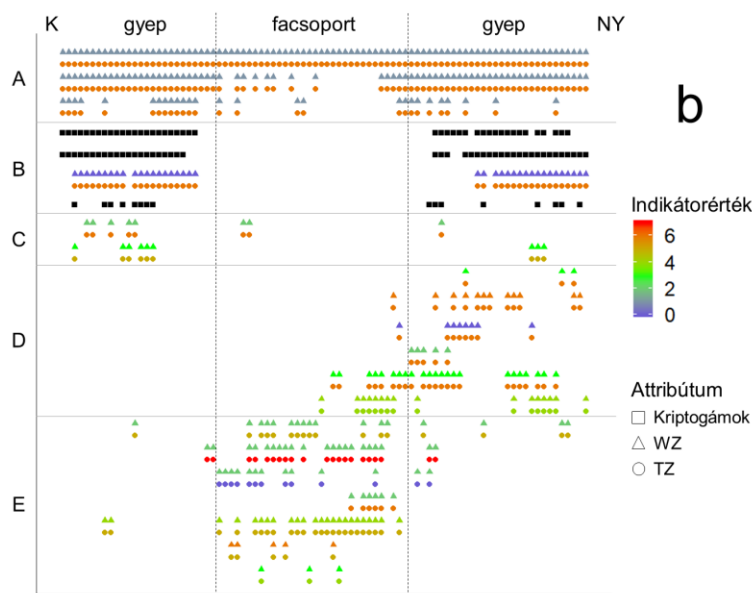
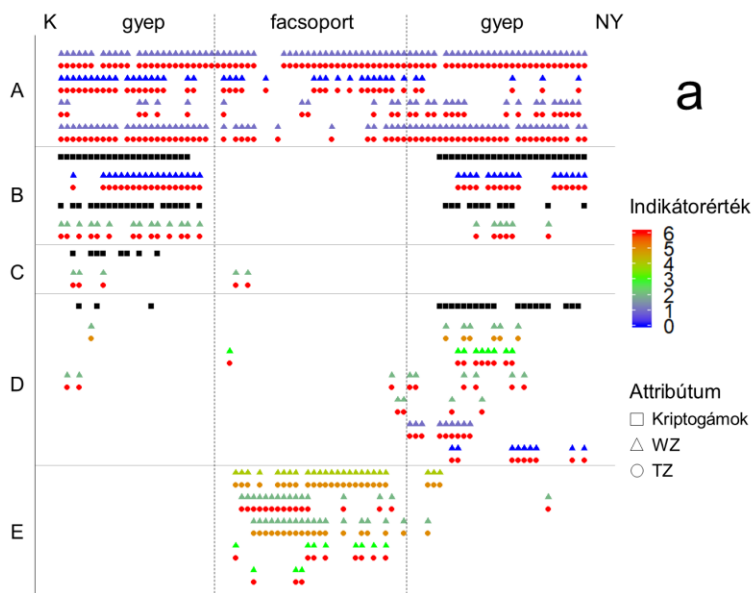
7. sz. melléklet:

A gyepszint fajeloszlása az ÉK-DNY szelvény mentén 2018-as év három mérési kampányán (tavasz (a), nyár (b), ősz (c)) a Zólyomi ökológiai indikátorértékekkel együtt, melyek számszerűsítik a növényfajok számára szükséges hőmérséklet (TZ) és nedvesség (WZ) optimumokat. A vízszintes oszlopok az együtt előforduló fajcsoportokat jelölik: konstansan jelen lévő fajok (A), a gyepterületeken előforduló fajok (B), az északkeleti gyepterületen előforduló fajok (C), a délnyugati gyepterületen előforduló fajok (D); a főként facsoport alatt előforduló fajok (E). A szelvényben előforduló fajok listája a 8. sz. mellékleten megtekinthető.

8. sz. melléklet:

A 2018-as év ÉK-DNY szelvényének fajcsoportosulásai a 7. sz. melléklet szerinti sorrendben. A) konstansan jelen lévő fajok; B) a gyepterületeken előforduló fajok; C) az északkeleti gyepterületen előforduló fajok; D) a délnyugati gyepterületen előforduló fajok; E) főként a facsoport alatt előforduló fajok; F) alacsony gyakoriságú fajok, melyek nincsenek feltüntetve a 7. sz. mellékleten.

	2018 tavasz	2018 nyár	2018 őszi
A	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.
B	<i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Arenaria serpyllifolia</i> L.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.	<i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.	<i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.; <i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.
C	<i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.; <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják	<i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják	<i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.; <i>Silene otites</i> (L.) Wibel; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Cleistogenes serotina</i> (L.) Keng.
D	<i>Poa bulbosa</i> L.; <i>Chondrilla juncea</i> L.; <i>Solidago virgaurea</i> L.	<i>Alyssum tortuosum</i> Willd.	<i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.
E	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Poa angustifolia</i> L.	<i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.	<i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Leontodon autumnalis</i> L.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.
F	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. Bieb. ex Willd.; <i>Chrysopogon gryllus</i> (L.) Trin.; <i>Cleistogenes serotina</i> (L.) Keng.; <i>Crepis rhoeadifolia</i> M. Bieb.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Koeleria glauca</i> (Schrad.) DC.; <i>Medicago minima</i> (L.) L.; <i>Odontites lutea</i> (L.) Clairv.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Silene otites</i> (L.) Wibel; <i>Stipa capillata</i> L.; <i>Syrenia cana</i> (Piller et Millerp.) Neilr.; <i>Taraxacum officinale</i> F.H.Wigg; <i>Teucrium chamaedris</i> L.	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch; <i>Arenaria serpyllifolia</i> L.; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng.; <i>Celtis occidentalis</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Cleistogenes serotina</i> (L.) Keng.; <i>Crepis rhoeadifolia</i> M. Bieb.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Medicago minima</i> (L.) L.; <i>Onosma arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Silene otites</i> (L.) Wibel; <i>Stipa capillata</i> L.; <i>Syrenia cana</i> (Piller et Millerp.) Neilr.; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng.; <i>Celtis occidentalis</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Crepis rhoeadifolia</i> M. Bieb.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Euphorbia cyparissias</i> L.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Hieracium auriculoides</i> Láng; <i>Minuartia glomerata</i> (M.Bieb.) Degen; <i>Poa bulbosa</i> L.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Thesium linophyllum</i> L.



9. sz. melléklet:

A gyepszint fajeloszlása az K-NY szelvény mentén 2018-as év három mérési kampányán (tavasz (a), nyár (b), ősz (c)) a Zólyomi ökológiai indikátorértékekkel együtt, melyek számszerűsítik a növényfajok számára szükséges hőmérséklet (TZ) és nedvesség (WZ) optimumokat. A vízszintes oszlopok az együtt előforduló fajcsoportokat jelölik: konstansan jelen lévő fajok (A), a gyepterületeken előforduló fajok (B), a keleti gyepterületen előforduló fajok (C), a nyugati gyepterületen előforduló fajok (D); a facsoport alatt előforduló fajok (E). A szelvényben előforduló fajok listája a 10. sz. mellékleten megtekinthető.

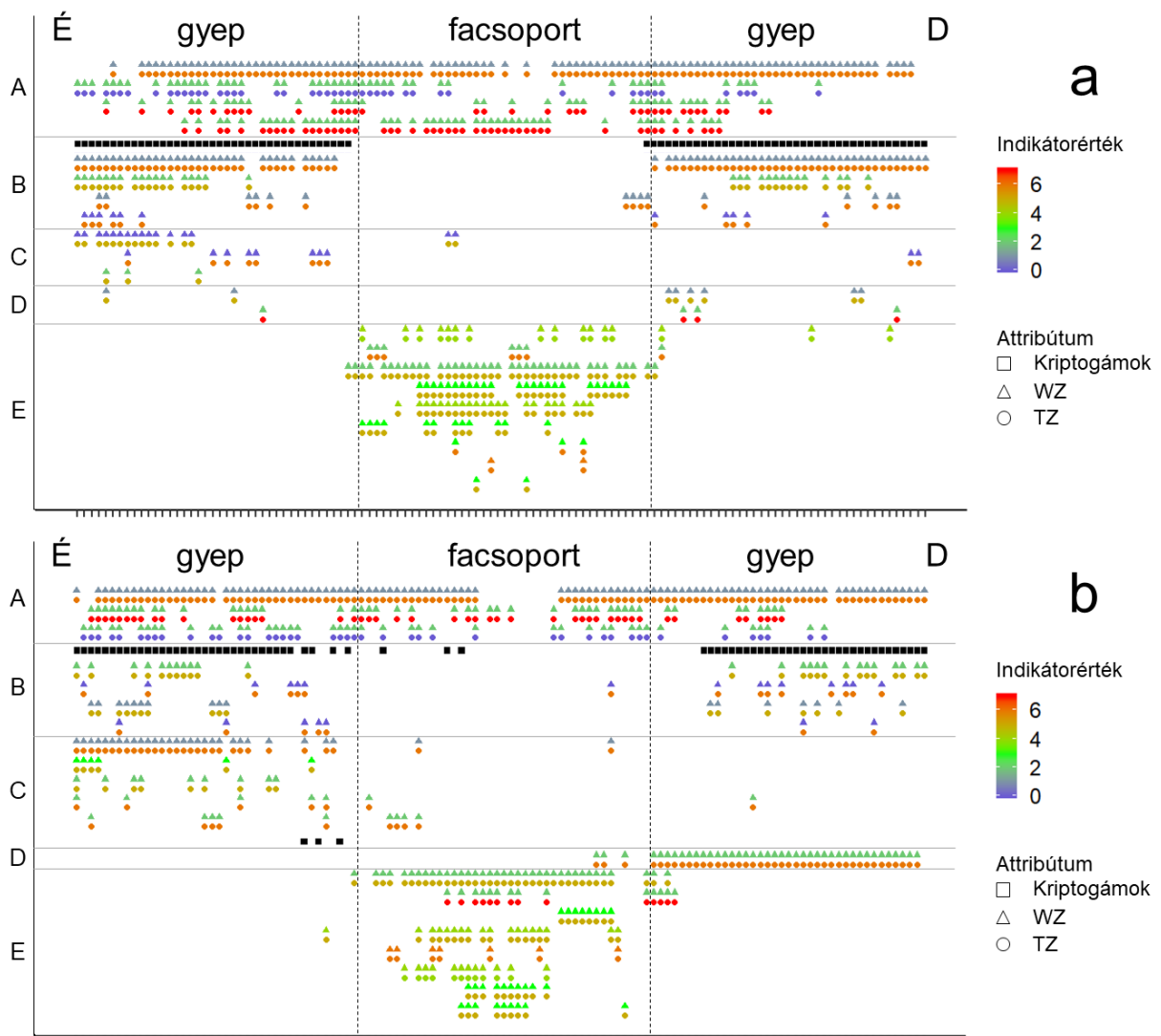
10. sz. melléklet:

A 2018-as év K-NY szelvényének fajcsoportosulásai a 9. sz. melléklet szerinti sorrendben. A) konstansan jelen lévő fajok; B) a gyepterületeken előforduló fajok; C) a keleti gyepterületen előforduló fajok; D) a nyugati gyepterületen előforduló fajok; E) főként a facsoport alatt előforduló fajok; F) alacsony gyakoriságú fajok, melyek nincsenek feltüntetve a 9. sz. mellékleten.

	2018 tavasz	2018 nyár	2018 ősz
A	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.; <i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.
B	<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Poa bulbosa</i> L.	<i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.	<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.
C	<i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Thymus pannonicus</i> All.	<i>Thymus pannonicus</i> All.; <i>Artemisia campestris</i> L.	<i>Thymus pannonicus</i> All.
D	<i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Odontites lutea</i> (L.) Clairv.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.	<i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Kochia laniflora</i> (S.G. Gmel.) Borbás
E	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Cynoglossum officinale</i> L.; <i>Asparagus officinalis</i> L.	<i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.; <i>Juniperus communis</i> L.	<i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.
F	<i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Arenaria serpyllifolia</i> L.; <i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Cleistogenes serotina</i> (L.) Keng.; <i>Cornus mas</i> L.; <i>Crepis rhoeadifolia</i> M. Bieb.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Kochia laniflora</i> (S.G. Gmel.) Borbás; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Silene otites</i> (L.) Wibel; <i>Syrenia cana</i> (Piller et Millerp.) Neilr.; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Tragus racemosus</i> (L.) All.	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Celtis occidentalis</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Chondrilla juncea</i> L.; <i>Cornus mas</i> L.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Euphorbia cyparissias</i> L.; <i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Linaria genistifolia</i> (L.) Mill.; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Poa bulbosa</i> L.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Silene otites</i> (L.) Wibel; <i>Stipa capillata</i> L.; <i>Syrenia cana</i> (Piller et Millerp.) Neilr.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.	<i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Carex stenophylla</i> Wahlbg.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Cornus mas</i> L.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Euphorbia cyparissias</i> L.; <i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Stipa capillata</i> L.; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.

11. sz. melléklet:

A gyepszint fajeloszlása az É-D szelvény mentén 2019-es év két mérési kampányán (nyár (a), ősz (b)) a Zólyomi ökológiai indikátorértékekkel együtt, melyek számszerűsítik a növényfajok számára szükséges hőmérséklet (TZ) és nedvesség (WZ) optimumokat. A vízszintes oszlopok az együtt előforduló fajsoportokat jelölik: konstansan jelen lévő fajok (A), a gyepterületeken előforduló fajok (B), az északi gyepterületen előforduló fajok (C), a déli gyepterületen előforduló fajok (D); a facsoport alatt előforduló fajok (E). A szelvényben előforduló fajok listája a 12. sz. mellékleten megtekinthető.



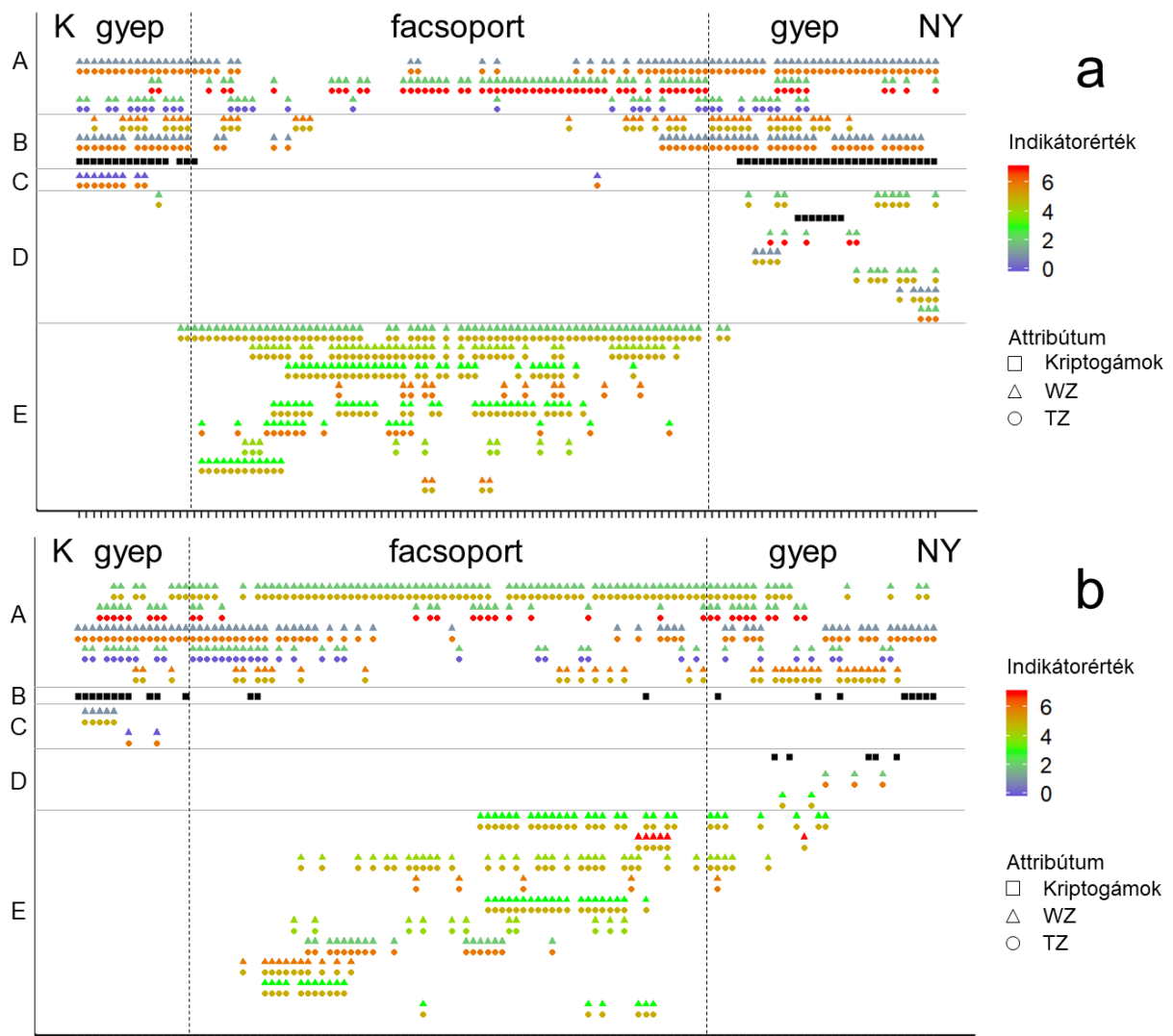
12. sz. melléklet:

A 2019-es év É-D szelvényének fajcsoportosulásai a 11. sz. melléklet szerinti sorrendben. A) konstansan jelen lévő fajok; B) a gyepterületeken előforduló fajok; C) az északi gyepterületen előforduló fajok; D) a déli gyepterületen előforduló fajok; E) főként a facsoport alatt előforduló fajok; F) alacsony gyakoriságú fajok, melyek nincsenek feltüntetve a 11. sz. mellékleten.

	2019 nyár	2019 ősz
A	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Eryngium campestre</i> L.	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.
B	<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.	<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.; <i>Kochia laniflora</i> (S.G. Gmel.) Borbás; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.
C	<i>Secale sylvestre</i> Host; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Silene otites</i> (L.) Wibel	<i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Linaria genistifolia</i> (L.) Mill.; <i>Silene otites</i> (L.) Wibel; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Cladonia magyrica</i> Vain. ex Gyeln.
D	<i>Syrenia cana</i> (Piller et Millerp.) Neilr.; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.	<i>Stipa capillata</i> L.
E	<i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Elymus repens</i> (L.) Gould; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják; <i>Vicia angustifolia</i> L.	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Galium verum</i> L.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Elymus repens</i> (L.) Gould
F	<i>Asclepias syriaca</i> L.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Chondrilla juncea</i> L.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Medicago minima</i> (L.) L.; <i>Minuartia glomerata</i> (M.Bieb.) Degen; <i>Onosma arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Salix rosmarinifolia</i> L.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Taraxacum officinale</i> F.H.Wigg; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.	<i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Asclepias syriaca</i> L.; <i>Astragalus onobrychis</i> L.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Erysimum diffusum</i> Ehrh.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.; <i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Medicago minima</i> (L.) L.; <i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.; <i>Onosma arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Thymus pannonicus</i> All.; <i>Vicia angustifolia</i> L.

13. sz. melléklet:

A gyepszint fajeloszlása az K-NY szelvény mentén 2019-es év két mérési kampányán (nyár (a), ősz (b)) a Zólyomi ökológiai indikátorértékekkel együtt, melyek számszerűsítik a növényfajok számára szükséges hőmérséklet (TZ) és nedvesség (WZ) optimumokat. A vízszintes oszlopok az együtt előforduló fajsoportokat jelölik: konstansan jelen lévő fajok (A), a gyepterületeken előforduló fajok (B), a keleti gyepterületen előforduló fajok (C), a nyugati gyepterületen előforduló fajok (D); a facsoport alatt előforduló fajok (E). A szelvényben előforduló fajok listája a 14. sz. mellékleten megtekinthető.



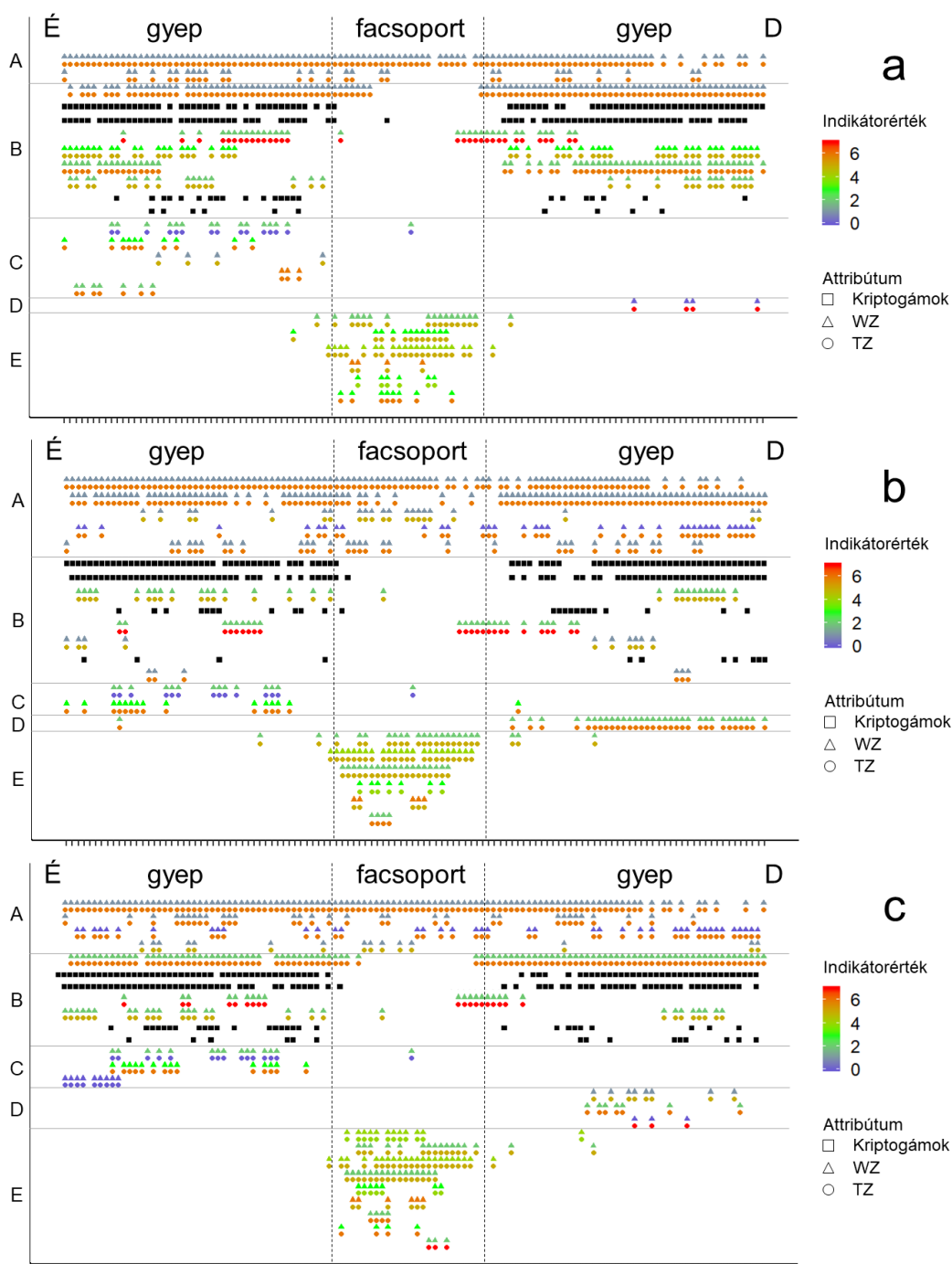
14. sz. melléklet:

A 2019-es év K-NY szelvényének fajcsoportosulásai a 13. sz. melléklet szerinti sorrendben. A) konstansan jelen lévő fajok; B) a gyepterületeken előforduló fajok; C) a keleti gyepterületen előforduló fajok; D) a nyugati gyepterületen előforduló fajok; E) főként a facsoport alatt előforduló fajok; F) alacsony gyakoriságú fajok, melyek nincsenek feltüntetve a 13. sz. mellékleten.

	2019 nyár	2019 ősz
A	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Populus alba</i> L.
B	<i>Populus alba</i> L.; <i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.	<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.
C	<i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.	<i>Kochia laniflora</i> (S.G. Gmel.) Borbás; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.
D	<i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Medicago minima</i> (L.) L.; <i>Koeleria glauca</i> (Schrad.) DC.; <i>Erysimum diffusum</i> Ehrh.; <i>Kochia laniflora</i> (S.G. Gmel.) Borbás; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.;	<i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.; <i>Euphorbia cyparissias</i> L.
E	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Elymus repens</i> (L.) Gould; <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Ononis spinosa</i> L.; <i>Medicago lupulina</i> L.	<i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Salix rosmarinifolia</i> L.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják; <i>Elymus repens</i> (L.) Gould; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Pastinaca sativa</i> L.; <i>Ononis spinosa</i> L.; <i>Vicia angustifolia</i> L.
F	<i>Asclepias syriaca</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Carex hirta</i> L.; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Chondrilla juncea</i> L.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.; <i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.; <i>Minuartia glomerata</i> (M.Bieb.) Degen; <i>Pastinaca sativa</i> L.; <i>Plantago indica</i> L.; <i>Plantago lanceolata</i> L.; <i>Silene otites</i> (L.) Wibel; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Thymus pannonicus</i> All.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.; <i>Vicia angustifolia</i> L.	<i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Celtis occidentalis</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Linaria vulgaris</i> (L.) Mill.; <i>Medicago minima</i> (L.) L.; <i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.; <i>Plantago indica</i> L.; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Silene otites</i> (L.) Wibel; <i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Stipa capillata</i> L.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Thymus pannonicus</i> All.;

15. sz. melléklet:

A gyepszint fajeloszlása az É-D szelvény mentén 2020-as év három mérési kampányán (tavasz (a), nyár (b), ősz (c)) a Zólyomi ökológiai indikátorértékekkel együtt, melyek számszerűsítik a növényfajok számára szükséges hőmérséklet (TZ) és nedvesség (WZ) optimumokat. A vízszintes oszlopok az együtt előforduló fajcsoportokat jelölik: konstansan jelen lévő fajok (A), a gyepterületeken előforduló fajok (B), az északi gyepterületen előforduló fajok (C), a déli gyepterületen előforduló fajok (D); a facsoport alatt előforduló fajok (E). A szelvényben előforduló fajok listája a 16. sz. mellékleten megtekinthető.



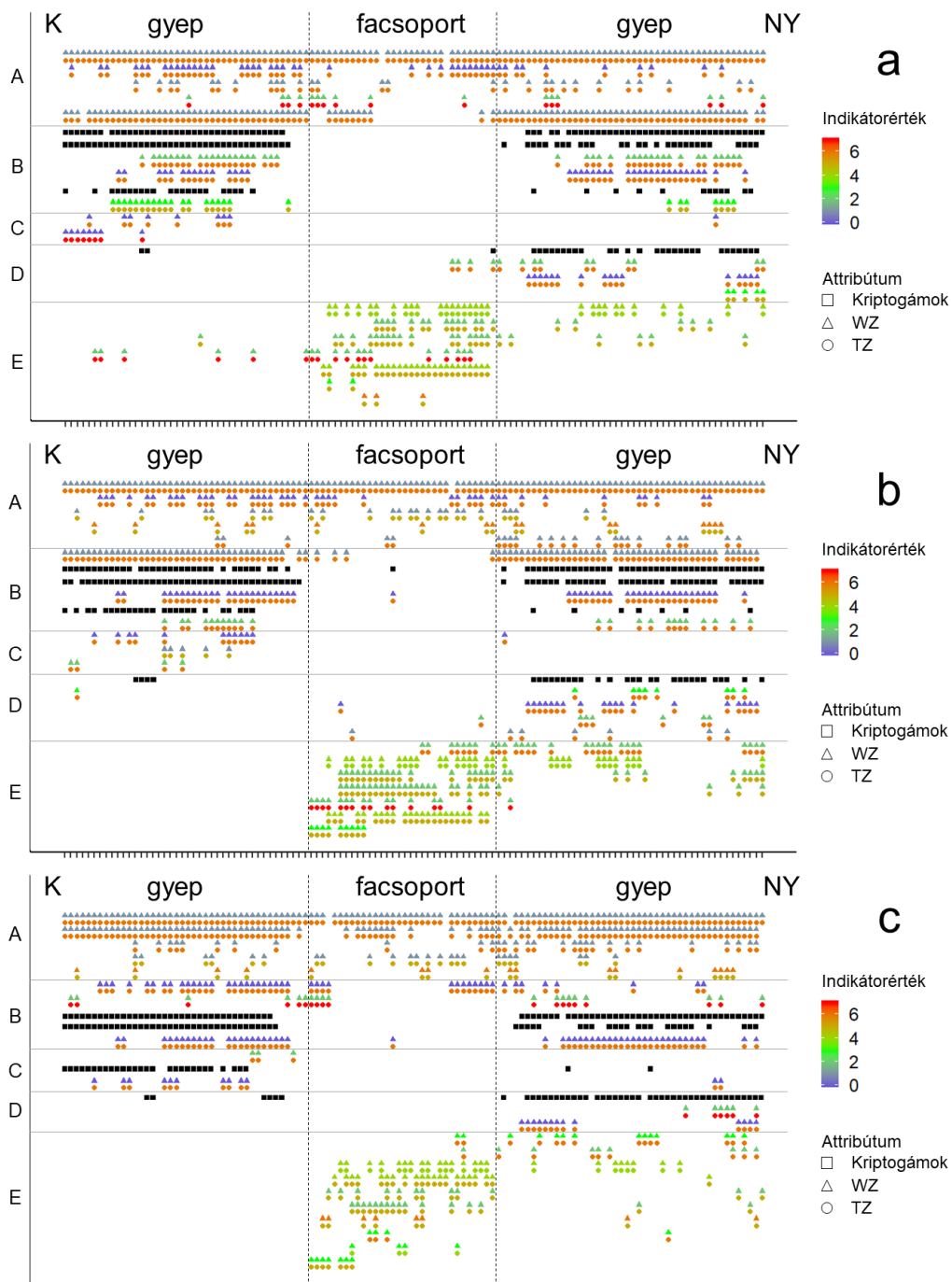
16. sz. melléklet:

A 2020-as év É-D szelvényének fajcsoportosulásai a 15. sz. melléklet szerinti sorrendben. A) konstansan jelen lévő fajok; B) a gyepterületeken előforduló fajok; C) az északi gyepterületen előforduló fajok; D) a déli gyepterületen előforduló fajok; E) főként a facsoport alatt előforduló fajok; F) alacsony gyakoriságú fajok, melyek nincsenek feltüntetve a 15. sz. mellékleten.

	2020 tavasz	2020 nyár	2020 őszi
A	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Gypsophila paniculata</i> L.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Gypsophila paniculata</i> L.
B	<i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Arenaria serpyllifolia</i> L.; <i>Poa bulbosa</i> L.; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Cladonia magyrica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.	<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Cladonia magyrica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Kochia laniflora</i> (S.G. Gmel.) Borbás; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.	<i>Stipa capillata</i> L.; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Cladonia magyrica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.
C	<i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják; <i>Gypsophila paniculata</i> L.	<i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	<i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. & Schult.
D	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch	<i>Poa bulbosa</i> L.	<i>Kochia laniflora</i> (S.G. Gmel.) Borbás; <i>Poa bulbosa</i> L.; <i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch
E	<i>Carex stenophylla</i> Wahlbg.; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.	<i>Carex stenophylla</i> Wahlbg.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.; <i>Teucrium chamaedris</i> L.	<i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Carex stenophylla</i> Wahlbg.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Chondrilla juncea</i> L.
F	<i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Celtis occidentalis</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Minuartia glomerata</i> (M.Bieb.) Degen; <i>Odontites lutea</i> (L.) Clairv.; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Prunus spinosa</i> L.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Silene otites</i> (L.) Wibel; <i>Solidago canadensis</i> L.; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Syrenia cana</i> (Piller et Millerp.) Neilr.; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Arenaria serpyllifolia</i> L.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Astragalus varius</i> S.G.Gmel.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Celtis occidentalis</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Chondrilla juncea</i> L.; <i>Elaeagnus angustifolia</i> L.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Euphorbia cyparissias</i> L.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Geranium pusillum</i> L.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Minuartia glomerata</i> (M.Bieb.) Degen; <i>Odontites rubra</i> Gilib.; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Solidago gigantea</i> Aiton; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Stipa capillata</i> L.; <i>Syrenia cana</i> (Piller et Millerp.) Neilr.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.	<i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Astragalus varius</i> S.G.Gmel.; <i>Bromus mollis</i> L.; <i>Celtis occidentalis</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Corispermum nitidum</i> Kit.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Euphorbia cyparissias</i> L.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Prunus spinosa</i> L.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják; <i>Syrenia cana</i> (Piller et Millerp.) Neilr.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.; <i>Tragus racemosus</i> (L.) All.

17. sz. melléklet:

A gyepszint fajeloszlása az K-NY szelvény mentén 2020-as év három mérési kampányán (tavasz (a), nyár (b), ősz (c)) a Zólyomi ökológiai indikátorértékekkel együtt, melyek számszerűsítik a növényfajok számára szükséges hőmérséklet (TZ) és nedvesség (WZ) optimumokat. A vízszintes oszlopok az együtt előforduló fajcsoportokat jelölik: konstansan jelen lévő fajok (A), a gyepterületeken előforduló fajok (B), az keleti gyepterületen előforduló fajok (C), a nyugati gyepterületen előforduló fajok (D); a facsoport alatt előforduló fajok (E). A szelvényben előforduló fajok listája a 18. sz. mellékleten megtekinthető.



18. sz. melléklet:

A 2020-as év K-NY szelvényének fajcsoportosulásai a 17. sz. melléklet szerinti sorrendben. A) konstansan jelen lévő fajok; B) a gyepterületeken előforduló fajok; C) a keleti gyepterületen előforduló fajok; D) a nyugati gyepterületen előforduló fajok; E) főként a facsoport alatt előforduló fajok; F) alacsony gyakoriságú fajok, melyek nincsenek feltüntetve a 17. sz. mellékleten.

	2020 tavasz	2020 nyár	2020 ősz
A	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.	<i>Festuca vaginata</i> Waldst. et Kit. ex Willd.; <i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.; <i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Populus alba</i> L.
B	<i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Poa bulbosa</i> L.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	<i>Stipa borysthena</i> Klokov ex Prokudin; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Poa bulbosa</i> L.	<i>Dianthus serotinus</i> Waldst. et Kit.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer, & Scherb.; <i>Cladonia foliacea</i> Huds.; <i>Fumana procumbens</i> Gren. et Godr.
C	<i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.; <i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch	<i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.; <i>Kochia laniflora</i> (S.G. Gmel.) Borbás; <i>Thymus pannonicus</i> All.	<i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.; <i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.; <i>Polygonum arenarium</i> Waldst. et Kit.
D	<i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Bromus mollis</i> L.	<i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.	<i>Cladonia magyarica</i> Vain. ex Gyeln.; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Asperula cynanchica</i> L.
E	<i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Carex stenophylla</i> Wahlbg.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Euphorbia cyparissias</i> L.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.	<i>Asperula cynanchica</i> L.; <i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Carex stenophylla</i> Wahlbg.; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Euphorbia cyparissias</i> L.	<i>Solidago virgaurea</i> L.; <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.; <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth; <i>Carex stenophylla</i> Wahlbg.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Euphorbia cyparissias</i> L.
F	<i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Anthemis ruthenica</i> M. B.; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Carex liparicarpos</i> Gaudin; <i>Celtis occidentalis</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Gypsophila arenaria</i> Waldst. et Kit.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Koeleria glauca</i> (Schr.) DC.; <i>Medicago minima</i> (L.) L.; <i>Minuartia fastigiata</i> (Sm.) Rchb.; <i>Minuartia glomerata</i> (M.Bieb.) Degen; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Populus alba</i> L.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Solidago canadensis</i> L.; <i>Syrenia cana</i> (Piller et Millerp.) Neilr.; <i>Taraxacum officinale</i> F.H.Wigg; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Thesium linophyllum</i> L.; <i>Thymus pannonicus</i> All.; <i>Tragopogon floccosus</i> Waldst. et Kit.	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch; <i>Alyssum tortuosum</i> Willd.; <i>Arenaria serpyllifolia</i> L.; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Asparagus officinalis</i> L.; <i>Astragalus varius</i> S.G.Gmel.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng; <i>Celtis occidentalis</i> L.; <i>Chondrilla juncea</i> L.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Geranium pusillum</i> L.; <i>Juniperus communis</i> L.; <i>Koeleria glauca</i> (Schr.) DC.; <i>Leontodon autumnalis</i> L.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Solidago gigantea</i> Aiton; <i>Stipa capillata</i> L.; <i>Syrenia cana</i> (Piller et Millerp.) Neilr.; <i>Taraxacum officinale</i> F.H.Wigg; <i>Teucrium</i>	<i>Alkanna tinctoria</i> (L.) Tausch; <i>Artemisia campestris</i> L.; <i>Berberis vulgaris</i> L.; <i>Centaurea arenaria</i> M. B.; <i>Cornus mas</i> L.; <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.; <i>Eryngium campestre</i> L.; <i>Galium mollugo</i> L. s. str.; <i>Kochia laniflora</i> (S.G. Gmel.) Borbás; <i>Koeleria glauca</i> (Schr.) DC.; <i>Poa angustifolia</i> L.; <i>Poa bulbosa</i> L.; <i>Potentilla arenaria</i> Borkh.; <i>Prunus spinosa</i> L.; <i>Scabiosa ochroleuca</i> L.; <i>Stipa capillata</i> L.; <i>Teucrium chamaedris</i> L.; <i>Thymus pannonicus</i> All.; <i>Tragus racemosus</i> (L.) All.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetem fejezem ki témavezetőmnek, Dr. Körmöczy Lászlónak, aki kutatói pályámon elindított, valamint megteremtette a mikroklíma vizsgálatok eszközbeli hátterét. Hálás vagyok, hogy szakmai tanácsaival és ötleteivel folyamatosan támogatott munkám során.

Köszönöm témavezetőmnek, Dr. Balogh Jánosnak, hogy kutatómunkámat folyamatosan nyomon követte, abban szakmailag támogatott és segített.

Köszönöm mindkettejüknek és Dr. Fóti Szilviának a közös publikációk tervezésében, elkészítésében, ellenőrzésében, valamint a terepi mintavételben nyújtott segítségüket.

Köszönöm a MATE Növényélettan és Növényökológia Tanszék tagjainak segítségét, többek között Dr. Nagy Zoltán tanszékvezetőnek, hogy megteremtette a vizsgálatok és a publikálás anyag- és eszközbeli hátterét, valamint Petrás Dórának a terepi mintavételben való részvételét.

Köszönöm Dr. Kröel-Dulay Györgynek és Dr. Ónodi Gábornak, hogy rendelkezésemre bocsájtotta az Országos Meteorológiai Szolgálat, Fülöpháza Meteorológiai Állomás meteorológiai adatait.

Köszönöm szépen a védésem opponenseinek, Dr. Erdős Lászlónak és Dr. Lellei-Kovács Eszternek a befektetett időt és munkát. Köszönet a magas színvonalú bírálatukért, az irányt mutató kritikai megjegyzéseikért és hasznos észrevételeikért.

Köszönöm barátnőimnek és doktorandusztársaimnak, Gilián Lillának és Tischner Zsófiának megértésüket, támogatásukat, és hogy mindig fordulhattam hozzájuk tanácsért a doktorandusz évek alatt.

Szeretnék köszönetet mondani páromnak, Orosz Istvánnak, aki végig lelkesített, támogatott és mellettem állt a nehéz időkben.

Végül pedig köszönöm édesapámnak, hogy egyetemi éveim alatt ösztönzött, hogy elérjem céljaimat.