



MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM
KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

**Gyeppek természetességének funkcionális ökológiai indikátorai száraz
gyepekben és parlagokon**

DOI: 10.54598/003360

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

ZIMMERMANN ZITA

Gödöllő

2023

A doktori iskola

megnevezése: Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: környezettudomány

vezetője: Csákiné Dr. Michéli Erika
egyetemi tanár
MATE, Környezettudományi Intézet
Talajtani Tanszék

Témavezetők: Dr. Penksza Károly
egyetemi tanár
MATE, Növénytermesztési-tudományok Intézet
Növényteni Tanszék

Dr. Bartha Sándor
tudományos tanácsadó
Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezetők jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK	6
1.1. A téma aktualitása, jelentősége.....	6
1.2. A kutatás célkitűzései	6
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	8
2.1. A gyepék jelentősége	8
2.2. Diverzitás	8
2.3. Működés és megbízhatóság.....	9
2.4. Mikrocönológiai módszerek a vegetáció szerkezetének vizsgálatára	10
2.5. A talajlégzés és az azt befolyásoló tényezők	11
2.6. A talajlégzés, mint indikátor	12
2.7. A talajlégzés és a vegetáció kapcsolata	13
2.8. A klímaváltozás hatása a talajlégzésre.....	14
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	16
3.1. Vizsgált területek	16
3.1.1. Battonya	18
3.1.2. Bugac.....	19
3.1.3. Esztergom.....	20
3.1.4. Fülöpháza	20
3.1.5. Gönyű.....	21
3.1.6. Kunpeszér.....	22
3.1.7. Mórahalom	22
3.1.8. Őrségi mintaterületek (Magyarszombatfa, Nagyrákos, Szalafő)	23
3.1.9. Tece.....	24
3.1.10. Tiszaalpár	24
3.2. Mikrocönológiai mintavétel	26
3.3. Ökofiziológiai mérések	27
3.4. Adatelemzés	30
4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK.....	31
4.1. A transzszektek cönológiai és társulásszerkezeti szempontú értékelése	31
4.1.1. Az egyes mintaterületek cönológiai értékelése az SBT értékek alapján	31
4.1.2. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes mintaterületeken.....	46
4.1.3. A 15 m-es lineával kapott florális diverzitás-mintázatok módszertani értékelése.....	53
4.1.4. A florális diverzitás maximum léptékeinek alakulása	56
4.2. A transzszektek talajlégzés-profiljának értékelése	57
4.3. A talajlégzés értékekének alakulása az egyes élőhelytípusokban	60
4.4. A talajlégzés térbeli variációja.....	61
4.5. A talajlégzés mintázatának rövidtávú időbeli változásai.....	65

4.6. Mely fajok határozzák meg a talajlégzést?.....	69
4.7. A talajlégzés és a florális diverzitás összefüggései – a szerkezetet és a működést vizsgáló módszerek összekapcsolása.....	75
5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK.....	77
6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK.....	79
7. ÖSSZEFOGLALÁS.....	80
8. SUMMARY	82
9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	84
10. IRODALOM	85
11. MELLÉKLETEK	96

Rövidítések

CV - variációs koefficiens (%)

PgC y⁻¹ – petagramm szén / év

Rs – talajlégzés ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)

SWC – talajnedvesség (soil water content, %)

Ts – talajhőmérséklet (°C)

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK

1.1. A téma aktualitása, jelentősége

A biológiai sokféleség és az ökológiai rendszerek működésének a kapcsolata az ökológia egyik legizgalmasabb kérdése. Kísérletekben kimutatták, hogy a biológiai sokféleség növekedésével az ökológiai rendszerek működése hatékonyabb és stabilabb lesz (Naeem és Li 1997, Hooper et al. 2005). A diverzitás a közösségi mintázat egy állapotjellemzője (Juhász-Nagy 1980, 1986), amelynek változása az adott ökológiai rendszerben zajló folyamatok és funkciók megváltozásával jár együtt (Tilman 1999). Az ökológiai rendszerek diverzitásának folyamatos csökkenése mára globális jelenséggé vált, egyre több vizsgálatok számol be az ökológiai rendszerek funkcionális zavarairól, valamely ökológiai szolgáltatás sérüléseiről (Daily 1997, Worm et al. 2006, Cardinale et al. 2012). A diverzitáscsökkenés funkcionális következményeinek a kutatása az elmúlt évek legforrongóbb és leggyorsabban fejlődő területe (Loreau et al., 2001). Kutatásomban ennek a kérdéskörnek egy speciális problémájával, az ökológiai rendszerek megbízhatóságával foglalkozom.

A talajlégzés a globális szénkörforgás fontos eleme, egyes források szerint a legnagyobb (Lu et al. 2021), mások szerint a második legnagyobb fluxusa (Luo és Zhou 2010). Nagyságának köszönhetően a globális talajlégzés kismértékű megváltozása is jelentősen befolyásolhatja az légköri széndioxid koncentrációt (Zhou et al. 2014), így a globális klímaváltozással összefüggésben is fontos kutatási kérdés a talajlégzés vizsgálata. Jelen dolgozatban a fenti két témakört kapcsolom össze, azt vizsgálva, hogy a vegetáció szerkezete és diverzitása hogyan hat a talajlégzésre és annak variációjára.

1.2. A kutatás célkitűzései

Az ökológiai rendszerek (jelen esetben különböző típusú gyepek) működését jellemző, funkcionális tulajdonságok térbeli mintázatait vizsgáltam különböző természetes és természetközeli száraz gyepekben és parlagokon a társulások diverzitásával és szerkezeti jellemzőivel együtt. A működést jellemző szokásos változókon (pl. zöld növényi tömeg vagy NDVI) kívül a talajlégzést is mértem. A talajlégzés egy rendkívül változékonny funkcionális jellemző, ezáltal különlegesen érzékeny indikációra ad lehetőséget. Ezeknek a jellemzőknek a térbeli és időbeli változékonysága, változatossága jelzi a rendszer megbízhatóságát. Dolgozatomban részletesen a térbeli variációt vizsgálom, azonban a vegetációkutatásban hagyományosan alkalmazott gyakorlat szerint a térbeli variációból lehet következtetni időbeli variációra, ezáltal a stabilitásra.

Az ökofiziológiai mérések kivitelezésére Fóti Szilvia dolgozott ki egy mintavételi módszertant (Fóti 2008), melynek segítségével nagyszámú mintavételi egységgel gyűjthetünk adatok a talajlégzés térbeli mintázatainak vizsgálata érdekében. A vegetáció szerkezetének az ökofiziológiai mérésekhez léptékéhez illeszkedő vizsgálatára mikrocönológiai módszereket alkalmazunk, amelyek lehetővé teszik a növényzet szerveződési mintázatainak és komplexitásának vizsgálatát. Dolgozatomban a két módszer összekapcsolására teszek kísérletet. Céлом, hogy az eredmények alapján jellemezzem az egyes gyepek állapotát, szervezettségét és funkcionális természetességét. A cönológiai jellemzők alapján definiált természetesség eltérhet a funkcionális szempontú természetességtől: elképzelhető, hogy egy társulás a növényzet állapot alapján természetesnek tekinthető, azonban funkcionális szempontból már kevésbé működik jól. A természetes állományok hosszú evolúciós történetük során úgy tudtak fennmaradni, hogy folyamatosan alkalmazkodtak a változó környezeti viszonyokhoz. Ezért feltételezzük, hogy a

hosszú távú alkalmazkodás során a felhalmozódott evolúciós tapasztalat lehetővé teszi, hogy stabilan fennmaradjon a társulás fajkészlete és a működése. Ebből következően egy társulás funkcionális szempontból akkor tekinthető természetesnek, ha működése megbízható és hosszú távon stabil, és az állapotjelzőparaméterek kismértékű variációt mutatnak. A változatosságot információelméleti eszközökkel írrom le. Hipotézisem szerint a legnagyobb megbízhatóság a térben jól szervezett és finom térléptékben nagy szerkezeti komplexitást mutató társulásokban várható.

A következő kérdéseket tettem fel a vizsgálattal kapcsolatban:

1. Hogyan alakul a talajlégzés variabilitásának tér- és időbeli dinamikája különböző élőhelytípusokban?
2. Klasszikus cönológiai módszerekkel vizsgálható-e az összefüggés a gyep fajkompozíciója és működése (a talajlégzés variációja) között?
3. Hogyan kapcsolhatók össze a szerkezetet és a működést vizsgáló módszerek?
4. Van-e összefüggés a finomléptékű szerkezeti komplexitás és a funkcionális indikátorként használt talajlégzés variabilitása között?

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A gyepek jelentősége

A gyepek olyan, természetes módon kialakult vegetációtípusok, amelyek fő társulásalkotó fajai az egyes fűfélék (*Poaceae*) vagy egyéb rokon taxonok (*Cyperaceae*, *Juncaceae*), és a lágyszárú fajok borítása jelentős (általában >10%), a fásszárú fajok pedig vagy hiányoznak, vagy nagyon alacsony borítással vannak jelen (Dengler et al. 2020).

A Föld felszínének mintegy 30-40%-át borítják gyepek (Blair et al. 2014), a bolygó legnagyobb biomját alkotva ezzel (Hobohm et al. 2021). Ebből 18% a palearktikus gyepek aránya (Török és Dengler 2018), európai viszonylatban pedig a közel 180 millió hektáron találunk gyepeket (Carlier et al. 2005).

Magyarországon a gyepek területe (a hasznosított gyepeket is beleszámítva) 900 ezer – 1 millió hektárra tehető (Tasi et al. 2014). Vinczeffly (2006) szerint természetes gyepeink közel 1300 növényfajt tartalmaznak, ebből 300-400 fűszernövény, 500-600 gyógynövény és 600-700 mézelő növény. A védett gyepek megközelítőleg 10-15%-át teszik ki gypállományunknak (Dér és Stefler 2008).

A gyepek nagy természetvédelmi jelentőséggel bírnak, számos védett állat- és növényfajnak adnak otthont. A világ legfajgazdagabb növénytársulásai között is szép számban találunk gyepeket: kis és közepes térléptékekben (0,000001 – 49 m²) a száraz homoki gyepekben, hegyi réteken, félszáraz mészkedvelő gyepekben találták a területegységre eső legtöbb fajt (Wilson et al. 2012). Ugyanebből a kutatásból kiderült, hogy kisebb térléptékekben (<100 m²) a gyepek diverzitása akár meg is haladhatja a trópusi esőerdőkéét. A palearktikus gyepekben diverzitása kimagasló, a 34 diverzitási forrópont (hotspot) közül 6 a palearktikus biogeográfiai régióban található (Dengler et al. 2020).

A gyepek gazdasági szerepe (legeltetés, kaszálás) mellett az általuk nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások is jelentősek. A globális szerves szénkészlet 15%-át tárolják (Tate és Ross 1997), hozzájárulnak a talaj termékenységének megőrzéséhez és a talajerózió szabályozásához, valamint a vízháztartást is befolyásolják (Lemaire et al. 2005, Sanderson et al. 2007, Weigelt et al. 2009).

2.2. Diverzitás

A diverzitás (sokféleség) már régóta központi problémája az ökológiának, és ezáltal nagyon szerteágazó kutatási kérdés önmagában is (hány faj él a Földön, milyen mintázatok vannak stb.), de a közösségek működése szempontjából is nagy jelentősége van. Ha nem csak azt vesszük figyelembe, hogy hány faj alkotja az adott növénytársulást, hanem azt is, hogy az egyes fajok milyen mennyiségben és egymáshoz képest milyen arányban vannak jelen, sok mindent megtudhatunk a társuláson belül lezajló folyamatokról, arról, hogyan élnek együtt az egyes növényfajok, és hogyan működik a növénytársulás. Juhász-Nagy Pál nevéhez fűződik a diverzitás ezen szempontú módszertani vizsgálata, ő dolgozta ki a társulástan módszerelméleti alapozását (Juhász-Nagy 1967, 1972, 1976, 1980, 1984, Juhász-Nagy és Podani, 1983), és vezette a be a még hiányzó fogalmakat. A textúra jelöli a fajok számát és mennyiségét, és hogy mennyire egyenletes a tömegesség eloszlása a fajok között, a kotextúra pedig azt mutatja meg, hányféle módon képesek együtt élni a fajok, vagyis, hogy milyen fajkombinációk vannak jelen a társulásban és milyen mennyiségben.

A diverzitás mérése szintén fontos kérdés az ökológiában. A hagyományos, Shannon-féle diverzitásindex csak a fajok számát és abundanciáját veszi figyelembe. Ha a térbeli

heterogenitást is bevonjuk az elemzésbe, bevezethetjük az alfa- (az egyes minták diverzitás), béta- (a minták különbözősége) és gammadiverzitás (a minták összességében tapasztalt fajszám) fogalmát. Ha egy terület nem homogén, az befolyásolja, hogy milyen fajok kerülnek be a mintába, vagyis változik a megvalósuló fajkombinációk száma. Juhász-Nagy Pál egy információelméleti módszereken alapuló indexet dolgozott ki az együttélések sokféleségének méréséhez, a florális diverzitás indexet, amely nem közvetlenül a fajok, hanem az általuk alkotott fajkombinációk diverzitását méri (erről a 2.4. fejezetben még lesz szó).

2.3. Működés és megbízhatóság

Egy ökológiai rendszer (esetünkben egy gyepek) akkor tudja megfelelően biztosítani az ökoszisztéma szolgáltatásokat (pl. biomassza-termelés, CO₂ elnyelés, stb.), ha működése megbízható, tehát funkcionális tulajdonságainak variációja adott határok között marad, a környezeti tényezők fluktuációi ellenére is. Ezt befolyásolja az adott társulás szerkezete is, ennek kialakításában pedig nagy szerepe van a benne élő fajoknak, és ezek interakcióinak, amelyet már a diverzitás kérdésénél vázoltam.

A diverzitás hatása az ökoszisztémák stabilitására már régóta vizsgált (és vitatott) kérdés (Tilman et al. 2006). Különösen az 1990-es években vált fontos témává, amikor egyre nyilvánvalóbbá vált világszerte a természetes környezet pusztulása, az élőhelyek eltűnése és a diverzitás csökkenése. Ha egy társulása fajszáma csökken, az adott faj által betöltött funkciót egy másik fajnak vagy fajoknak pótolnia kell, különben zavarok léphetnek fel a társulás működésében. Ezért nemcsak az vált fontos kérdéssé, hogy melyek azok a kulcsfajok, amelyeket mindenképpen meg kell őrizni az ökoszisztéma zavartalan működésének fenntartása érdekében, hanem hogy mekkora diverzitást szükséges megőrizni és fenntartani, illetve, hogy a diverzitás milyen fokú csökkenése az, ami már zavart okoz a rendszer működésében.

Hosszú távú adatsorok feldolgozása során bizonyították először, hogy a diverzebb közösségek produktívóját kevésbé zavarja meg egy-egy környezeti perturbáció (például aszály), illetve a zavarást követően funkcióik (például biomassza-produkciójuk) gyorsabban helyreállnak. A mérések azt is kimutatták, hogy azonos körülmények között a kisebb diverzitású rendszerek kevésbé hatékonyan hasznosították a forrásokat. A diverzebb, összetettebb közösségek gyorsabb és többféle válaszra képesek, ezért adaptációs képességük is nagyobb (McNaughton 1988, Tilman 1999, Bartha 2007).

A legáltalánosabban vizsgált funkció, amelyre a diverzitás hatást gyakorolhat, a biomassza-produkció. Az egyik első kutatás, amely a diverzitás ökoszisztémákra gyakorolt pozitív hatását kimutatta (Tilman és Downing 1994), több, mint 200 mintavételi egységet vizsgált, és arra a konklúzióra jutott, hogy az aszályos években azok a mintavételi egységek, ahol a fajszám magasabb volt, rezisztensebbek voltak. Ezután több hasonló kutatás is alátámasztani látszott a biomassza-produkció stabilitása a diverzitás közötti pozitív kapcsolatot (Yachi és Loreau, 1999; Tilman et al. 2006, van Ruijven és Berendse 2007, Eisenhauer et al. 2011, Kreyling et al. 2017).

A működés megbízhatóságának, stabilitásának egyik, az ökológiában általánosan használt mérőszáma a CV% (variációs koefficiens). A diverzitás és a stabilitás kapcsolatát vizsgálva az alacsony CV% a stabilabb működést jelzi, és növekvő diverzitás mellett pedig csökken a CV% , vagyis növekszik a stabilitás (Tilman et al. 2006). Ugyanez fordítva is igaz, a növekvő CV% a működés romlását mutatja, a nagyobb variáció miatt kevésbé tekinthető stabilnak az adott állomány működése. Időben vizsgálva az egyes évek közötti CV%-ot képet kaphatunk az állományban zajló folyamatokról. Azonban abban az esetben, ha nem állnak rendelkezésre időbeli ismétlések, különböző fejlődési állapotú állományok térbeli mintázataiból is tudunk következtetni az időbeli trendre (space-for-time substitution, Pickett 1989). A szukcesszió vizsgálata során gyakran használják ezt a módszert, segítségével az állományok szerkezetében és fajkompozíciójában bekövetkező változások jól vizsgálhatók, de alkalmazható például a klímaváltozás hatására potenciálisan bekövetkező állományváltozások elemzésére is (Meerhoff et al. 2012.). Hammond és Kolasa (2014) egy variancia-particionáláson alapuló módszert

dolgozott ki a tér-és időbeli variáció közötti kapcsolat vizsgálatára, és kimutatták, hogy vízi ökoszisztémákban az általuk vizsgált 136 változó esetében erős összefüggés mutatkozott a térbeli és időbeli CV% között. A space-for-time módszert gyakran kritizálják azzal, hogy a különböző térbeli ismétlések története, talajtani paraméterei, mikroklímája, zavarási rezsimje, stb. nem azonos, tehát nem lehetne őket ugyanazon folyamat részeként értelmezni. Azonban az általunk használt mikrocönológiai módszereknél ugyanazon állományfolton belül vizsgáljuk a térbeli variációt és következtetünk az időbeli variációra. Ebben az esetben ilyen kis léptékben jogosan feltételezhetjük, hogy a térbeli ismétlések azonos statisztikai alappopulációt alkotnak, homogének, tehát a térből az időre való következtetés feltételei megvannak.

2.4. Mikrocönológiai módszerek a vegetáció szerkezetének vizsgálatára

A növényzeti állományok szerkezetének leírására, ill. állapotváltozásaik nyomon követésére ún. cönológiai állapotváltozókat használunk. Ezek optimális megválasztását, típusait, a köztük lévő relációkat, ill. a mintavétel módját egy részletes módszerelméleti alapozás segíti (Juhász-Nagy 1980, 1986). Több vizsgálat is kimutatta, hogy a diverzitás és a funkció között sokkal erősebb összefüggést kapunk, ha a fajszám helyett valamilyen, az állomány belső szerkezeti sokféleségét is kifejező mértéket választunk (pl. a fajkombinációk számát vagy diverzitását) (Csillag et al. 2001, Kertész et al. 2001, Bartha et al. 2008, Virágh et al. 2008). Ez a változó jól jellemzi az állományon belüli együttélési módok sokféleségét és rendezettségét (Juhász-Nagy 1980, Bartha et al. 1998, 2004). A fajkombinációk diverzitása jól jelzi a közösség állapotváltozásait. Ha az együttélést semmi nem akadályozza és a fajok szabadon kombinálódhatnak, akkor a függvény értéke a maximális értéket veszi fel, ez a maximum pedig kisebb térléptéknél jelenik meg. Ha egy növényközösséget zavarás ér, akkor először a finomléptékű szerkezet bomlik fel, a vegetáció foltossá válik, az együtt előforduló fajok kombinációinak változatossága jelentősen lecsökken. Ilyenkor a florális diverzitást leíró függvény értéke kisebb lesz, a maximum pedig a nagyobb térléptékek felé tolódik. Ez azt jelzi, hogy egymáshoz közel, kis térléptékben már nem, vagy csak kevésbé képesek együtt élni a fajok (Bartha 2008b).

Mivel a vegetációban bekövetkező változások (pl. a természetvédelmi kezelés hatásai) először kis térléptékeknél jelentkeznek, a mikrocönológiai módszerek előnye, hogy ezeket már korai stádiumban ki tudják mutatni, amikor a hagyományos módszerekkel végzett vizsgálatok még nem detektálják a különbségeket. Feltételezzük, hogy a természetközeli gazdálkodási módok változatosabb mikroélethelyeket létesítenek, ami nagyobb fajgazdagsághoz vezet, és ritka, különleges igényű fajok fennmaradását teszi lehetővé.

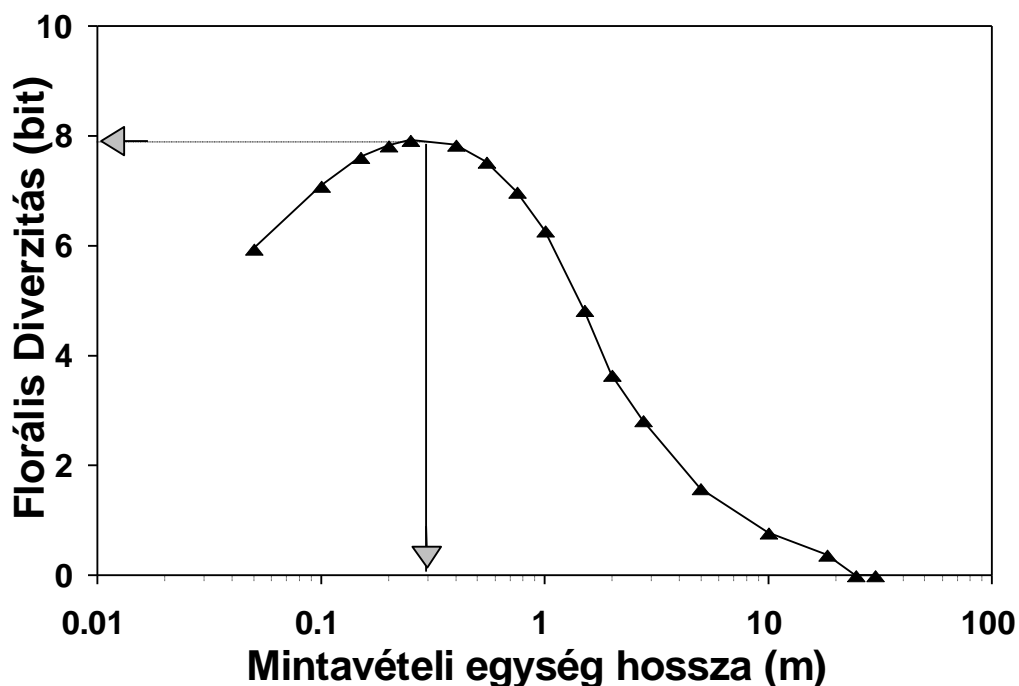
A mikrocönológiai vizsgálatokkal a gyepek természetességi, illetve degradáltsági állapotát kívánjuk detektálni a finomléptékű mintázatok alapján, a términtázati szerveződést leíró karakterisztikus függvények segítségével (Juhász-Nagy és Podani 1983, Virágh et al. 2006). A transzszekt mintavétel részletes adatokkal szolgál a növényzet állapotáról, ugyanakkor viszonylag gyorsan megvalósítható és elhanyagolható zavarással jár (Bartha et al. 2004, Bartha 2007).

A JNP-modellek közül a fajkombinációk diverzitását leíró florális diverzitás függvényt használtuk. A florális diverzitást (vagy kompozicionális diverzitást) minden egyes állományra kiszámoltuk a mintavételi egység hosszának a függvényében. A florális diverzitás egy, a fajkombinációk gyakorisági eloszlását jellemző Shannon entrópia becslés.

$$H_j(A, B, \dots, Y) = - \sum_{k=1}^{2^s} p_{kj} \log(p_{kj})$$

ahol A, B, ..., Y a fajokat jelöli; s az össz fajszám; p_{kj} a k fajkombináció megtalálásának valószínűsége a mintában j térléptéknél – a fajkombinációk száma 1-től 2^s -ig terjedhet.

A florális diverzitás (FD) elemzésénél a fajkombinációk száma mellett fontos figyelembe venni a térbeli aspektust is. Mivel a fajszám is léptéktől függő, a fajkombinációk számának alakulását is érdemes különböző térléptékeknél vizsgálni. Az 1. ábrán a különböző florális diverzitás értékek által alkotott görbe látható, az x tengelyen a mintavételi egységek hosszával, vagyis a térléptékekkel. A görbe úgy áll elő, hogy az egyes mikrokvadrátokat összevonjuk, először 1 db, aztán 2 db stb. mikrokvadrátból számítunk florális diverzitást, és ezt ábrázoljuk a megfelelő térlépték függvényében. A görbének két fontos pontja van: a legmagasabb FD érték, valamint az a térlépték, amelynél ezt a maximumot felveszi a függvény. Ha a maximum FD érték kis léptékben adódik, az azt jelzi, hogy a fajok már kis területen is nagyon sokféleképpen tudnak együtt élni, sokkal diverzebben és feltételezhetően jobban működő társulást alkotnak. Ha azonban a maximum FD-t nagy térléptéknél veszi fel a függvény, az együttélések száma korlátozott, és nagy valószínűséggel valamilyen zavaró tényező vagy degradáció érte a társulást.



1. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulás növekvő térléptékeknél.

2.5. A talajlégzés és az azt befolyásoló tényezők

A talajlégzés fogalma azt a folyamatot jelöli, amelynek során szén-dioxid a talajból az atmoszférába kerül különböző folyamatok (gyökérlégzés, mikrobák lebontó tevékenysége és a talajlakó élőlények légzése) során (Luo és Zhou, 2010). A folyamatnak a fentiek alapján több komponense különíthető el: a gyökérlégzés (autotróf respiráció), valamint az avar és a talaj szerves anyagainak mikrobiológiai lebontása során és a talajban élő szervezetek élettévékenysége által keletkező szén-dioxid diffúziója (heterotróf respiráció) (Hanson et al. 2000). A gyökérlégzés hozzájárulása a teljes talajlégzés mennyiségéhez nehezen meghatározható, nagyjából 50% körül van (Luo és Zhou 2010), de a különböző tanulmányokban 10 és 90% között variál ez az arány (Hanson et al. 2000, Balogh 2009). Globális szinten a legújabb eredmények szerint az összes talajlégzés 42%-a származott a gyökérlégzésből (Jian et al. 2022).

A talajlégzés a globális szénkörforgás fontos eleme, egyes források szerint a legnagyobb (Lu et al. 2021), mások szerint a második legnagyobb fluxusa (Luo és Zhou 2010). Becsült nagyságáról

is megoszlanak a vélemények. Schlesinger (1977) adatai szerint 75 PgC y^{-1} , míg Raich és Schlesinger (1992) 68 PgC y^{-1} -ra becsüli. Nagyságának köszönhetően a globális talajlégzés kismértékű megváltozása is jelentősen befolyásolhatja az légköri széndioxid koncentrációt (Zhou et al. 2014). Kisebb léptékben a talajlégzés tér- és időbeli variabilitása a gyepek nagyobb kiterjedésű foltjainak nettó ökoszisztéma gázcseréjét is befolyásolhatja (Czöbel et al. 2005).

A talajban végbemenő CO_2 -csere elsősorban a hőmérséklettől függ (Lloyd és Taylor 1994, Fang és Moncrieff 2001), azonban olyan társulásokban, ahol a víz limitáló tényező, a talajnedvességet is figyelembe kell vennünk, mint hatótényezőt (Byrne et al. 2005, Saiz et al. 2007). Szemiarid ökoszisztémákban is a talajhőmérséklet a meghatározó, de a talajnedvesség is fontos szerepet játszik a talajlégzés szabályozásában (Lellei-Kovács et al. 2011). Egy másik, ugyanitt végzett vizsgálat szerint, homoki gyepekben, abban az esetben mutatták ki a talajnedvesség hatását a talajlégzésre, ha az előbbi paraméter $2,5\%$ alatt volt (Lellei-Kovács et al. 2008a). Ezen felül a két paraméter együttes hatását is figyelembe kell venni, mivel a talajnedvesség befolyásolhatja a talajlégzés hőmérséklet-érzékenységét egyes ökoszisztémákban (Davidson et al. 1998, Reichstein et al. 2002.). A klimatikus tényezők mellett a biotikus tényezők is fontos szerepet játszanak a talaj légzési aktivitásában, legfontosabb szerepe a gyökereket és a kapcsolt mikrobákat tápanyaggal ellátó fotoszintézisnek van (Tang et al. 2005), de ezen felül lényeges a talaj széntartalma (Fóti et al. 2014) és a földfeletti biomassza mennyisége is (Curiel et al. 2004). Egy adott ökoszisztéma talajlégzés mintázatainak minél pontosabb vizsgálatához széles hőmérsékleti és talajnedvességtartományban szükséges méréseket végezni, ehhez hosszabb távú mérések szükségesek. A hazai vizsgálatok egy jó példa a fülöpházi VULCAN, majd Exdrain kísérletben végzett talajlégzés-mérés (Lellei-Kovács et al. 2008b, Lellei-Kovács et al. 2016).

2.6. A talajlégzés, mint indikátor

Ahhoz, hogy egy ökoszisztéma állapotát és ennek változásait nyomon tudjuk követni, szükség van olyan változókra (indikátorokra), amelyek segítségével előre tudjuk jelezni a változásokat, amelyek kihatnak az ökoszisztéma állapotára. Egy jól működő indikátornak általánosan, több térléptékben használhatónak kell lennie, kapcsolódnia kell az ökoszisztémában zajló fontos folyamatokhoz, figyelembe kell vennie az adott terület jellemzőit, és térbeli variabilitásával jól kell reprezentálnia az ökoszisztémában zajló folyamatokat (Herrick et al. 2002). Ahhoz, hogy az adott változó olyan indikátor legyen, amely kellőképpen érzékenyen reagál az ökoszisztémában zajló tér- és időbeli változásokra, ismerni kell az adott változó működését, variabilitását, azokat a tényezőket, amelyek hatást gyakorolnak rá (Andreasen et al. 2010).

A talajlégzés egy rendkívül összetett és sok léptékben működő biogeokémiai folyamat, amelyre ugyanakkor több biotikus és abiotikus környezeti paraméter is hatást gyakorol (Luo és Zhou 2006). Több komponensből áll (többek között a gyökérlégzést, valamint a mikrobák heterotrofikus aktivitását is magában foglalja), és ezek a komponensek különböző ökoszisztémákban különböző arányokban érvényesülnek (Raich és Schlesinger 2002). Ezek alapján a talajlégzés az ökoszisztémák metabolizmusának jó indikátora lehet, mivel összekapcsolja a föld alatti és földfeletti folyamatokat (Ryan és Law 2005), segítségével az ökoszisztéma egészének működéséről kapunk információt (Lelleiné-Kovács et al. 2008, Balogh 2009, Balogh et al. 2010). Oyonarte et al. (2012) félsivatagi környezetben különböző ökoszisztémákban (erdők és mezőgazdasági területek) tesztelte a talajlégzést, mint az indikátort, és eredményeik alapján a változó jól jellemezte az adott ökoszisztéma állapotát és képes előrejelezni a bekövetkező változásokat.

A talajlégzés esetében a térbeli variabilitás kifejezésére a legegyszerűbb általánosan használt mérőszám a variációs koefficiens ($\text{CV}\%$), amelynek segítségével összehasonlíthatóak a különböző vegetációtípusok a működés megbízhatósága szempontjából. Fóti et al. (2009) nyílt homokpusztagyepben, nedves hegyi réten és üres talajfelszínen mért talajlégzés variációját hasonlította össze, és azt találta, hogy a hegyi réten a legalacsonyabb a $\text{CV}\%$, a legmagasabb pedig a nyílt homoki gyepben. Oyonarte et al. (2012) vizsgálataiban a száraz nyári időszakban az

ökoszisztémák közötti CV% magasabb volt (75-80%), mint az ökoszisztémákon belüli (40-55%), a tavaszi optimum periódusban alacsonyabb volt a CV%, és nem volt szignifikáns különbség az ökoszisztán belüli és ökoszisztémák közötti variabilitásban.

A térbeli variáció másik vizsgálati módszere a geostatistikai elemzés, amely a talajlégzés (és egyéb paraméterek, pl. talajnedveség) jellemző feltételeit adja meg. Az előbb említett vizsgálatban (Fóti et al. 2009) a nyílt homoki gyepekben nagyobb feltételek adódtak mind a talajlégzés, mind pedig a talajnedveség tekintetében, mint a nedves gyepekben.

A növénytársulások működése szorosan kapcsolódik az állomány szerkezetéhez. A szerkezet és a működés kapcsolatának megértését segítik a szünfiziológiai vizsgálatok, amelyek az egyedek összerendeződése révén megjelenő (az egyedi viselkedésekből le nem vezethető) emergens fiziológiai jelenségekkel foglalkoznak (Tuba et al. 1998, Tuba 2007). Az emergens fiziológiai jelenségek a társulás finomléptékű szerkezetének megváltozásával szintén változnak, léptékfüggően, a cönológiai kontextus alakulásának megfelelően (Fóti 2008, 2009). Feltételezhető, hogy a degradációs folyamatok során, az állomány felnyílásával az állomány szerkezete szétesik, a szabályozottság csökkenhet, az emergens fiziológiai jelenségek (és ezzel együtt bizonyos ökológiai szolgáltatások) sérülhetnek, megszűnhetnek (Bartha et al. 2010). A fajgazdagabb állományok gyorsabban alkalmazkodnak a változásokhoz, mikroléptékben stabilabbak, koordináltságuk magasabb. Ugyanazon a társuláson belül is lehetnek különbségek a koordináltság mértékének tekintetében a természetességi, ill. degradáltsági állapot függvényében (Bartha et al. 2008, Virágh et al. 2008). Emiatt nem csak gyepeket vizsgáltam, hanem ugyanabba a társulásba tartozó parlagokat is, amelyek szervezetsége feltételezésem szerint eltér a gyepekétől.

A működés mellett az állományok szerkezetének változásait is nyomon kell követnünk. Erre alkalmas indikátorok lehetnek pl. a Borhidi-féle szociális magatartás-típusok, amelyek segítségével a vegetáció nagyléptékben (nagyobb időtávlatban) zajló dinamikai folyamatait és ezek változásait vizsgálhatjuk. Ez a módszer kevésbé érzékeny, csak az elég robusztus, hosszabb időléptékben a fajkompozícióban fellépő változások vizsgálatára alkalmas. Ezzel szemben a finomléptékű szerkezetet vizsgáló JNP-függvények érzékenyebbek, sokkal hamarabb ki tudják mutatni a gyepekben zajló változásokat. A talajlégzés mintázatai gyorsan változnak egy transzszekten belül is, emiatt az összehasonlításhoz egyéb paraméterek (SWC, hőmérséklet) ismerete is szükséges. A szerkezet és a működés együttes vizsgálatára megoldás lehet, ha a talajlégzés variációját (CV%) korreláltatjuk a JNP-függvényekkel, így, ha a korreláció elég erős, reményeink szerint a cönológiai vizsgálatból következtetni tudunk majd a talajlégzés mintázataira.

2.7. A talajlégzés és a vegetáció kapcsolata

Az abiotikus paramétereken túl a vegetáció is hatással van a talajlégzés nagyságára és mintázatára, a talajlégzés értéke a különböző növényzeti típusokban és az egyes biomokban eltérő (Raich és Schlesinger, 1992). A növényzet többféle paraméteren keresztül fejti ki hatását a talajlégzésre: a mikroklíma, a talajszerkezet, a talaj szervesanyag-tartalmának, valamint a gyökerek aktivitásának megváltoztatásával hat a talajlégzésre. A növényzeti borítás hatására változik a talaj hőmérséklete és nedvességtartalma, a hatás azonban különbözőképpen alakul az egyes vegetációtípusokban (Gates 1980).

A vegetációtípusok széles skáláján, minden kontinensen vizsgálták az összefüggéseket a növényzet típusa és a talajlégzés között. Alpesi gyepekben a vegetáció és a talajtípus is meghatározónak bizonyult a talajlégzés szempontjából (Grand et al. 2016). Egy, a tundrán végzett vizsgálatban azt találták, hogy a vegetáció hatása a talajlégzésre szezonális: télen kismértékben befolyásolja azt, nyáron azonban a vegetáció válik a meghatározó tényezővé (Grogan és Chapin, 1999). A vegetáció típusa nedves gyepekben is hatással van a talajlégzésre (Han et al. 2014). Egy másik, Kínában végzett vizsgálat szerint (Han et al. 2012) a talajnedveség mellett a növényzet a másik fontos faktor a talajlégzés tér-és időbeli

variabilitásának szabályozásában. Fóti et al (2005) eredményei szerint az egyik legfontosabb, gázcsere befolyásoló tényező a felszín növényzettel való borítottságának mértéke. Egy namíbiai gyepekben készült vizsgálat a tűz és a vegetáció hatását vizsgálta a talajlégzésre (Nghalipo és Throop, 2021). Az égetéses kezelés óta eltelt idő nem mutatott összefüggést a talajlégzés értékeivel, ellenben a felszínborítás típusa (üres talajfelszín, gyepevegetáció, cserjék) meghatározónak bizonyult. A legmagasabb talajlégzés értékeket a cserjés foltokban mérték. Következtetésük szerint tehát a tűznek indirekt hatása van a talajlégzésre, a vegetációfoltok elterjedésének befolyásolásán keresztül.

Hazai kutatások is foglalkoztak a vegetáció és a talajlégzés mintázatainak összefüggéseivel. Elsősorban Fóti Szilvia és munkatársainak kutatásai emelhetők ki (Fóti 2008, Fóti et al. 2010, Fóti et al. 2016), amelyek mellett, hogy feltárták a talajlégzés és talajvíz-tartalom foltmintázatait, kapcsolatot mutattak ki a szünfenetikai és szünfiziológiai karakterisztikus léptékek (a CO₂-gázcsere szórásának minimumával és maximumával jellemezhető foltméretek) között. Eredményeik többek között arra utalnak, hogy a domináns fajok által kialakított vegetációs szerkezet lehet felelős az állományfoltok szabályozott gázcserejéért.

2.8. A klímaváltozás hatása a talajlégzésre

Ma már tudományos konszenzus van a globális klímaváltozás legfontosabb kérdéseiben. A klímamodellek jelentős változásokat jeleznek: többek között a szárazföldek és óceánok átlaghőmérsékletének emelkedését és az extrém időjárási események (kánikula, aszály, áradások) gyakoriságának növekedését (IPCC 2018).

A globális klímaváltozás ökoszisztémákra gyakorolt hatásainak feltárása a 21. század egyik fő kutatási kihívása (Metcalfé et al. 2011). Mivel a talajlégzés a teresztris ökoszisztémákból származó CO₂ egyik legjelentősebb forrása, így kulcsszerepe van a klímaváltozás szempontjából. A talajhőmérséklet befolyásolja a talajlégzést, így feltételezhető, hogy a hőmérséklet emelkedésével a talajlégzés is növekvő tendenciát mutat. Kísérletekben több vegetációtípus tekintetében ki is mutatták a talajlégzés emelkedését a hőmérséklet növekedésének hatására (Rusted et al. 2001, Schindlbacher et al. 2012).

A klímaváltozás hatására bekövetkező hőmérséklet-emelkedés, a csapadékviszonyok átrendeződése és az aszályos időszakok hosszának növekedése felerősítheti a degradációs folyamatokat. Egy szemi-arid környezetben folytatott vizsgálat (Rey et al. 2010) szerint a degradáció befolyásolja a talajlégzés szezonális dinamikáját, ez pedig jelentős negatív hatással van az ökoszisztéma működésére. Hegyi gyepek esetében is kimutatták, hogy a gyepek degradációja szignifikánsan csökkentette a vegetációs periódusban mért talajlégzést és az éves átlagos talajlégzést is (Wen et al. 2018).

Azonban nem csak közvetlen, hanem közvetett hatások is hozzájárulhatnak a talajlégzés növekedéséhez, több folyamat együttes hatására (Shaver et al. 2000). A klímaváltozás következtében megváltozhat többek között a növények fenológiája, fotoszintetikus aktivitása és növekedése, a talajban hozzáférhető nitrogén mennyisége, csökkenhet a talajnedvesség (Luo és Zhou 2010).

A változások először a gyepek szerveződése szempontjából lényeges néhány cm-től néhány m-ig terjedő léptékben jelentkeznek (Fóti 2008), ezért fontos a finomléptékű szerkezeti és funkcionális változások vizsgálata, ami lehetővé teszi a káros folyamatok korai felismerését.

1. táblázat. A vizsgálati területek környezeti paramétereit és talajtani jellemzőit

Terület	Battonya	Bugac	Esztergom - lősz	Esztergom - homok	Fülöpháza	Gönyű	Kunpeszér	Magyarszom- batfa	Mórahalom	Nagyrákos	Szalafő	Tece	Tiszaalpár
Koordináta	N46.35871, E020.97787	N. 46.69230 E019.60069	N 47.70903 E017.79101	N47.74932, E018.76912	N46.86402, E019.42096	N47.71494, E017.78588	N47.01965, E019.31795	N46.76920, E016.33063	N46.18308, E019.89968	N46.83320, E016.45719	N46.86746, E016.35283	N47.70202, E019.22617	N46.77632, E019.97320
Tengerszint feletti magasság (m)	99	140	157	157	130	124	98	225	89	220	249	140	103
Évi átlaghőmérséklet(°C)	10,6	10,5	10,5	10,5	10,4	10,2	12,9	10,1	11,3	10,1	10,1	10,3	11,5
Vegetációtípus	lőszgyep	homoki legelő	lőszgyep	nyílt homokpusztagyep	nyílt homokpusztagyep	nyílt homokpusztagyep	homoki sztyepprét	mocsárrét	homoki sztyepprét	mocsárrét	mocsárrét	nyílt homokpusztagylőszgyep	
Éves átlagos csapadék (mm)	600	500	551	551	500-550	525	520	777	577	777	777	550	500-550
Talajtípus (FAO, 1988)	csernozjom	csernozjom típusú homok	csernozjom	homok vázталaj	homok vázталaj	homoktalaj	réti talaj	réti talaj	homoktalaj	réti talaj	réti talaj	homok vázталaj	csernozjom típusú homok
Talaj pH _{KCl}	5,07		7,04	7,01	7,81	7,79	7,54	4,87	7,32	5,52	4,56	7,65	7,36
Térfogatsűrűség (g/cm ³)	1,64		1,56	1,32	1,25	1,25	1,64	1,63	1,59	1,70	1,63	1,27	1,56
Agyagtartalom (m/m%)	26,45		3,17	5,74	2,96	2,83	13,20	10,75	3,34	27,60	26,80	3,20	16,78
TOC (m/m%)	3,02			1,63	0,41	1,34	4,13	1,51	3,14	3,26	2,67	0,70	2,67
Kezelés	kaszálás, évente egyszer	legeltetés	nincs	nincs	alkalmanként i legeltetés (juh)	felhagyott katonai terület, nincs kezelés	legeltetés/kasz álás	kaszálás, évente egyszer	alkalmankénti kaszálás/legeltetés	kaszálás, évente egyszer	kaszálás, évente egyszer	alkalmankénti legeltetés (juh)	kaszálás, évente egyszer

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. Vizsgált területek

Vizsgálataimat 2014 és 2019 között az ország különböző pontjain, összesen 12 mintaterületen (Battonya, Bugac, Esztergom, Fülöpháza, Gönyű, Kunpeszér, Magyarszombatfa, Mórahalom, Nagyrákos, Szalafő, Tece, Tiszaalpár) végeztem, lefedve ezzel több vegetációtípust (homokpusztagyeppek, homoki sztyepprétek, löszgyepek, mocsárrétek), annak érdekében, hogy az eredmények minél inkább általánosíthatók legyenek (az egyes mintaterületek éghajlati- és talajviszonyait az 1. táblázatban foglaltam össze).

A méréseket gyepekben végeztem, emellett Battonya, Fülöpháza, Kunpeszér, Mórahalom és Tiszaalpár mintaterületeken parlagokon is készültek felvételek és mérések. Összesen 190 db transzszekt került felvételezésre, ebből 144 db készült gyepekben, 42 db parlagokon, ezen felül Battonyán 1 db transzszektet vettem fel és mértem szántón, illetve 3 db-ot vetett gyepen. A méréseket kiterjesztettem a teljes vegetációs periódusra (márciustól novemberig), hogy képet kapjak a talajlégzés éven belüli változásairól. A mérések 2014-2019 között folytak, így az évek közötti variációt is vizsgálni lehet. A 2. és a 3. táblázatban foglaltam össze a transzszektek időbeli eloszlását és darabszámát az egyes mintaterületeken.

2. táblázat. Gyepekben és parlagokon felvett transzszektek száma az egyes mintaterületeken

helyszín	gyeptranszszekt (db)	parlagtranszszekt (db)
Battonya	27	14
Bugac	2	0
Esztergom	6	0
Fülöpháza	26	8
Gönyű	12	0
Kunpeszér	12	2
Magyarszombatfa	4	0
Mórahalom	13	7
Nagyrákos	2	0
Szalafő	4	0
Tece	18	0
Tiszaalpár	18	11

3. táblázat A mérések időbeli eloszlása az egyes mintaterületeken

év	hónap	Battonya	Bugac	Esztergom	Fülöpháza	Gönyű	Kunpeszér	Magyarszombatfa	Mórahalom	Nagyrákos	Szalafő	Tece	Tiszaalpár
2014	május	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	június	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
	július	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
2015	április	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	május	6	0	0	4	0	0	2	0	2	2	1	4
	június	2	1	0	0	0	2	0	7	0	0	0	2
	július	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
	augusztus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
	szeptember	2	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	2
	október	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	március	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
	április	0	0	0	7	0	2	0	3	0	0	1	2
	május	6	0	3	4	0	0	0	0	0	0	0	1
	június	0	0	0	0	6	0	0	8	0	0	0	0
	július	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	augusztus	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0
	szeptember	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4
	október	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
	november	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
	2017	március	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
április		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0
május		0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
augusztus		0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	május	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	június	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
	július	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
2019	május	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0

A 15 m-es lineával kapott florális diverzitás-mintázatok módszertani értékeléséhez felhasználtam olyan adatsorokat (52 m-es transzszektek), amelyek nem a jelen vizsgálat keretében készültek, ezen transzszektek adatait a 4. táblázat tartalmazza.

4. táblázat. A 15 m-es lineával kapott florális diverzitás-mintázatok módszertani értékeléséhez felhasznált adatsorok adatai

ábra száma	helyszín	időpont	felvételező
28. ábra	Battonya, ősgyep	2013.05.15-16.	Virág Klára, Zimmermann Zita
30. ábra	Battonya, ősgyep	2011-2022	Zimmermann Zita, Szabó Gábor
28. ábra	Battonya, első éves parlag	2016.05.27.	Bartha Sándor
29. ábra	Battonya, parlag	2011-2022	Bartha Sándor, Házi Judit, Purger Dragica, Csete Sándor, Kun Róbert
31. ábra	Csévharaszt	2004-2021	Bartha Sándor, Zimmermann Zita, Szabó Gábor, Házi Judit
28. ábra	Fülöpháza	2021.05.09.	Bartha Sándor
28. ábra	Gönyű	2017.06.13.	Bartha Sándor
28. ábra	Tiszaalpár	2013.10.14-15.	Csathó András István
28. ábra	Virágos-völgy, Erdély	2003.05.30-06.01.	Ruprecht Eszter

3.1.1. Battonya

A mintaterület a battonya-tompapusztai Külső-gulya löszgyepen (Tompapusztai-löszgyep) helyezkedik el. A 20,9 ha-os, fokozottan védett löszgyep az ország egyik legnagyobb kiterjedésű, ősi, jelentős természetvédelmi értéket képviselő löszpusztarét-állománya (Csathó és Csathó 2007, 2009). A battonya-tompapusztai löszgyep természetközeli állapotban való fennmaradása a tájban elfoglalt különlegesen védett helyzetének és az évszázadokon át feltehetően folyamatos és rendszeres extenzív legeltetésnek köszönhető (Bartha et al. 2016). A hagyományos legeltetés azonban az 1960-as évek végén megszűnt, azóta rendszerint évente egyszer kaszálják a gyepet. A terület jellegzetessége a magyar földikutya [*Nannospalax (leucodon) hungaricus*] jelenléte, amely korábbi vizsgálataink szerint (Zimmermann et al. 2014) pótolni képes a legeltetés okozta természetes zavarást, így nagy szerepe van a gyep diverzitásának fenntartásában. A Külső-gulya löszgyepet 1989-ben nyilvánították védetté, majd 1997-ben fokozottan védett státuszt kapott. A gyep szomszédságában 2009-ben felhagyásra került egy 26,77 ha-os szántó, ahol azóta is a parlagszukcesszió rendszeres monitorozása zajlik (Bartha et al. 2011). A parlag egy részén szénaréhordással felülvetést végeztek. A terület a Körös-Maros Nemzeti Park része.



1. kép. A battonyai mintaterület állományképe

3.1.2. Bugac

A bugaci területen vizsgált állomány homoki szárazlegelő (*Cynodonti-Festucetum pseudovinae*, Borhidi és Sánta 1999), amely a legeltetés hatására létrejött másodlagos társulás. A gyepek gyakori fajai a névadókon kívül elsősorban a legeléshez adaptálódott szúrós-tövises kétszikűek (*Ononis spinosa*, *Eryngium campestre*), a *Poa bulbosa*, *Bromus mollis*, *Carex stenophylla* és a *Cerastium semidecandrum*. A terület legeltetése közepes intenzitású, nagyjából 20 éve folyamatos, bár az utóbbi évtizedben csökkenő intenzitású (Fóti 2008).



2. kép. A bugaci mintaterület állományképe

3.1.3. Esztergom

A mintaterületünk az Esztergom mellett fekvő Strázsa-hegyen található. A terület egykor lőtérként funkcionált, ezért viszonylag érintetlenül megőrizte természeti értékeit. A katonai hasznosítás felhagyása után a terület fokozott védeltséget kapott, a Duna-Ipoly Nemzeti Park része lett. Különleges növényföldrajzi helyzetéből adódóan (az Alföldet és a Kisalföldet köti össze) flórája rendkívül gazdag (Bauer 1996). Nyílt homokpusztagyepi (*Festucetum vaginatae*) és lösz sztyeprét társulásokból egyaránt vettünk mintát.



3. kép. Az esztergomi mintaterület állományképe

3.1.4. Fülöpháza

A mintaterület a Kiskunsági Nemzeti Park területén található, nyílt homokpusztagyep (*Festucetum vaginatae*) társulásban. A viszonylag fajszegény, alacsony borítású vegetáció domináns fajai a *Festuca vaginata* és a *Stipa borysthénica*, jellemzői fajai még az *Alkanna tinctoria*, az *Euphorbia seguieriana*, a *Fumana procumbens*, és egyes egyéves fajok (*Holosteum umbellatum*, *Polygonatum arenaria*, *Salsola kali*) (Kovács-Láng et al. 2000). Részben klimatikus okok, részben pedig a terület korábbi intenzív legeltetése miatt mozgó homokbuckákat is találunk a területen. Ma már csak alkalmankénti legeltetés folyik, nincs aktív természetvédelmi kezelés.



4. kép. A fülöpházi mintaterület állományképe

3.1.5. Gönyű

A gönyűi mintaterület egy működő katonai lőtérrel található, erdőssztyepp foltokkal mozaikoló nyílt homokpusztagyepi társulásban. A homokpusztagyeppek esetében két, egymástól eltérő állománytípus különíthető el, amelyek között átmenetek is vannak. A természetes vegetációmozaikba illeszkedő elsődleges, zártabb gyepek kisebb kiterjedésűek, fajgazdagok, általában a homokbuckák tetején találjuk meg őket. A másodlagos nyílt felszíneken (amelyek az egykori katonai használat során képződtek) a relatív fajszegénység, a homogén megjelenés és az egyes foltok nagyobb kiterjedése jellemző (Király et al. 2015). A terület 1977 óta védett, legeltetéssel hasznosítják (Bartha et al. 2011).



5. kép. A gönyűi mintaterület állományképe

3.1.6. Kunpeszér

A vizsgálati terület a Kiskunsági Nemzeti Parkban található, Kunpeszér mellett. A vizsgált fajgazdag rétsztyepp társulás átmenetet képez a kékperjés láprétek és a zárt homoki sztyepprétek között. Domináns faja a *Molinia caerulea*, több orchidea faj, illetve sok további védett faj élőhelye (Vadász et al. 2016, Balogh et al. 2018). A terület egy részét kaszálóként, más részeit szarvasmarha-legelőként hasznosítják, egyes részeit pedig a kétféle kezelés kombinációjával, a minél optimálisabb természetvédelmi kezelés megvalósítása érdekében.



6. kép. A kunpeszéri mintaterület állományképe

3.1.7. Mórahalom

A Csipak-semlyék Mórahalomtól délre elhelyezkedő 91 ha kiterjedésű, mélyfekvésű gyepterület, a Körös-Maros Nemzeti Park része. A semlyékek a homoktalajokon, a buckák közötti mélyedésekben kialakuló, általában üde gyepekkel (láprétek, magassásosok, zombékosok) jellemezhető laposok, amelyek sok védett növényfajnak adnak otthont. A semlyéket a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága haszonbérletbe adja, kaszálással és legeltetéssel kezelik (Aradi et al. 2007). Mintaterületünk egy *Chrysopogon gryllus* által dominált homoki sztyeppréti állományban helyezkedik el.



7. kép. A mórահalmi mintaterület állományképe

3.1.8. Őrségi mintaterületek (Magyarszombatfa, Nagyrákos, Szalafő)

A fent felsorolt három mintaterület egymáshoz viszonylag közel helyezkedik el, így éghajlati és talajtani jellemzőik is nagyon hasonlóak, ezért itt együtt tárgyaljuk őket. Mindhárom területre fajgazdag mocsárrét vegetáció jellemző (*Alopecuro-Arrhenatheretum*) (a magyarszombatfai terület részletesebb ismertetését ld. Szépligeti et al. 2018). A területek az Őrségi Nemzeti Parkhoz tartoznak, kezelésük korábban évi kétszeri kaszálással és sarjülegeltetéssel, ma már csak évi egyszeri kaszálással történik.



8. kép. A magyarszombatfai mintaterület állományképe

3.1.9. Tece

A terület Vácrátóton, a település szélén található, fő növénytársulása a *Festucetum vaginatae* nyílt homokpusztagyep. A fülöpházi gyephez hasonlóan itt is a *Festuca vaginata* és a *Stipa borythenica* alakítja ki a társulás mátrixát, közöttük pedig kétszikű évelők és egyéves fajok élnek. Jelentős a moha- és zuzmóréteg borítása is. A nyílt homokpusztagyep mellett a *Festuca wagneri* alkotta, zártabb állományok is megtalálhatók a területen (Bartha et al, 2006). A területet korábban (kb. az 1960-as évekig) legeltették, amely a leírások szerint igen nyílt, sok helyen üres talajfelszínnel tarkított állományképet eredményezett. Ma már nem folyik legeltetés a területen.



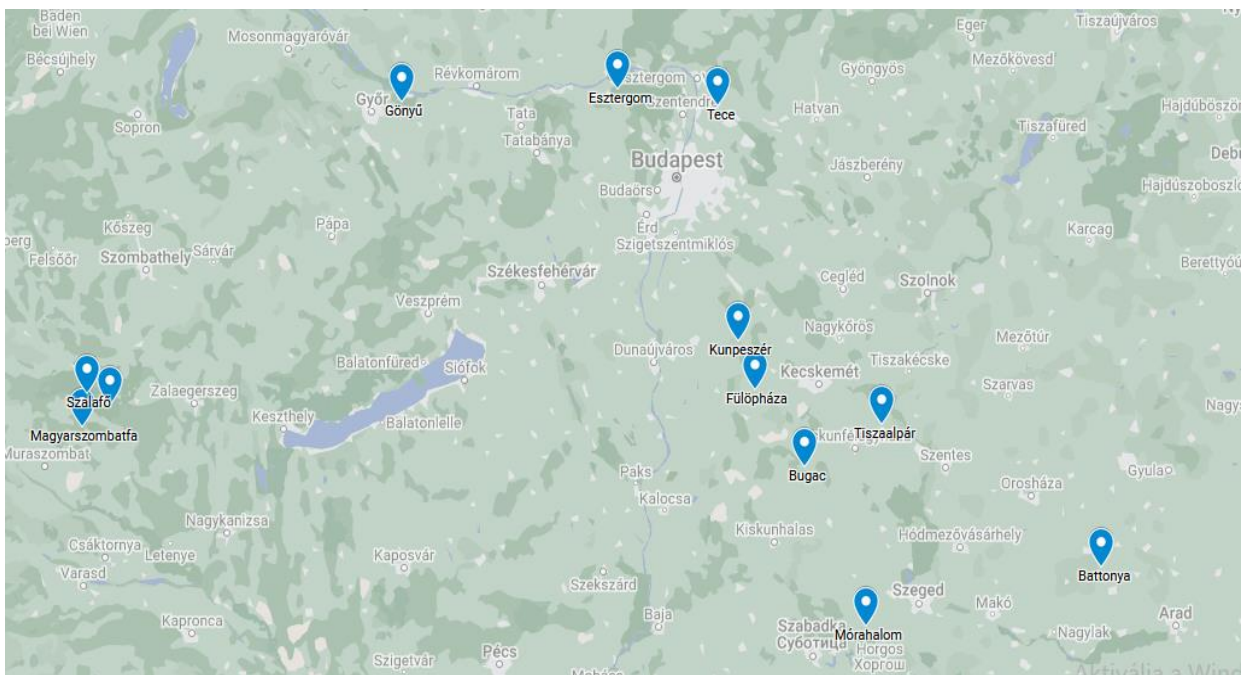
9. kép. A tecei mintaterület állományképe

3.1.10. Tiszaalpár

A Duna-Tisza közén, Tiszaalpár határától mintegy 4 km-re DNY-ra fekszik a mintaterületként szolgáló másodlagos löszgyep és a vele határos parlag, melyet utoljára 2008-ban műveltek, akkor kukoricával vetették be (Komoly et al. 2012). Talaját földrajzi elhelyezkedéséből adódóan (Pilis-Alpári-homokhát és a Kiskunsági-löszöshát találkozásánál fekszik) lösz és homok eltérő arányú keveréke alkotja. Löszgyep jellegű vegetációjának domináns fajai a *Festuca pseudovina*, a *Koeleria cristata*, a *Poa angustifolia* és a *Cynodon dactylon*, a kétszikűek közül a *Galium verum*, a *Salvia austriaca*, az *Achillea setacea* és a *Veronica prostrata* a legjellemzőbbek. A területet juhokkal legeltetik, valamint kaszálják.



10. kép. A tiszalipári mintaterület állományképe

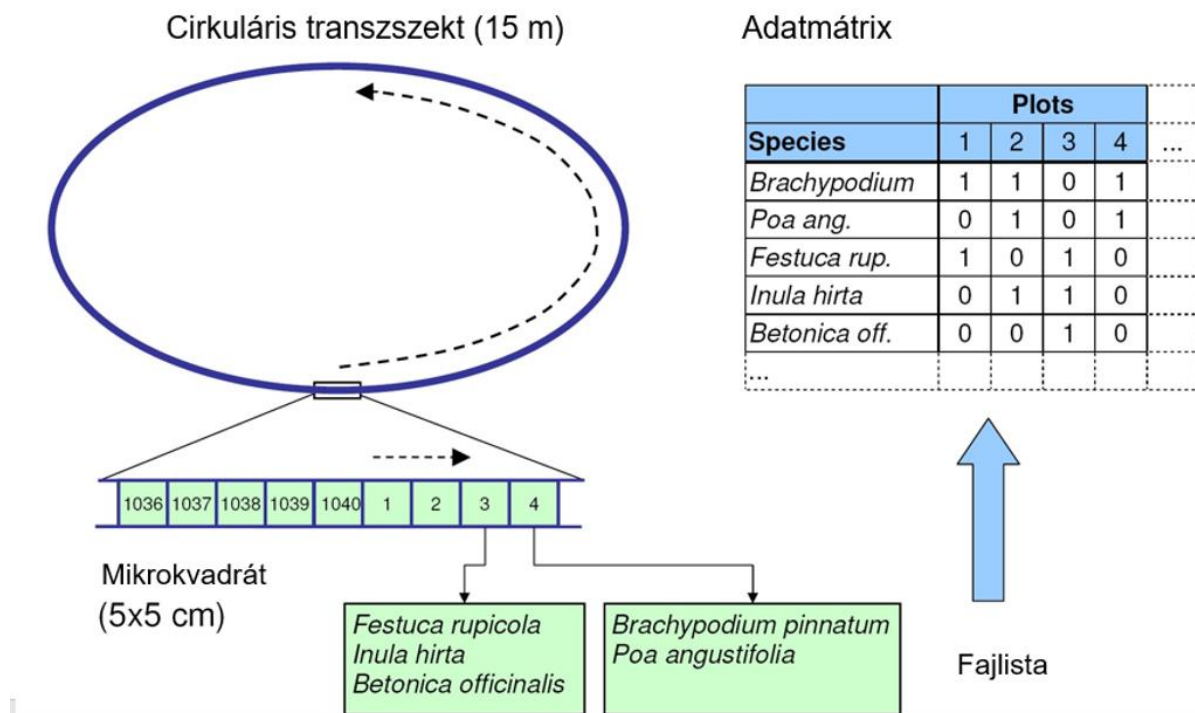


11. kép. A vizsgálati területek elhelyezkedése

3.2. Mikrocönológiai mintavétel

A mintavételezés 15 m hosszú, 4,77 m átmérőjű cirkuláris transzszektek mentén történt. A megfelelő reprezentálhatóság érdekében minden egyes mintaterületeken egy lehetőség szerint leginkább homogén foltba helyeztük le a transzszektet, hogy a vegetáció heterogenitása ne okozzon felesleges variációt.

A transzszektekben két léptékben kerültek felvételezésre az ott gyökerező edényes növényfajok, valamint feljegyzésre került a mohák és zuzmók, valamint az avar jelenléte is, utóbbi abban az esetben, ha a borítása az adott mikrovadrátban meghaladta az 50%-ot. Az egyik térlépték az 5x5 cm-es mikrovadrátok léptéke volt (300 db mikrovadrát), a másik pedig a 10x10-es (150 db mikrovadrát). Utóbbihoz két szomszédos mikrovadrátot együtt vizsgáltunk (5x10 cm), majd ezt kiegészítettük 10x10 cm-re és az eredeti két mikrovadrátban talált fajoktól eltérő, új fajokat jegyeztük fel.



2. ábra. A mikrocönológiai mintavétel elrendezésének sematikus ábrája, valamint a fajkombinációk értelmezése.



12. kép. A lineáris transzszekt elhelyezése a gyeppen. A színes jelölések az 5x5 cm-es mikrokvadrátokat jelölik.

3.3. Ökofiziológiai mérések

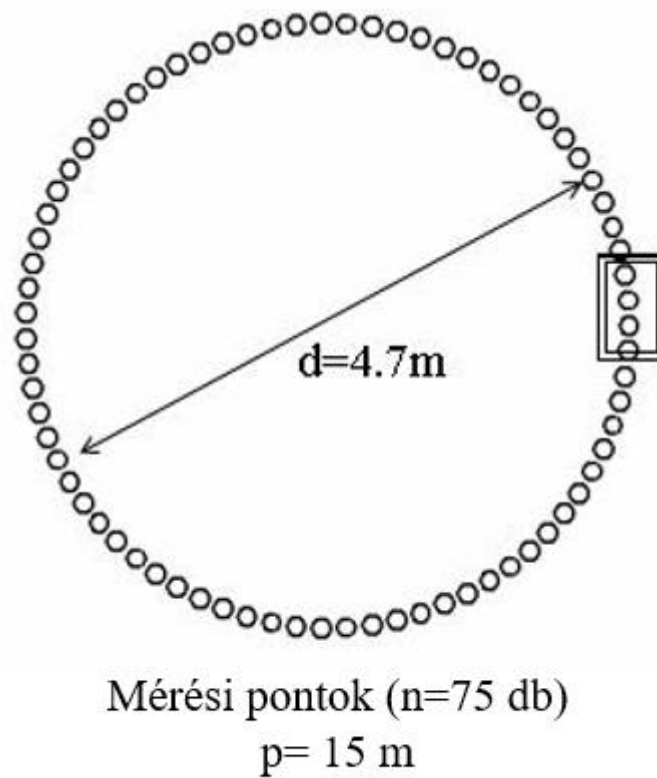
Az ökofiziológiai méréseket a Fóti Szilvia által kidolgozott módszertan segítségével végeztem (Fóti 2008), amelynek segítségével transzszektek mentén, nagy ismétlésszámú mintavétellel gyűjthetünk adatokat a talajlégzés térbeli mintázatainak vizsgálata érdekében.

A talajlégzés és a kiegészítő paraméterek (SWC, Ts) mérését 75 pozícióban végeztük a cirkuláris transzszekt mentén (3. ábra). A cirkuláris transzszekt használatával azonos mintaelemszámot állíthassuk elő a mintavétel egyes térsorozati lépéseire, illetve nagyobb mintaelemszám mellett is a vizsgált állományfoltban tudunk maradni (Fóti 2008). A transzszekt kezdőpontja adta az első pozíciót, ettől számítva 20 cm-enként helyezkedtek el a mérési pontok. Ez az elrendezés lehetővé teszi nagyszámú mérés elvégzését a térbeli variáció vizsgálata érdekében, a lehető leghatékonyabb és legkevesebb zavarással járó módon (Fóti et al 2016). A mérést igyekeztünk kb. 1,5 óra alatt elvégezni, elkerülve a hőmérséklet nagymértékű változását és egy esetleges csapadékesemény hatásait.

A mikroökológiai felvételezés elvégzése után minden pozícióban egy 15 cm átmérőjű körben levágtuk a föld feletti biomasszát. A levágott biomasszát 80 °C-on 48 órán keresztül szárítószekrényben szárítottuk, majd századgrammnyi pontossággal mértük le a tömegét.

A vágás után 1,5 órával kezdtük meg a mérést, annak érdekében, hogy eltűnjön a direkt zavarás hatása. A talajlégzés méréséhez zárt kamrás műszert használtunk (EGM4, PPSystems, Amesbury, USA). A mérés során nem alkalmaztunk gyűrűt, a talaj és a vegetáció zavarásának minimalizálása érdekében (Davidson et al. 2002), és állandó mintavételi helyeket sem alakítottunk ki, hasonló okokból. A talaj hőmérsékletét 0-10 cm-es mélységben mértük. A

talajnedvesség mérését FieldScout TDR300 műszer segítségével (Spectrum Technologies, IL-USA) végeztük, 7,6 cm-es szenzor használatával.



3. ábra. Az ökofiziológiai mintavétel sematikus rajza. Minden kiskör egy mérési pontot jelöl. (Fóti et al. 2016 alapján, módosítva.)



13. kép. A talajlégzés mérése



14. kép. A mintavételi transzszekt és a biomassza-minták gyűjtése

3.4. Adatelemzés

Az adatok elemzését R statisztikai programcsomag segítségével végeztem (R Core Team 2020). A DOY (day of the year) kiszámításához a „lubridate” programcsomagot használtam (Grolemund és Wickham 2011).

A transzszektek cönológiai elemzéséhez a Borhidi-féle szociális magatartás-típusokat (SBT) használtam fel (Borhidi 1995). Annak érdekében, hogy az egyes cönológiai felvételek, illetve a lineák egymással összehasonlíthatóak legyenek, az egyes felvételek összborítását 100%-ra számoltam át, ennek érdekében a felvételben lévő fajok borítását megszoroztam 100-zal és elosztottam a kvadrát összborításával. Így a fajok között mért dominanciaviszonyok változatlanok maradtak. A fajok borításából átlagot számoltam a 75 kiskörből és hozzárendeltem az átlaghoz az SBT értékeket, majd összegeztem az adott SBT kategóriához tartozó átlagolt borításokat.

A florális diverzitás elemzését a Juhász-Nagy Pál-féle modellek alkalmazására kifejlesztett programcsomag, a „comspat” használatával végeztem (Tsakalos et al. 2022). A florális diverzitás értékek kiszámítása növekvő kvadrátméret mellett történt, több mikrokvadrát összevonásával, az alábbi 16 lépésben: 1,2,3,4,5,6,8,12,20,26,34,70,140 és 299 mikrokvadrát. A florális diverzitás kiszámításához optimális fajszám megállapítása érdekében több frekvencia-küszöbérték mellett vizsgáltam a diverzitás értékeit: az összes fajjal; az 1%-nál nagyobb frekvenciával rendelkező fajokkal (a 300 db mikrokvadrát 1%-a 3 db, így a 3 és az ennél nagyobb frekvenciával rendelkező fajokkal számoltam); a 2%-nál nagyobb (≥ 6 db előfordulás) frekvenciával rendelkező fajokkal; a 3%-nál nagyobb frekvenciával (≥ 9 db előfordulás) rendelkező fajokkal; valamint az 5% nál nagyobb frekvenciával (≥ 15 db előfordulás) rendelkező fajokkal. Az ezen fajok által alkotott fajkombinációkból került kiszámítására a florális diverzitás.

A különböző fajszámokkal számolt florális diverzitás és a talajlégzés cv%-ának összefüggését lineáris regresszió segítségével vizsgáltam az alábbi térléptékekben: 5 cm, 10 cm, 15 cm, 20 cm, 25 cm, 30 cm, 40 cm és 50 cm. Az illeszkedés jóságának meghatározását az R^2 értékek összehasonlításával végeztem.

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

4.1. A transzszektek cönológiai és társulásszerkezeti szempontú értékelése

4.1.1. Az egyes mintaterületek cönológiai értékelése az SBT értékek alapján

A Borhidi-féle szociális magatartás-típusok (SBT) alkalmasak a gyepek nagyobb léptékű szerkezetének és fajösszetételének vizsgálatára, a gyepek állapotának értékelésére (Penksza et al. 2010). Az egyes kategóriák borítási értékeiből és ezek változásaiból következtethetünk pl. az egyes kezelési módok (kaszálás, legeltetés) hatásaira, és lehetővé válik a különböző beavatkozások természetvédelmi szempontú értékelése (Penksza et al. 2009, Szentés et al. 2009).

A következőkben a mikroléptékű felvételek értékelem a szociális magatartástípusok segítségével, a gypállományok szerveződésének és dinamikájának vizsgálata céljából.

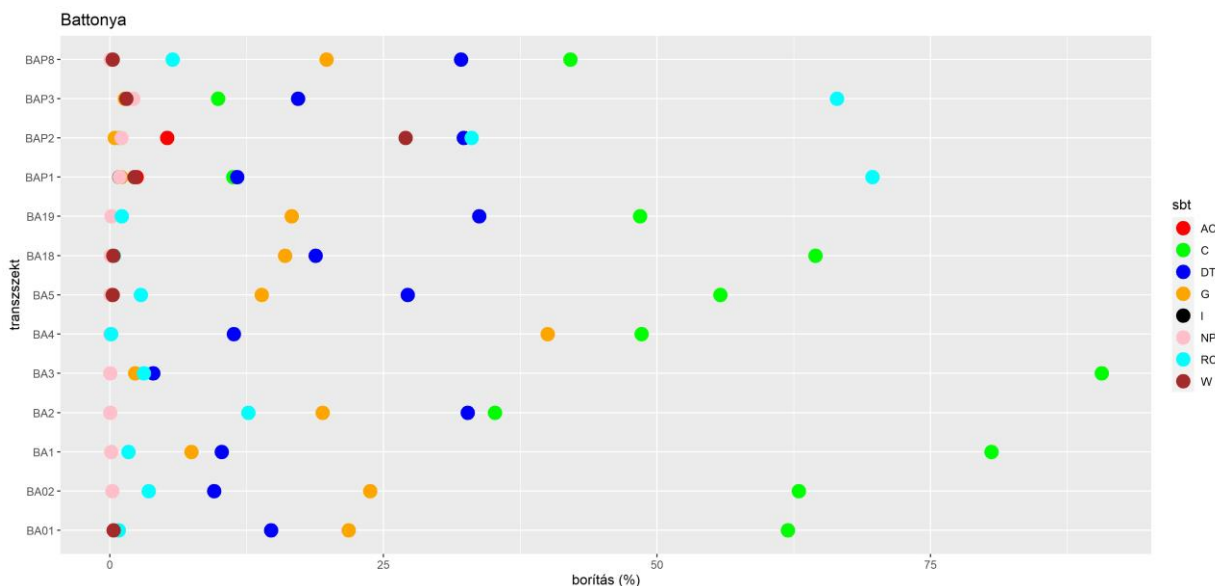
A **battonyai** mintaterületen készült transzszektekben felvett fajok SBT értékek alapján történő csoportosítása a 4. ábrán látható. 2014. júniusában készült BA01 és BA02 lineák esetében a Borhidi-féle szociális magatartástípusok felhasználásával készült elemzés cönológiai szempontból hasonló viszonyokat tár fel. A BA01 linea által reprezentált foltban meghatározó mennyiségben, összesen 61,9%-os részesedéssel voltak jelen kompetitor fajok, ezek közül a legnagyobb mennyiségben a *Festuca valesiaca* (50,46% ± 35,05.) A magas átlagos részesedéshez magas szórás is tartozik, vagyis az egyes mintavételi egységekben a faj részesedése tág határok között (0-99% között) változott. Azokon a mérési pontokon, ahol a *Festuca* alacsonyabb mennyiségben volt jelen, számos esetben a szintén kompetitor típusba sorolható *Alopecurus pratensis* helyettesíti, (11,48% ± 19,14). A két faj együttes részesedése a 75 mérési pontból 37 esetben haladta meg a 70%-ot, ezáltal a gyp növényzetének domináns fajai közé sorolandóak. A zavarástűrő fajok közül a tejoltó galaj (*Galium verum*) fordul elő (6,84% ± 9,89) a leggyakrabban, amely szálanként számos mérési pontban megjelenik. Szintén ebbe a fajcsoportba tartozik a ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*) is, amely 16 esetben jelent meg a transzszektekben (6,22% ± 16,34). A gyp gyakori kísérőfaja a korai sás (*Carex praecox*) amely 59 esetben fordult elő (7,80% ± 10,68). A generalista fajok közül a sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*) 30 mérési ponton található meg a cönológiai felvételekben (11,41% ± 20,91). A magas szórás jelzi, hogy a faj borításának térbeli mintázata nem kiegyenlített, a felvételek több mint felében a faj nem fordul elő, néhány felvételben azonban 80%-nál nagyobb részesedéssel jelenik meg. Korábban publikált vizsgálataimban már bemutattam, hogy a faj által kolonizálható élőhelyfoltok megjelenése nagyban kötődik a földikutya túrások megjelenéséhez és szukcessziós dinamikájához (Zimmermann et al. 2014).

A BA02 transzszekt esetében még mindig elenyésző, azonban valamivel magasabb a ruderális kompetitorok aránya (3,52%), melyet az *Elymus repens* megjelenése okoz (3,29% ± 6,2). A kompetitor fajok részesedése 62,94%, ezek közül továbbra is a *Festuca valesiaca* a leggyakoribb (60,84% ± 24,14), míg az *Alopecurus* részesedése kisebb volt (2,09% ± 6,33). A generalista fajok összes részesedése (23,78%), ezek közül a *Teucrium* mellett (10,48% ± 14,02) nagyobb mennyiségben jelenik meg a *Fragaria viridis* (4,18% ± 50,7). A zavarástűrő fajok (9,51%) közül gyakori a *Galium verum* (6,39% ± 7,18), a *Salvia nemorosa* (1,29% ± 4,49), illetve kisebb mennyiségben, de számos mérési ponton található meg a *Poa angustifolia* (1,03% ± 1,73).

A 2015 májusában készített BA1 és BA2, BA3, BA4, BA5 lineák közül a BA1 transzszekt esetében a kompetitorok részesedése meglehetősen magas volt (80,56%), melyet elsősorban a *Festuca valesiaca* dominanciája (76,84% ± 23,72), illetve kisebb részben az *Alopecurus pratensis* megjelenése (3,71% ± 7,79) alakít ki. A generalista fajok 7,44%-kal voltak jelen. Az

előző évben felvett lineáktól eltérően a *Teucrium chamaedrys* ebben a transzszektben nem fordult elő, a kategória leggyakoribb fajai a *Carex praecox* (2,93% ± 6,76), illetve a *Fragaria viridis* (3,45% ± 9,51) volt. A zavarástűrő fajok mennyiségéhez (10,21%) nagyobb részben járul hozzá a *Galium verum* (6,71% ± 8,8) illetve a *Salvia nemorosa* (1,78% ± 10,61). A ruderalis kompetítorok kategóriájában (1,67%) az *Elymus repens* jelenik meg.

A BA2 linea szociális magatartástípusok szerinti elemzése alapján eltér a többi ősgyep lineától, ugyanis ez esetben a kompetítor fajok részesedése lecsökken (35,18%), a zavarástűrő (32,68%), illetve a ruderalis kompetítor (12,65%) fajok mennyisége megnő. A *Festuca valesiaca* jelenléte továbbra is meghatározó, azonban a faj kisebb átlagos részesedéssel jelenik meg (30,86% ± 30,48). A faj visszaszorulása nyomán kialakuló tér egy részét az *Alopecurus pratensis* tölti ki (18,51% ± 4,7). A zavarástűrő fajok közül nagy mennyiségben van jelen a *Galium verum* (27,92% ± 14,47) és a *Poa angustifolia* (3,7% ± 6,39). A generalista fajok mennyiségét (19,43%) legfőképpen a *Teucrium chamaedrys* (14,41% ± 14,81) és a *Carex praecox* (4,3% ± 7,85) alakítja ki. Előbbiek alapján a transzszekt egy földikutyák által korábban erősen túrt területre került elhelyezésre, ezért az innen származó adatok kevésbé jellemzőek az ősgyepre.



4. ábra. A fajok borításainak SBT kategóriák szerinti megoszlása a battonyai mintaterületen felvett transzszektben

A BA3 linea esetében szembevető a kompetítorok magas aránya (90,64%), ezek közül a *Festuca valesiaca* (78,84% ± 26,98) illetve az *Alopecurus pratensis* (11,76% ± 22,16) volt meghatározó. A zavarástűrő fajok közül (3,94%) egyedül a *Galium verum* ért el 1% fölötti részesedést (3,45% ± 6,6). Hasonló mennyiségben voltak jelen a ruderalis kompetítorok (3,09%), a *Cynodon dactylon* (2,66% ± 10,54). A generalista fajok az előző két kategóriánál is kisebb arányban (2,29%) voltak jelen, melyek közül egyedülként a *Carex praecox* haladta meg az 1%-nál nagyobb részesedést (1,31% ± 2,91).

A BA4 linea fajösszetételében ismételten dominánsként jelennek meg a kompetítorok (48,58%), melyből a *Festuca valesiaca* (46,33% ± 28,35), ezenkívül kis mennyiségben előfordul az *Alopecurus pratensis* (0,84% ± 2,39) illetve a *Bromus inermis* (1,39% ± 3,33). A generalisták nagyobb arányban (39,98%) voltak jelen, melyek közül a legfontosabb fajnak a *Teucrium chamaedrys* (36,98% ± 26,49) mutatkozott, de ezenkívül 1%-os részesedésnél nagyobb mennyiségben volt jelen a *Carex praecox* (2,08% ± 3,86) is. a zavarástűrő fajok összesített részesedése 11,31% volt, melyek közül jelentősebb részesedéssel a *Galium verum*

(8,83% ± 9,23) és a *Salvia nemorosa* (1,18% ± 4,8) jelent meg. A ruderalis pionírok jelentéktelen mennyiségben fordultak elő.

A BA5 lineában a kompetítorok összesített aránya 55,76% volt, melyek közül a *Festuca valesiaca* aránya (54,75% ± 24,5) volt kiemelkedő, ezen kívül csak az *Alopecurus pratensis* fordult elő a transzszektben (1,00% ± 2,67). A zavarástűrő fajok aránya 27,19%, melyek közül a legnagyobb borítást a *Galium verum* (15,87% ± 13,93), a *Salvia nemorosa* (8,17% ± 16,76), illetve a *Knautia arvensis* (1,63% ± 4,94) érte el. A generalista fajok 13,87%-os részesedéséhez legnagyobb mértékben a *Teucrium chamaedrys* (10,44% ± 18,19) és a *Carex praecox* (2,62% ± 3,63) járult hozzá. A ruderalis kompetítorok kis mennyiségben (2,81%) fordultak elő, ebből a *Cynodon dactylon* részesedése 2,73% ± 7,29 volt. Érdekesképpen megjegyzendő, hogy ebben a transzszektben adventív kompetítorként az *Erigeron canadensis* is megjelent, csekély, 0,061% ± 0,53 borítással. A faj megjelenésére egy frissebb földikutya túráson volt lehetőség, melynek nyílt talajfelszínén a faj átmenetileg megtalálta életfeltételeit.

2018. májusában készült BA18 és BA19 transzszekt SBT értékek megoszlása az előbbiekhöz hasonló. A BA18 linea a kompetítorok összes részesedése 64,46%, melynek esetében a *Festuca valesiaca* (59,29% ± 25,40), mellett megjelenik a *Festuca rupicola* (1,01% ± 6,29) és az *Alopecurus pratensis* (4,15% ± 11,46). A zavarástűrők mennyiségéhez (18,8%) legnagyobb mértékben a *Galium verum* (10,20% ± 8,92), a *Salvia nemorosa* (6,30% ± 15,06), a *Poa angustifolia* (1,11% ± 2,55) és a *Knautia arvensis* (1,13% ± 7,26) járult hozzá. A transzszektben értékelhető mennyiségben jelentek még meg a generalista fajok (15,99%), melyek közül a legjelentősebb a *Fragaria viridis* (9,29% ± 14,79), a *Teucrium chamaedrys* (2,54% ± 7,10), a *Carex praecox* (1,45% ± 2,06), a *Thymus glabrescens* (1,28% ± 6,84) és a *Ranunculus polyanthemos* (1,18% ± 5,75) volt.

A BA19 linea esetében a kompetítorok összes részesedése 48,42% volt, melynek jelentősebb fajai a *Festuca valesiaca* (43,76% ± 22,53), az *Alopecurus pratensis* (1,89% ± 4,51) voltak. A zavarástűrő fajok (33,73%) közül kiemelendő a *Galium verum* (20,4% ± 17,25), a *Salvia nemorosa* (6,77% ± 17,37) és a *Knautia arvensis* (3,97% ± 11,71). A generalisták borításának (16,60%) jelentős részét adta a *Teucrium chamaedrys* (7,24% ± 12,04), a *Fragaria viridis* (5,28% ± 7,11) és a *Ranunculus polyanthemos* (1,42% ± 5,60). Ruderalis kompetítorok minimális mennyiségben (1,08%) fordultak elő az *Elymus repens* (0,42% ± 1,23) és a *Convolvulus arvensis* (0,66% ± 2,58) megjelenésével.

A 2015. májusában készült BAP1, BAP2, BAP3 lineák (6 éves parlag) esetében az SBT értékek megoszlása szerinti elemzés az eddig vizsgált ösгыep transzszektektől jelentősen eltérő képet adott. A BAP1 linea esetében a ruderalis kompetítorok 69,67%-os összesített részesedéssel voltak jelen. Ebbe a csoportba három faj tartozott, a *Cirsium arvense* (38,08% ± 31,52), a *Bromus sterilis* (23,84% ± 26,07) és a *Calamagrostis epigeios* (7,74% ± 22,44). Kis mennyiségben a parlagszukcesszió korai szakaszára jellemző adventív kompetítorok is megjelentek a transzszektben (2,43%): az *Erigeron annuus* (0,63% ± 2,68) és az *Erigeron canadensis* (1,79% ± 3,68). A gyomok kis mennyiségben (2,24%) voltak megtalálhatóak, melyek közül a legnagyobb részesedést elérő faj a *Crepis setosa* volt (1,43% ± 4,13).

A *Sorghum halepense* inváziós fajként 0,86% ± 5,28 részesedéssel jelent meg a lineában. A zavarástűrők összesített mennyisége 11,62% volt, melyek közül a legnagyobb mennyiségben a *Poa trivialis* (7,80% ± 13,95), a *Veronica arvensis* (2,40% ± 6,21) és a *Bromus japonicus* (1,20% ± 2,50) volt jelen. A kompetítorok mindössze 11,25%-os részesedést értek el, az ide sorolható fajok az *Alopecurus pratensis* (8,22% ± 21,17) és a *Festuca valesiaca* (3,02% ± 16,21) voltak. A generalisták összes részesedése szembetűnően alacsony (1,02%) volt, az ebbe a kategóriába tartozó négy faj (*Filipendula vulgaris*, *Matricaria inodora*, *Medicago minima*, *Rumex stenophylla*) egyike sem érte el az 1%-os átlagos részesedést.

A BAP2 linea esetében a ruderalis kompetítorok (33,04%) és a gyomok (27,00%) mennyisége volt meghatározó. Előbbi fajcsoportba tartozott a *Cirsium arvense* (18,05% ± 22,89), a *Bromus sterilis* (14,81% ± 19,39) és a *Cynodon dactylon* (0,18% ± 1,56), míg az utóbbi kategória legfontosabb fajai a *Crepis rhoeadifolia* (22,08% ± 27,13), a *Crepis setosa* (2,56% ± 12,30) és

a *Lathyrus tuberosus* (1,57% ± 5,07) voltak. Viszonylag magas volt az adventív kompetítorok aránya (5,21%), melyek közül a legnagyobb részesedéssel az *Erigeron canadensis* (4,91% ± 9,28) rendelkezett. Jelentős volt a zavarástűrő fajok aránya (32,41%), melyek közül meghatározó volt a *Poa trivialis* (23,25% ± 20,98) jelenléte, de nagyobb mennyiségben fordult elő a *Veronica arvensis* (5,16% ± 5,97) és a *Lolium perenne* (1,07% ± 7,81). A kompetítorok közül kizárólag az *Alopecurus pratensis* fordult elő csekély mennyiségben (0,9% ± 5,6), illetve a generalista fajok (*Filipendula vulgaris*, *Matricaria inodora*, *Rumex stenophylla*) egyikének átlagos borítása sem érte el az 1%-ot, összesített részesedésük mindössze 0,43%.

A BAP3 linea esetében a 66,42%-os részesedéssel előforduló ruderalis kompetítorok a *Bromus sterilis* (35,18% ± 34,87), a *Calamagrostis epigeios* (24,04% ± 38,83) és a *Cirsium arvense* (7,19% ± 17,54) voltak. Adventív kompetítorként az *Erigeron canadensis* fordult elő (1,54% ± 6,34), míg a gyomok 1,48%-os összborításához a legnagyobb mértékben a *Crepis setosa* járult hozzá (1,44% ± 6,63). A kompetítor fajok közül (9,89%) a *Festuca valesiaca* (2,76% ± 15,69) és az *Alopecurus pratensis* (7,12% ± 21,81) volt jelen a transzszektben. A generalista fajok igen kis mennyiségben (1,36%) képviseltették magukat, ezek közül a legnagyobb mennyiségben a *Rumex stenophylla* volt jelen (1,18% ± 7,25). A zavarástűrő fajok 17,17%-os részesedést értek el, ezek közül legnagyobb mennyiségben a *Carduus nutans* (7,69% ± 18,84), a *Lolium perenne* (6,15% ± 12,50) és a *Bromus tectorum* (1,17% ± 5,37) volt jelen. A pionír fajok részesedése 2,11% volt, ebből a *Myosotis ramosissima* volt a legjelentősebb faj (2,09% ± 12,30).

A 2018. májusában készült BAP8 linea (9 éves parlag) esetében az eddigi parlagon készült lineáktól eltérő SBT eloszlást láthatunk. A parlagszükscesszió előrehaladásával a ruderalis kompetítorok mennyisége jelentősen csökken (5,73%), a *Bromus sterilis* (2,31% ± 11,42), a *Cirsium arvense* (1,78% ± 5,59) mennyisége jelentősen csökken. Az adventív kompetítorok teljesen eltűnnek, illetve a gyomfajok átlagos részesedése is 0,24%-ra csökken, egyúttal jelentősen megemelkedik a kompetítor fajok mennyisége (42,08%). Ezt a növekedést az *Alopecurus pratensis* indukálja (32,70% ± 39,53), de kisebb mennyiségben előfordult még a *Festuca valesiaca* is (7,74% ± 22,52). Emellett a generalista fajok mennyisége is növekszik (19,79%), az ide tartozó fajok a *Fragaria viridis* (18% ± 32,25) és a *Verbascum phonicum* (1,31% ± 11,35) voltak. Továbbra is magas a zavarástűrő fajok aránya (32,08%), az ide tartozó fajok a *Poa angustifolia* (21,99% ± 38,33), a *Lolium perenne* (4,55% ± 17,28), a *Bromus japonicus* (3,90% ± 11,70) és a *Medicago lupulina* (1,35% ± 8,33) volt. A pionír fajok továbbra is jelentéktelen arányban voltak jelen (0,05%). Ez a transzszekt a ruderalis kompetítor fajok megritkulásával és a *Poa trivialis* *Poa angustifolia*-ra cserélődésével, valamint a *Medicago lupulina* megjelenésével, továbbá az ősgyepre jellemző társulásalkotó pázsitfűfajok megjelenésével már a parlagszükscesszió egy következő stádiuma felé, a középídős parlagok kialakulásának irányába mutat.

Összefoglalásul és a battonyai transzszektek által reprezentált vegetáció átfogó jellemzéséül elmondható, hogy a Borhidi-féle szociális magatartástípusok felhasználásával készült elemzés szerint a battonyai ősgyepben felvett transzszektek esetében a BA02 linea kivételével hasonló cönológiai viszonyok voltak jellemzőek. Az eredmények alapján az SBT kategóriák közül a kompetítor fajok részesedése meghatározó. Ezek közül a legnagyobb mennyiségben a *Festuca valesiaca* van jelen, amely az ősgyep szerkezeti sajátosságait meghatározó fajok közül a legfontosabbnak tekinthető. A nagy mennyiségben, nagy borítással jelen lévő kompetítor vázfajok térbeli eloszlása és mennyisége alapvetően befolyásolja a gyepek cönológiai jellemzőit. Cönoszisztematikai szempontból társulásalkotó fajoknak tekinthetőek, melyek tömegességükön, árnyalásukon, illetve avarképzésükön keresztül befolyásolják a gyepekben kialakuló mikroélethelyek mikroklimatikus viszonyait, így a további fajok csírázásának segítségével vagy gátlásával befolyásolják a gyepek növényzetének diverzitását, térbeli struktúráit. Ezen folyamatokon keresztül potenciálisan hatással lehetnek az állomány ökofiziológiai jellemzőire, a teljes gyepi ökoszisztéma működésére és stabilitására. A legfontosabb kompetítor fajok a *Festuca valesiaca*, a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*), árva rozsnok (*Bromus*

inermis), és a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*) voltak. A kompetitorok nagyarányú dominanciája az ősgyepre jellemző, de időben nézve nem minden időpillanatban állandó jellegzetessége. Az SBT kategóriák részesedésének aránya indikálja az egyes évek között tapasztalható időjárási különbségek hatását, illetve a lokális, kis térléptékben jelentkező zavarásokat. A terepi felvételezések során tapasztalható volt, hogy a csapadékban szegényebb tavasszal jellemezhető években a növényzet átlagos magassága alacsonyabb, a kompetitor fajok borítása csökkenhet, a gyep állománya nyitottabbá válhat, ennek hatására a szubordinált fajok gyakorisága és borítása növekedhet. A területen jelen lévő földikutya, mint ökoszisztéma mérnök faj, túrásával szintén képes befolyásolni a gyep horizontális struktúráját és az ehhez kapcsolt fajkompozíciós változásokat. Fontos leszögezni, hogy ezek a belső kompozicionális átrendeződések nem tekintendők degradációs folyamatoknak, hanem azok a koordináltan működő rendszerek homeosztázisát biztosító hibajavító funkciók megnyilvánulásai, szerepüket tekintve hasonlóak az erdei élőhelyek légdinamikájában zajló kiserdő ciklushoz, vagy az emberi szervezet sebgyógyító folyamataihoz. Ennek bizonyítéka, hogy néhány év elteltével a mikroszukcessziós sor végén helyreáll a kompetitor fajok dominanciája. A friss földikutyatúrások nyílt talajfelszínén kezdetben pionír egyéves fajok csíráznak, majd azokat a generalista sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*) kolonizálja. Ezt követően a *Teucrium* mellé jellemzően a zavarástűrő fajokhoz tartozó tejoltó galaj (*Galium verum*) és ligeti zsálya (*Salvia nemoralis*) társul. Az így kialakuló foltban később szálanként megjelennek a kompetitor fajok csírái, majd egyedei. Az egyedek megerősödésével, illetve azok méretének növekedésével az előbb említett generalista és zavarástűrő fajok mennyisége lecsökken és a mikroszukcessziós folyamat eléri klimax állapotát. Bár a földikutya által okozott lokális zavarások az itt működő ökoszisztéma természetes ciklusaihoz tartoznak, a túrások foltjai kis térléptékben, az alkalmazott mintavételi területnagyságok szintjén cönológiai és ökofiziológiai szempontból nem azonosak a klimax állapotról jellemző állapottal, ezért a mintavétel során érvényesítendő szempont volt, hogy a stacionaritás biztosítása érdekében a transzszektek ne érintsenek ilyen inhomogén, frissen bolygatott területrészeket, friss, illetve középídős földikutya túrásokat.

A fentiek értelmében a generalista és a zavarástűrő fajok átlagos mennyisége a transzszekteken belül tág határok között változhat, attól függően, hogy a linea milyen foltban halad keresztül. Amennyiben az említett kategóriák részesedése a kompetitor fajok részesedésének rovására jelentősen megemelkedik, valószínűsíthető, hogy a transzszekt egy része vagy egésze lokálisan zavart foltra került, vagy a mintavétel egy tartósabb szárazság következtében felnyílt állapotban lévő vegetációban történt meg.

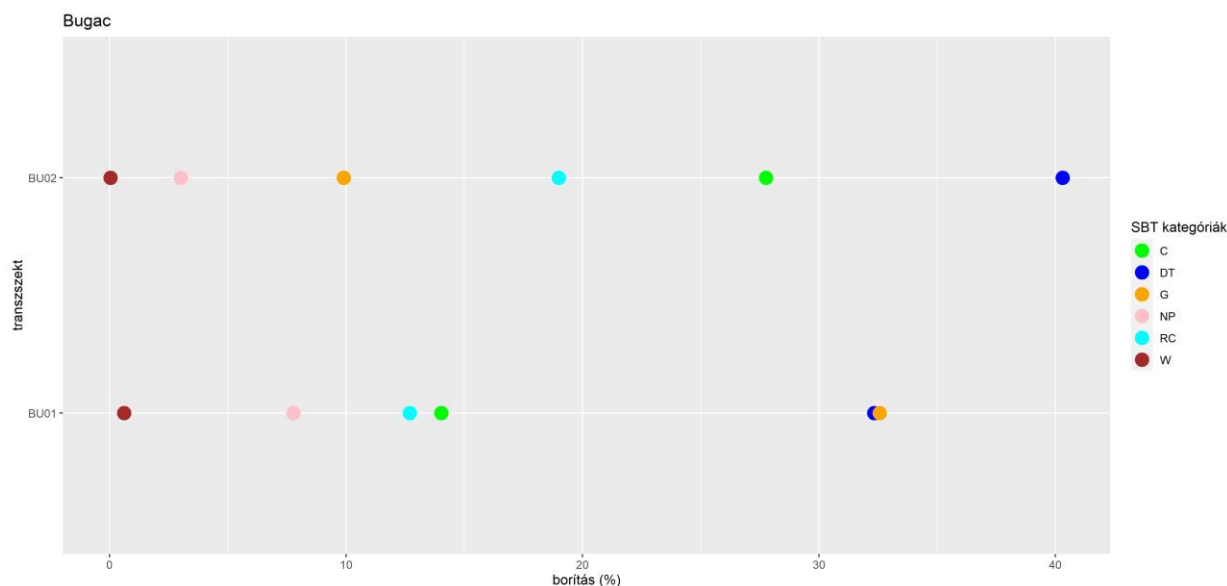
A ruderalis kompetitor fajok közös jellemzője, hogy szálanként megtalálhatóak a jó természetességű, zavartalan állományokban is, azonban az erőteljes zavarások és a kifejezett degradáció következtében mennyiségük erőteljesen megnövekszik, tartós zavarás, illetve degradáció esetében a kompetitor fajokhoz hasonlóan kolonizálni képesek az élőhelyet. Az ősgyepken felvételezett transzszektek többségében igen kis mennyiségben fordultak elő, amely alátámasztja az élőhely jó állapotát, természetközelségét. A gyomfajok gyakorlatilag teljesen hiányoznak az ősgyepen készült transzszektekből, amely szintén a gyepársulás kedvező ökológiai állapotát mutatja.

A parlagon készült transzszektek esetében általánosságban megállapítható, hogy a bolygatásjelző, leromlott természetességi állapotokat indikáló kategóriák túlsúlya volt a jellemző. A természetközeli állapotú élőhelyekre jellemző kompetitor fajok kis mennyiségben voltak jelen, ezzel szemben a ruderalis kompetitor fajok nagy részesedéssel jelentek meg. A zavarástűrő fajok mennyisége szintén magasabb volt a parlagon készült lineák esetében. A gyomfajok minden parlagon készült linea esetében megjelentek. A pionír fajok mennyiségében nem volt eltérés az ősgyepen készült transzszektek esetében tapasztaltakhoz képest.

Bugacon (5. ábra) 2 db transzszekt készült 2014. júniusában. A BU01 transzszektben a legnagyobb arányban a generalisták (32,57%) és a természetes zavarástűrők voltak jelen (32,32%). Kisebb arányban jelentek meg a kompetitorok (14,02%), a ruderalis kompetitorok

(12,69%) és a természetes pionírok (7,77%). A gyomok aránya elenyésző volt (0,61%). A generalisták közül az *Achillea setacea* (13,02% ± 10,58%) és a *Medicago minima* (12,74% ± 15,45) voltak a leggyakoribb fajok, a természetes zavarástűrők közül pedig a *Trifolium campestre* (20,57% ± 13,5) és a *Medicago falcata* (10,28% ± 13,79).

A BU02 transzszekt kissé más képet mutat: itt egyértelmű a természetes zavarástűrők dominanciája (40,3%), amit elsősorban a *Trifolium campestre* (29,85% ± 16,35) és a *Medicago falcata* (22,39% ± 8,64) magas borítása okoz. A kompetitor fajok (27,75%) borítását szinte teljes egészében a *Festuca valesiaca* adja (27,6% ± 19,98). A ruderalis kompetitorok aránya 18,89% volt, ezt a kategóriát legnagyobb borítással a *Cynodon dactylon* képviselte (7,46% ± 17,29). A generalisták és a természetes pionírok aránya az előző transzszekthez képest alacsonyabb volt (9,9% és 2,9%), a gyomok itt is minimális borítással jelentek meg (0,03%).



5. ábra. A fajok borításainak SBT kategóriák szerinti megoszlása a bugaci mintaterületen felvett transzszektekben

Az **esztergomi** mintaterületen nyílt homokpusztagyepben (E1 és E2 transzszekt, 6. ábra), valamint löszgyepben (E4 és E5 transzszekt, 7. ábra) is készültek felvételek, előbbieket 2016 májusában, utóbbiak 2016 júniusában.

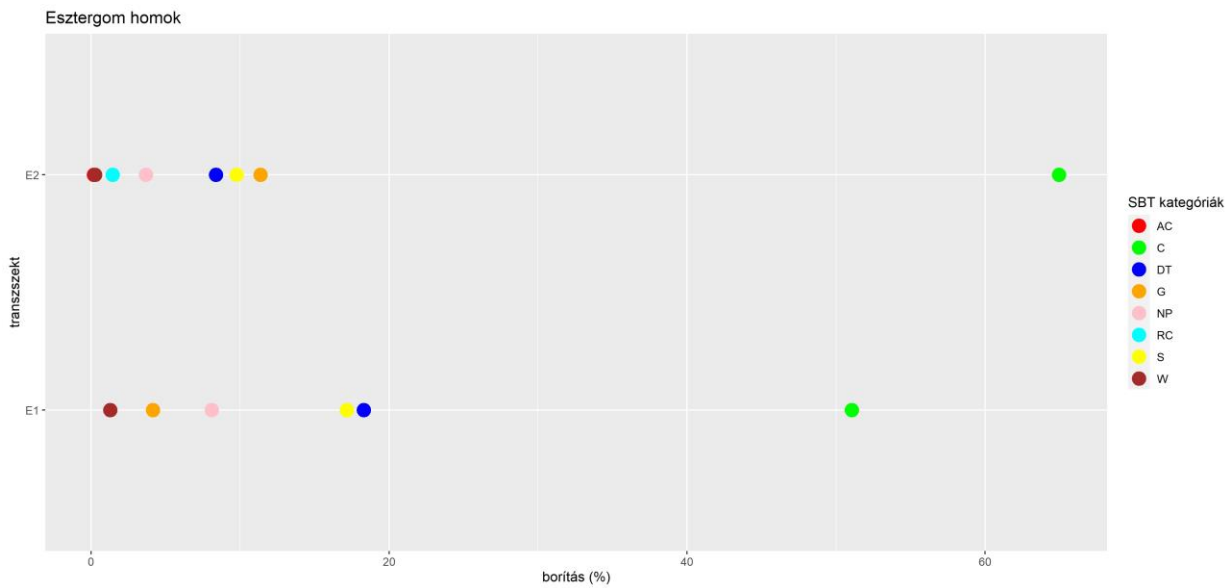
Az E1 transzszektben a kompetitorok fajok voltak a dominánsak (51,06%), mivel a társulásalkotó faj, a *Festuca vaginata* (53,19% ± 45,85) ebbe a kategóriába tartozik. A második legnagyobb borítást elérő kategória a természetes zavarástűrők (18,29%), majd őket követték a specialisták (17,15%), utóbbi kategória borításának legnagyobb részét a nyílt homokpusztagyep másik domináns faja, a *Stipa borysthenea* adta (12,23% ± 23,5).

Az E2 transzszektben szintén a kompetitorok voltak többségben (64,97%), ennek oka az *Agrostis stolonifera* (31,96% ± 29,13) és a *Festuca rupicola* magas borítása (22,9% ± 27,1) volt. Kisebb arányban fordultak elő a generalista (11,36%), a specialista (9,75%) és a természetes zavarástűrő fajok (8,4%).

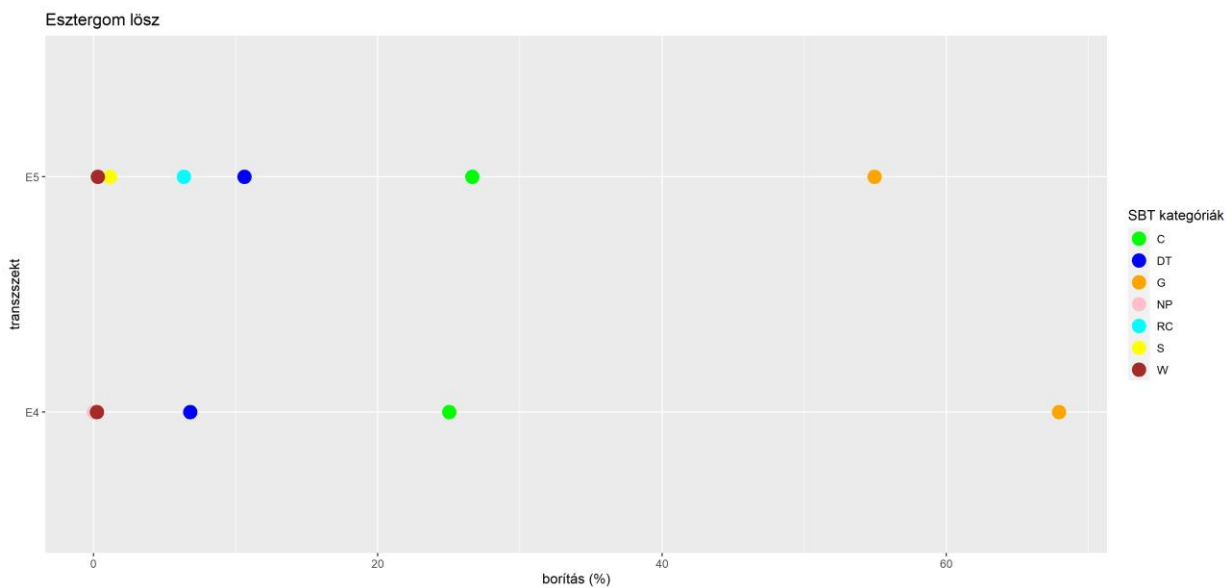
A löszgyep transzszektekben az előbbiekkal ellentétben a generalista fajok domináltak. Az E4 transzszektben arányuk 67,93% volt, az ebbe a kategóriába tartozó, legnagyobb borítású faj az *Anthericum ramosum* volt (37,13% ± 26,8), de jelentős volt a *Thymus pannonicus* borítása is (12,61% ± 22,55). A kompetitor fajok borítása volt a második legmagasabb (25%), ebben a kategóriában legnagyobb borítással a *Carex humilis* (17,37% ± 20,05) és a *Festuca rupicola* (7,63% ± 17,47) jelent meg.

Hasonló képet kapunk az E5 linea vizsgálatokor: a legnagyobb arányban itt is a generalisták voltak jelen (54,96%), őket a kompetitorok követték (26,63%). Előbbi kategóriában szintén az

Anthericum ramosum volt a leggyakoribb (32,44% ± 30,03), utóbbiban pedig a *Carex humilis* (31,74% ± 15,75).



6. ábra. A fajok borításainak SBT kategóriák szerinti megoszlása az esztergomi mintaterületen nyílt homokpusztagyepben felvett transzszektekben



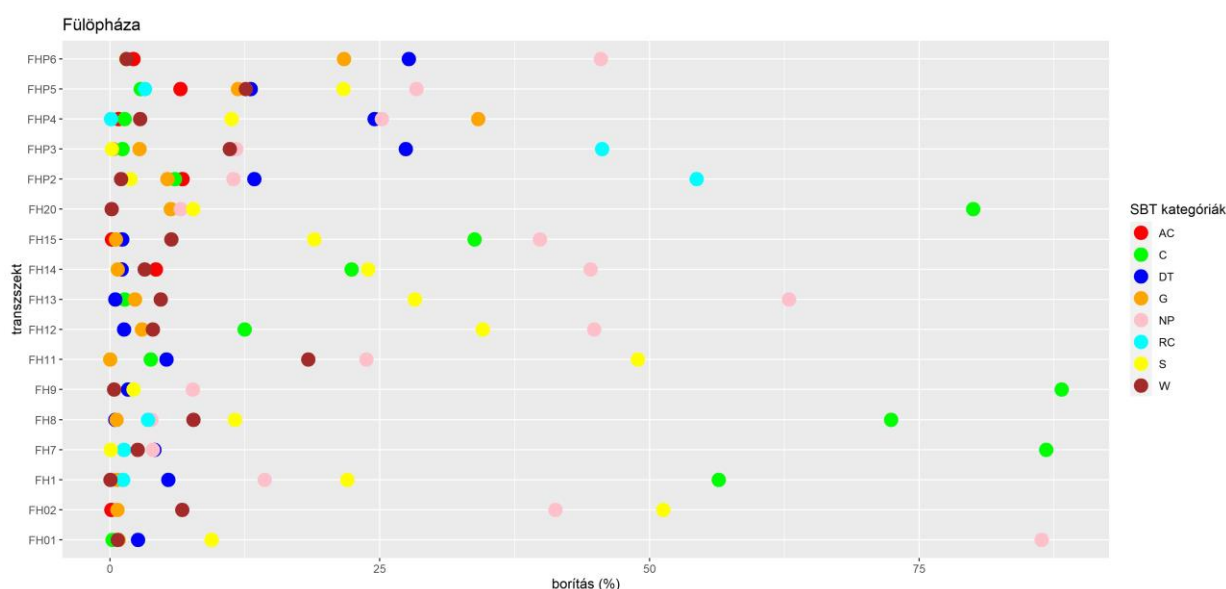
7. ábra. A fajok borításainak SBT kategóriák szerinti megoszlása az esztergomi mintaterületen lőszgyepben felvett transzszektekben

Fülöpházán (8. ábra) 17 db transzszeket került felvételezésre, 2014 májusa és 2017 augusztusa között. A gyepben felvett transzszektek változatos képet mutatnak a kategóriák eloszlása szempontjából. A természetes pionírok voltak többségben az FH01-ben (86,3%), az FH12-ben (44,86%), az FH13-ban (62,94%), az FH14-ben (44,54%) és az FH15-ben (39,83%). Az alábbi transzszektekben a kompetitorok domináltak: FH1 (56,4%), FH7 (86,77%), FH8 (72,39%), FH9 (88,2%). Az FH02 (51,27%) és az FH11 (48,92%) transzszektekben a specialisták domináltak. A természetes pionírok közül az FH01 lineában az *Arenaria serpyllifolia* (36,74% ± 37,41) és a *Secale sylvestris* (47,82% ± 40,23), az FH12-ben a *Poa bulbosa* (35,19% ±

38,86), az FH13-ban a *Secale sylvestris* (38,75% ± 29,39), az FH14-ben és az FH15-ben a *Poa bulbosa* (35,17% ± 39,5; 29,06% ± 35,32) fordultak elő a legmagasabb borítással. A kompetitorok közül a domináns faj mindegyik transzszektben a *Festuca vaginata* volt, az FH1-ben 56,41% ± 41,92, FH7-ben 86,77% ± 22,05, az FH8-ban 72,38% ± 36,16, az FH9-ben 88,21% ± 26,35 borítással.

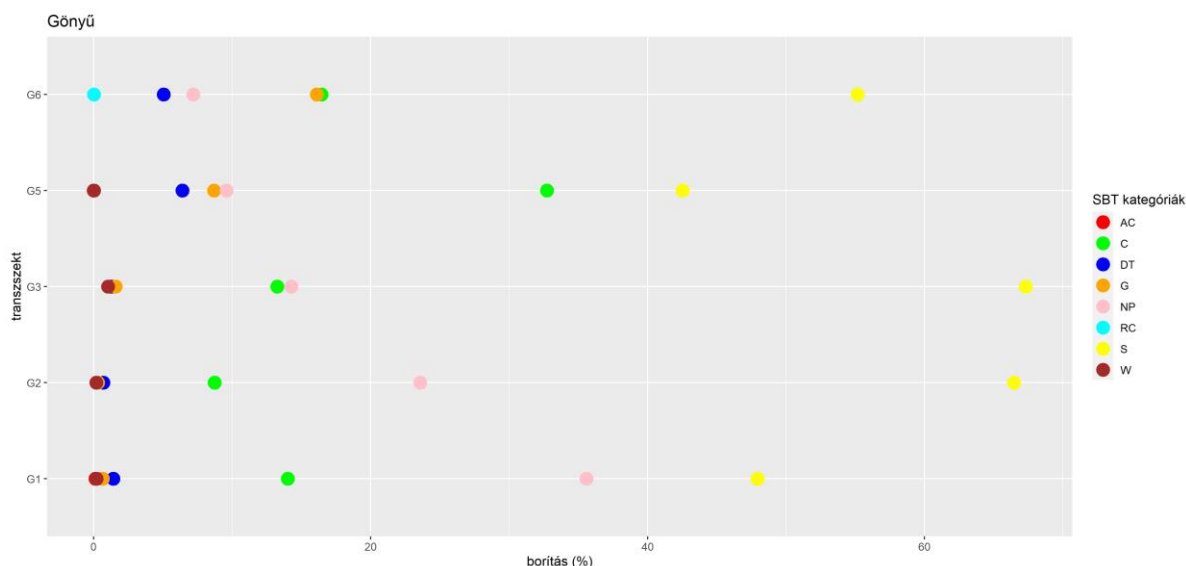
A specialisták közül mindkét transzszektben a *Stipa borysthena* fordult elő legnagyobb borítással (az FH02-ben 43,93% ± 33,28, az FH11-ben pedig 43,93% ± 43,09).

A parlagokon is változatos a kategóriák eloszlása, az FHP2 és FHP3 lineákban a ruderális kompetitorok voltak többségben (54,35 és 45,59%), ez mindkét esetben a *Cynodon dactylon* magas borításának köszönhető (54,34% ± 29,73 és 45,59% ± 21,6). Az FHP4 lineában a generalisták domináltak (34,1%), ebben a kategóriában a *Carex stenophylla* érte el a legmagasabb borítást (22,68% ± 33,28). Az FHP5 és FHP6 transzszektben a természetes pionírok aránya volt a legmagasabb (28,39 és 45,5%), az FHP5 lineában a *Secale sylvestris* (9,68% ± 17,74), az FHP6-ban pedig a *Kochia laniflora* (18,97% ± 15,84) érte el a megmagasabb borítási értéket, de magas volt a *Secale sylvestris* borítása is (18,32% ± 17,24).



8. ábra. A fajok borításainak SBT kategóriák szerinti megoszlása a fülöpházi mintaterületen felvett transzszektben

Gönyűn (9. ábra) 5 db transzszekt került felvételezésre, mindegyik 2016 júniusában. A G1-3 transzszeltek nyitottabb foltokban készültek, a G5-6 transzszeltek pedig kissé zártabb gyepekben. Mindegyik transzszektben változó arányban (42,53-67,31%) a specialisták voltak többségben, mivel a fő társulásalkotó faj, a *Stipa borysthena* ebbe a kategóriába tartozik. A kompetitorok borítása a zártabb gyepekben magasabb volt (32,74 és 16,45%), ez a *Koeleria glauca* és a *Festuca vaginata* megjelenésének köszönhető. A nyitottabb gyepekben ugyanez a két faj jelent meg, azonban a *Festuca vaginata* nagyobb mennyiségben volt jelen, a zártabb gyepekben pedig a *Koeleria* borítása bizonyult magasabbnak. A nyitottabb transzszektben magasabb volt a természetes pionírok borítása (14,29 - 35,59%), amit mindhárom transzszektben a *Poa bulbosa* magasabb borítása okozott, a zártabb gyepekben is ez a faj adta a kategória borításának nagy részét. A zártabb gyepekben magasabb volt a generalisták aránya (8,7 és 16,1%), ez nagyrészt a *Phleum phleoides* és a *Carex liparicarpos* megjelenésének köszönhető.

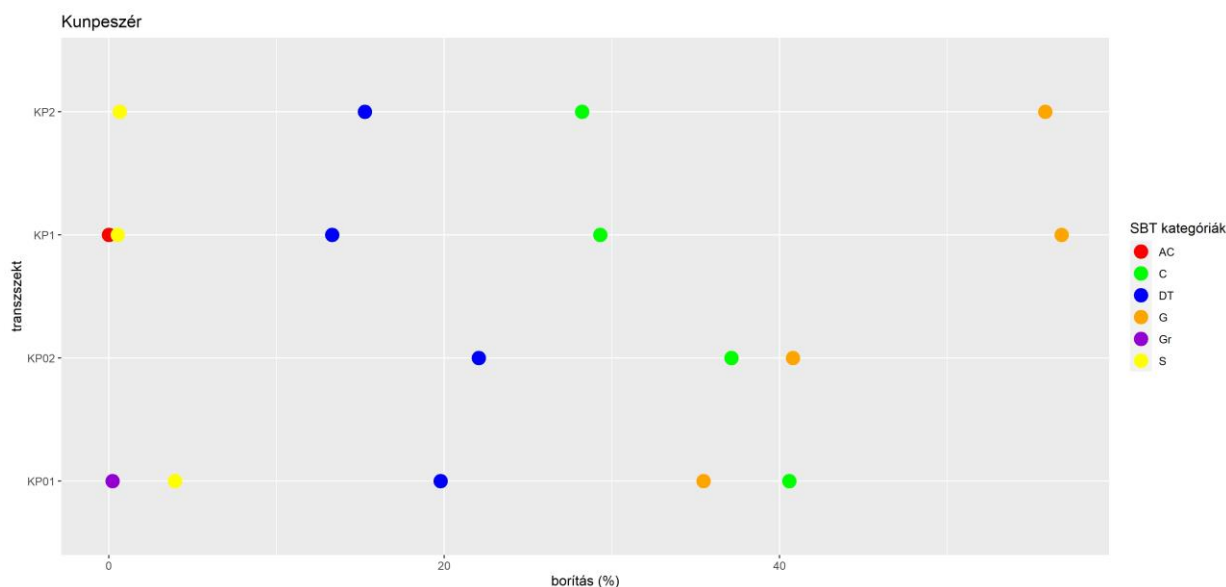


9. ábra. A fajok borításainak SBT kategóriák szerinti megoszlása a gönyűi mintaterületen felvett transzszektekben

Kunpeszéréren (10. ábra) 4 db transzszekt készült, a KP01 és a KP02 2014 júliusában, a KP1 és KP2 2015 júniusában. A KP01-es transzszektben a kompetítorok aránya volt a legmagasabb (40,58%), ezt követte a generalisták (35,48%) és a természetes zavarástűrők mennyisége (19,78%). A kompetítorok közül a *Festuca valesiaca* (13,48% \pm 15,67), a *Brachypodium pinnatum* (11,67% \pm 14,41) és a *Chrysopogon gryllus* (11,95% \pm 21,51) érték el a legmagasabb borítást. A generalisták közül a *Carex panicea* (9,37% \pm 10,41), a természetes zavarástűrők közül pedig a *Leontodon hispidus* (4,85% \pm 7,95) volt a leggyakoribb.

A KP02-es lineában megfordult az arány: itt a generalisták aránya volt magasabb (40,8%), a második legmagasabb borítást a kompetítorok érték el (37,13%). A természetes zavarástűrők aránya is relatíve magas volt (22,1%). A generalisták közül a leggyakoribb faj a *Serratula tinctoria* (14,89% \pm 13,44), a kompetítorok közül a *Chrysopogon gryllus* (17,47% \pm 19,8), a természetes zavarástűrők közül pedig a *Centaurea pannonica* volt (4,69% \pm 9,8).

A KP1 és KP2 transzszektekben egyaránt a generalisták aránya volt a legmagasabb (56,83 és 55,86%), a második legmagasabb borítást a kompetítorok érték el (29,31 és 28,23%), és elég magas volt a zavarástűrők aránya is (13,32 és 15,27 %). A KP1 linea esetében a leggyakoribb generalista faj a *Carex flacca* (16,36% \pm 14,2), a leggyakoribb kompetítor a *Molinia caerulea* (25,08% \pm 20,49), a leggyakoribb természetes zavarástűrő pedig a *Galium verum* (6,28% \pm 8,69). A KP2 transzszektben ugyanezek a fajok voltak a leggyakoribbak az egyes kategóriákban, az előző lineához nagyon hasonló borításokkal: *Carex flacca* 21,31% \pm 16,61, *Molinia caerulea* 27,78% \pm 24,01, *Galium verum* 6,92% \pm 8,46.

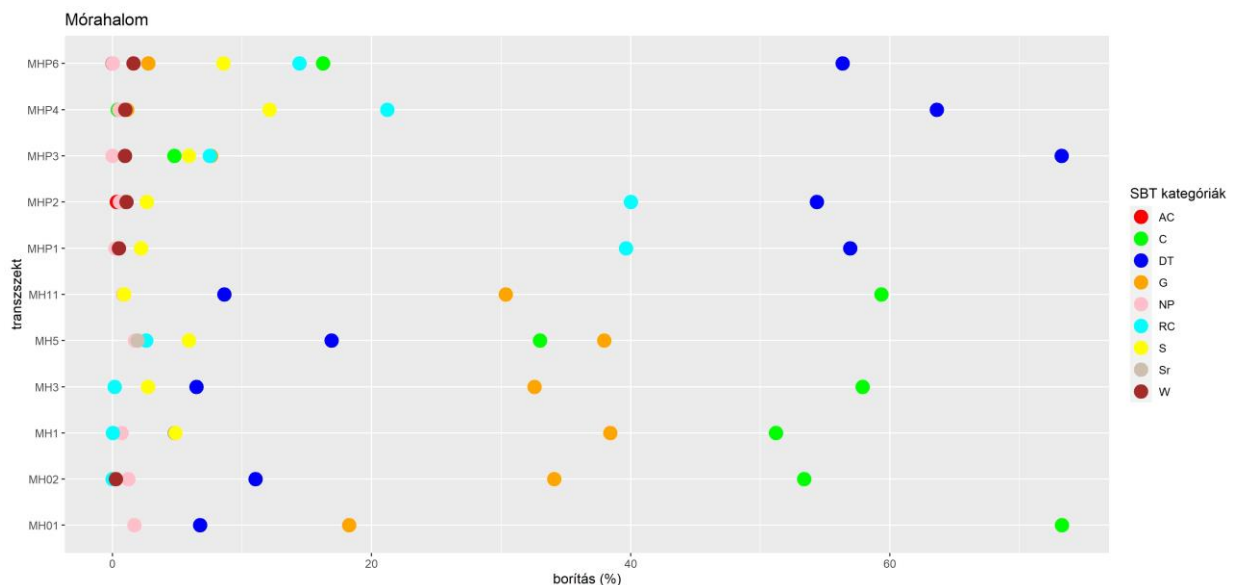


10. ábra. A fajok borításainak SBT kategóriák szerinti megoszlása a kunpeszéri mintaterületen felvett transzszektekben

Mórahalmon (11. ábra) 11 db transzszektkben készült cönológiai mintavétel, mindegyik júniusban készült, az MH01-02 lineák 2014-ben, az MH1,3,5 és MHP1-2 2015-ben, a z MH11 és MHP4,6 pedig 2016-ban.

A gyeptanszszektekről elmondható, hogy egy kivétellel a természetes kompetitorok érték el a legmagasabb borítást mindegyik lineában (51,2-73,3%), a második legmagasabb borítást pedig a generalisták (18,3-38,4%). A kompetitorok közül mindegyik lineában a *Chrysopogon gryllus* dominált (33,78-46,95%), a generalisták közül pedig a *Hypocoeris maculata* (11,88-30,6%). Az MH5 transzszektkben megfordultak az arányok, itt a generalisták voltak többségben (37,96%), utána következtek a kompetitorok (32,98%). A generalisták közül a *Filipendula vulgaris* (15,3% ± 15,83), a kompetitorok közül a *Carex humilis* érte el a legmagasabb borítást (15,14% ± 22,76).

A parlagokon mindegyik lineában a természetes zavarástűrők voltak többségben (54,37-73,26), és magas volt a ruderalis kompetitorok aránya is (7,51-40,01%), valamint a gyepektől eltérően itt megjelentek a gyomok is, kisebb borítással (0,5-1,6%). A természetes zavarástűrők közül a leggyakoribb faj az MHP1-4 lineákban a *Poa angustifolia* volt (35,3-52,89%), az MHP6 transzszektkben pedig a *Picris hieracioides* (23,79% ± 18,96), azonban a *Poa angustifolia* itt is viszonylag nagy borítással jelent meg (17,34% ± 16,96). A ruderalis kompetitorok közül az MHP1-ben a *Cynodon dactylon* (39,56% ± 25,95), az MHP2-ben az *Elymus repens* (34,03% ± 30,52), az MHP3-ban a *Calamagrostis epigeios* (5,16% ± 12,59), az MHP4-ben szintén a *Calamagrostis epigeios* (11,73% ± 23,06), az MHP6-ban pedig az *Elymus repens* (6,89% ± 12,08).



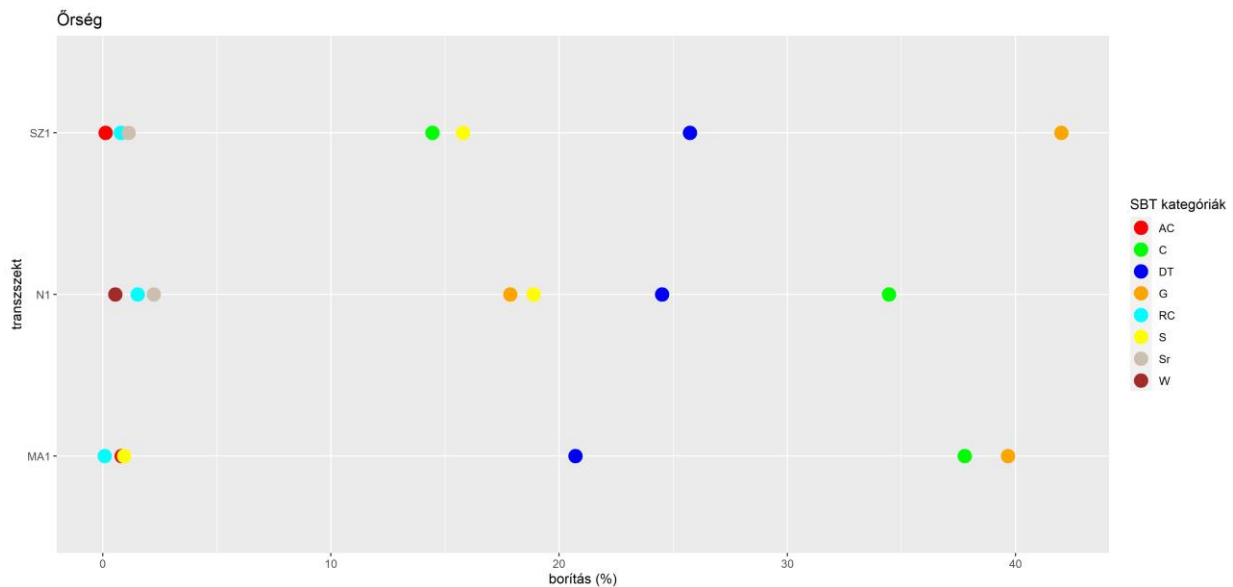
11. ábra. A fajok borításainak SBT kategóriák szerinti megoszlása a mórhalmi mintaterületen felvett transzszektekben

Az **Őrségben** (12. ábra) 1-1 transzszekt került felvételezésre Magyarszombatfán (MA1), Nagyrákoson (N1) és Szalafőn (SZ1), mindhárom 2015 májusában.

Az MA1 lineában magas volt a generalisták (39,67%) és a kompetítorok (37,77%) aránya, és közepesen magas borítással voltak jelen a természetes zavarástűrők (20,71%). A generalisták közül a *Carex panicea* (12,27% ± 11,44), a kompetítorok közül a *Molinia caerulea* (20,03% ± 24,54), a természetes zavarástűrők közül pedig a *Prunella vulgaris* (3,43% ± 7,22) volt a leggyakoribb faj.

Az N1 transzszektekben a kompetítorok aránya 34,45% volt, a természetes zavarástűrőké 24,5%, a generalistáké 17,86%, ezen kívül viszonylag nagy borítással voltak jelen a specialisták (18,88%). A kompetítorok közül a leggyakoribb faj a *Cynosurus cristatus* (40,54% ± 3,75), a generalisták közül a *Holcus lanatus* (9,25% ± 11,43), a természetes zavarástűrők közül a *Lysimachia nummularia* (6,76% ± 10,13) volt.

Az SZ1 lineában az MA1-hez hasonlóan a generalisták voltak dominánsak (42,01%), ami elsősorban a *Betonica officinalis* magasabb borításának (12,54% ± 18,32) köszönhető. Jelentős volt a természetes zavarástűrők borítása is (25,74%), ebben a kategóriában a *Plantago lanceolata* ért el magasabb borítást (12,39% ± 15,78).

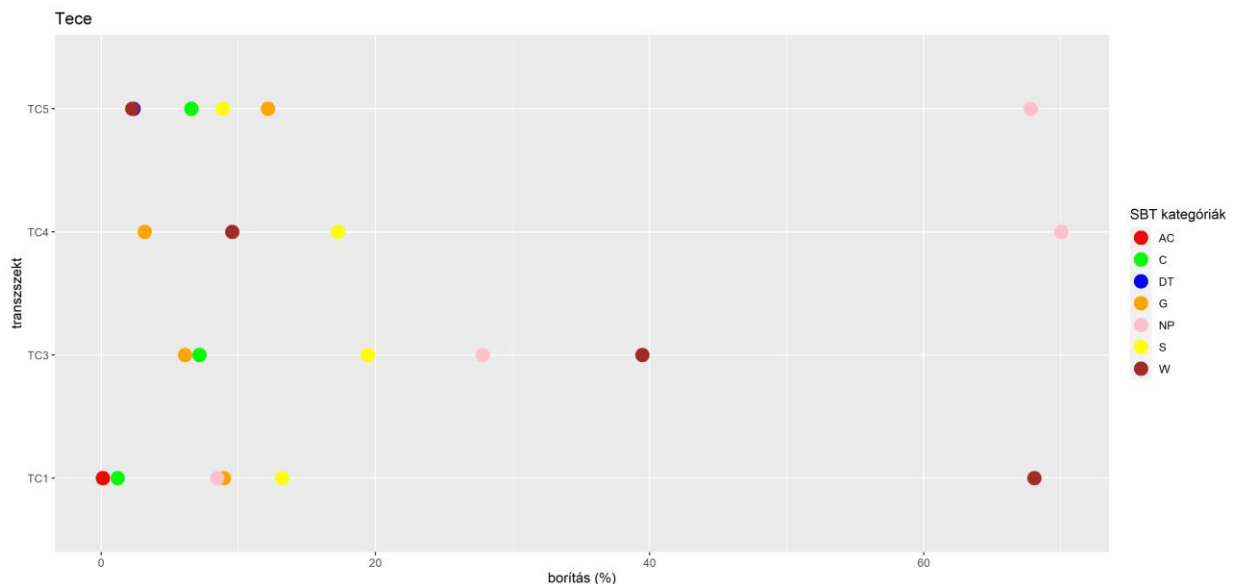


12. ábra. A fajok borításainak SBT kategóriák szerinti megoszlása az őrségi mintaterületen felvett transzszektekben

A **Tecén** (13. ábra) 4 transzszektkben készültek felvételek, a TC1 linea 2015 májusában, a TC3-4 transzszektek 2016 márciusában, a TC5 pedig 2016 áprilisában.

A TC1 lineában a gyomok dominanciája figyelhető meg (68,01%), ez a *Crepis rhoeadifolia* magas borításának köszönhető ($67,7\% \pm 32,17$). A TC3 lineában is a gyomok domináltak (39,47%), azonban itt a *Holosteum umbellatum* ért el magasabb borítást ($34,74\% \pm 35,85$), a *Crepis rhoeadifolia* alacsonyabb borítással jelent meg ($4,73\% \pm 14,24$).

A TC4 transzszektkben a természetes pionírok voltak többségben (70,04%), elsősorban a *Poa bulbosa* magas borítása miatt ($64,45\% \pm 28,32$). A TC5 lineában hasonló a helyzet, a legnagyobb részesedést (67,81%) elérő természetes pionírok borításának nagy részét a *Poa bulbosa* adja ($54,99\% \pm 34,67$).



13. ábra. A fajok borításainak SBT kategóriák szerinti megoszlása a tecei mintaterületen felvett transzszektekben

Tiszaalpáron (14. ábra) a TA01 linea esetében a kompetitor fajok összes részesedése 45,45% volt, ebbe a kategóriába a *Festuca pseudovina* tartozott ($45,45\% \pm 23,05$). A generalisták

20,25%-os összesített mennyiségéhez az *Achillea setacea* járult hozzá a legnagyobb mértékben (19,25% ± 17,26), ezen kívül még számos faj előfordult a felvételekben (pl. *Koeleria cristata*, *Veronica prostrata*, *Carex divisa*), azonban ezek részesedése 1% alatti volt. A zavarástűrő fajok (11,16%) közül a legnagyobb mennyiségben a *Poa angustifolia* volt jelen (5,11% ± 8,23), ezt követte a *Plantago lanceolata* (1,27% ± 2,18), a *Medicago lupulina* (1,01% ± 2,69) és a *Daucus carota* (1,14% ± 7,15). Viszonylag magas volt a ruderalis kompetitorok aránya (21,59%), ezek közül a legmeghatározóbb mennyiségben a *Cynodon dactylon* fordult elő (18,83% ± 15,67), de kis mennyiségben jelen volt az *Elymus repens* is (2,73% ± 3,32). Specialista fajként egyedül a *Tragopogon floccosus* fordult elő (0,02% ± 0,20), illetve a gyomok közül a *Cichorium intybus* jelent meg (0,97% ± 8,42).

A TA02 transzszekt esetében a 17,19% részesedéssel jelenlévő kompetitorok közül jelentős volt a *Festuca pseudovina* mennyisége (16,77% ± 14,50), de kis mennyiségben megjelent a *Festuca pratensis* is (0,41% ± 2,17). A generalisták (20,63%) közül kiemelendő az *Achillea setacea* (17,41% ± 13,97) és a *Carex divisa* (2,68% ± 5,35) előfordulása. A zavarástűrő fajok 21,28% összesített részesedést értek el, a legnagyobb mennyiségben előforduló fajok a *Poa angustifolia* (12,76% ± 10,86), a *Plantago lanceolata* (3,05% ± 4,96) és a *Medicago lupulina* (2,66% ± 5,65) voltak. A ruderalis kompetitorok legjelentősebb képviselői a *Cynodon dactylon* (35,31% ± 18,78) és az *Elymus repens* (5,3% ± 6,75) voltak. A gyomok közül elenyésző mennyiségben fordult elő a *Cirsium vulgare* (0,18% ± 1,56).

A 2015 májusában készült TA1 és TA2 linea közös jellemzője a ruderalis kompetitorok alacsony összesített részesedése volt. A TA1 linea esetében kompetitor fajként a *Festuca pseudovina* fordult elő (41,67% ± 22,0). A generalisták (8,50%) közül a leggyakoribb fajok az *Achillea setacea* (5,80% ± 7,81) és a *Carex divisa* (1,38% ± 4,42) volt. Nagyobb mennyiségben fordultak elő a zavarástűrő fajok (40,02%), ezek közül a leggyakoribb fajok a *Plantago lanceolata* (20,61% ± 16,86), a *Bromus mollis* (20,61% ± 2,55), a *Securigera varia* (10,30% ± 7,91), a *Poa angustifolia* (10,30% ± 7,91), a *Trifolium campestre* (1,03% ± 0,21) és a *Veronica arvensis* (1,03% ± 0,43) voltak. A ruderalis kompetitorok (8,34%) közül jelentősebb részesedéssel jelent meg az *Elymus repens* (7,05% ± 9,70) és a *Convolvulus arvensis* (1,07% ± 2,74). A specialistákat az *Astragalus asper* (0,22% ± 1,92), a gyomokat pedig a *Cirsium vulgare* (0,3% ± 2,46) és a *Valerianella dentata* (0,14% ± 0,43) képviselte.

A TA2 transzszektben a kompetitorok mennyisége viszonylag alacsony volt, ide sorolandó fajként a *Festuca pseudovina* (17,83% ± 15,87) volt jelen. Szintén alacsony részesedéssel voltak jelen a ruderalis kompetitorok (3,37%), ilyen fajként az *Elymus repens* (1,30% ± 3,81), illetve a *Cynodon dactylon* (1,20% ± 2,01) jelent meg a felvételekben. A gyomok közül a *Valerianella dentata* fordult elő (0,01% ± 0,10). Nagy mennyiségben jelentek meg a generalista fajok (41,05%), ezek közül a legjelentősebbek a *Koeleria cristata* (22,55% ± 17,63), az *Achillea setacea* (10,27% ± 9,42), a *Senecio erucifolius* (4,28% ± 11,86) és a *Medicago minima* (1,66% ± 5,89) voltak. Utóbbi kategóriához hasonlóan magas volt a zavarástűrő fajok részesedése (37,48%), ezek közül a legjelentősebb fajok a *Plantago lanceolata* (11,90% ± 15,03) a *Securigera varia* (13,63% ± 15,0), a *Trifolium campestre* (3,09% ± 4,56), a *Bromus mollis* (3,39% ± 4,31), a *Poa angustifolia* (2,12% ± 3,27) és a *Vicia angustifolia* (1,47% ± 3,75) voltak.

A 2015 júniusában készült TA3 transzszektben a kompetitor *Festuca pseudovina* kisebb mennyiségben (15,19% ± 16,23) fordult elő. A generalista fajok összesített részesedése 17,09% volt, ezek közül a legjelentősebb faj az *Achillea setacea* volt (9,16% ± 10,20), ezt követte a *Koeleria cristata* (3,11% ± 7,53) és a *Senecio erucifolius* (2,53% ± 9,18). Hasonló mennyiségben voltak jelen a ruderalis kompetitorok (17,04%), ebbe a kategóriába két faj tartozott: az *Elymus repens* (4,61% ± 6,43) és a *Cynodon dactylon* (12,42% ± 13,38). Nagy mennyiségben voltak jelen a zavarástűrő fajok (50,66%), melyek legjelentősebb képviselői a *Plantago lanceolata* (16,86% ± 19,47), a *Poa angustifolia* (11,58% ± 12,03), a *Medicago lupulina* (5,03% ± 7,59), a *Securigera varia* (5,23% ± 12,00) és a *Galium verum* (2,28% ± 8,19) voltak.

Ugyanebben az időszakban készült a TA4 transzszekt, melyben a kompetítorok összesített mennyisége 27,33%-ot volt. Ide tartoztak a *Festuca pseudovina* (23,80% ± 18,38) és a *Festuca pratensis* (3,52% ± 11,68). Viszonylag nagyobb volt a ruderalis kompetítorok mennyisége (16,27%), az ide tartozó legfontosabb fajok a *Cynodon dactylon* (13,06% ± 9,07) és az *Elymus repens* (3,13% ± 5,02) voltak. Gyomfajként csekély mennyiségben a *Valerianella dentata* fordult elő (0,02% ± 0,12). A generalista fajok (20,17%) közül jellemző volt az *Achillea setacea* (12,33% ± 9,97), a *Senecio erucifolius* (4,36% ± 12,53) és a *Carex divisa* (2,76% ± 5,22). A zavarástűrő fajok 36,19%-os összes részesevést érték el, melyek közül a legnagyobb borítást elérő fajok a *Plantago lanceolata* (12,19% ± 14,25), a *Poa angustifolia* (10,42% ± 7,77), a *Daucus carrota* (3,06% ± 8,44) és a *Galium verum* (2,42% ± 8,70) voltak.

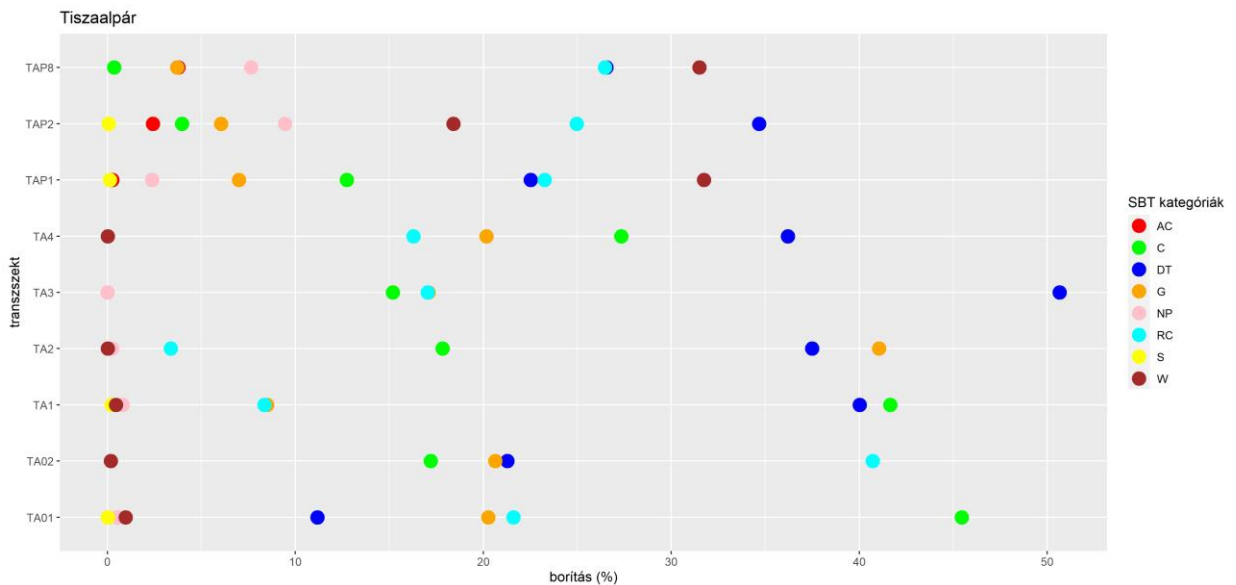
2015 májusában két parlaglinea került felvételezésre a TAP1 és a TAP2 transzszekttek (7 éves parlag). A TAP1 transzszektben nagyobb borítással voltak megtalálhatóak a ruderalis kompetítorok (23,25%), a gyomok (31,73%) és a zavarástűrők (22,51%). A ruderalis kompetítorok közül a legjelentősebb fajok az *Elymus repens* (8,93% ± 12,86), a *Cirsium arvense* (7,07% ± 12,86) és a *Taraxacum officinale* (6,98% ± 12,33) volt. A gyomok részesevéstének meghatározó fajai a *Lathyrus tuberosus* (23,74% ± 16,42) és a *Melilotus officinalis* (4,70% ± 13,10) volt. A legnagyobb mennyiségben előforduló zavarástűrő fajok a *Poa angustifolia* (9,21% ± 13,42), a *Plantago lanceolata* (3,08% ± 8,39), a *Medicago lupulina* (3,26% ± 6,82) és a *Centaurea pannonica* (2,07% ± 6,20) voltak. A kompetítorok közül ebben a transzszektben is a *Festuca pseudovina* jelent meg (12,73% ± 19,35), míg a specialistákat a *Tragopogon floccosus* (0,13% ± 0,60), a generalistákat az *Achillea setacea* (6,63% ± 14,47) képviselte. Az ösnyepen felvett transzszekttekhez képest nagyobb részesevésttel jelentek meg pionír fajok (*Arenaria serpyllifolia*, *Erophilla verna*, *Myosotis ramosissima*, *Cerastium glutinosum*), azonban ezek összesített borítása továbbra is mindössze 2,37% volt. Kis mennyiségben (0,25%) adventív kompetítorok is megjelentek a felvételekben, ezek az *Erigeron annuus* és az *Erigeron canadensis* voltak.

Az ugyanebben az időszakban készült TAP2 transzszekt esetében a ruderalis kompetítorok (24,97%) közül a legjelentősebb faj az *Elymus repens* volt (15,78% ± 13,84), de 1% feletti részesevésttel volt jelen a *Cirsium arvense* (3,94% ± 11,92), a *Convolvulus arvensis* (1,29% ± 3,54), és a *Cynodon dactylon* (3,05% ± 6,21) is. A gyomok mennyiségéhez (18,41%) a legnagyobb mértékben a *Lathyrus tuberosus* (12,13% ± 12,16), a *Melilotus officinalis* (4,28% ± 12,47) és a *Verbena officinalis* (1,04% ± 7,71) járultak hozzá. Nagyobb mennyiségben jelentek meg zavarástűrő fajok (34,66%), melyek közül a legfontosabbak a *Plantago lanceolata* (7,20% ± 14,28), *Medicago lupulina* (6,40% ± 8,87), *Poa angustifolia* (5,99% ± 15,63), *Bromus mollis* (2,44% ± 3,91), *Daucus carrota* (1,61% ± 2,83), *Medicago lupulina* (1,47% ± 8,38), *Picris hieracioides* (1,19% ± 8,80) voltak. A generalisták összes borítása 6,04% volt, ebből meghatározó volt az *Achillea setacea* jelenléte (5,96% ± 13,20). Kompetítorként a *Festuca pseudovina* (3,96% ± 12,19), specialistaként a *Tragopogon floccosus* (0,07% ± 0,64), adventív kompetítorként az *Erigeron annuus* (1,34% ± 4,57) és az *Erigeron canadensis* (1,07% ± 2,40) jelent meg a felvételekben.

A 2016 májusában készült TAP8 linea (8 éves parlag) esetében a ruderalis kompetítorok mennyiségének (26,46%) jelentős részét az *Elymus repens* (3,97% ± 7,13), a *Conium maculatum* (12,73% ± 16,91), a *Cynodon dactylon* (9,05% ± 14,26) adta. A jelentős mennyiségben jelen lévő gyomok (31,94%) közül magas volt a *Lathyrus tuberosus* (23,92% ± 22,19) és a *Crepis setosa* (6,32% ± 13,97). A zavarástűrő fajok mennyiségében (26,54%) meghatározó részesevést jutott a *Poa trivialis*-nak (6,81% ± 9,95) és *Poa angustifolia*-nak (3,16% ± 13,80), a *Bromus mollis*-nak (7,84% ± 12,16), *Bromus tectorum*-nak (3,04% ± 6,16), *Medicago lupulina*-nak (2,08% ± 4,22) és a *Plantago lanceolata*-nak (1,28% ± 4,51). A generalisták (3,71%) közül a *Koeleria cristata* volt a legfontosabb faj (3,09% ± 13,69), míg kompetítorként kis mennyiségben a *Festuca pseudovina* jelent meg (0,35% ± 1,97). Az adventív kompetítorok (3,77%) közül az *Erigeron annuus* jelent meg a legnagyobb mennyiségben (3,10% ± 10,34).

A Tiszaalpárnál lévő mintaterületek vegetációja jelentősen eltér az ősgyep és a parlag esetében. A gyepterminológiai folyamatainak vizsgálata már 10 éves időtávra nyúlik vissza, ezalatt lehetőségem nyílt megfigyelni, hogy a gyepterminológiai és a fajok közötti dominanciaviszonyok érzékenyen reagálnak az egyes évek közötti időjárási jellemzőkre és az alkalmazott gyepterminológiai módszerekre. A terület domináns pázsitfűfaja a kompetitor *Festuca pseudovina*, illetve a generalista típusú *Koeleria cristata*. E két pázsitfűfaj egymást helyettesíti a vegetációban, amennyiben a *Festuca* borítása csökken (pl. a gyepterminológiai a szárazság következtében nyitottabbá válik) a szárazságtűrőbb *Koeleria* elfoglalja a felszabadult területet, így összességében a pázsitfűborítás állandó marad. Abban az esetben, ha az aszály olyan mértékű, hogy a pázsitfűfajok együttesen a nagyobb arányú kipusztulásuk következtében már nem képesek megalkotni a vegetáció szerkezetét, az egyéb, addig a fücsomók között szálanként megjelenő kísérőfajok (*Achillea setacea*, *Plantago lanceolata*, *Securigera varia*) kolonizálják a megnyíló mikroélőhelyeket. Ezekben a léceken a kiindulási állapottól függően különböző mikroszukcessziós utakon keresztül helyreáll a pázsitfű fajok dominanciája, ez a folyamat azonban a klimatikus jellemzők változékonyságától, illetve az alkalmazott területkezeléstől függően több évig is eltarthat. Ez a gyepterminológiai által mutatott viselkedés, nevezetesen a környezeti tényezők változása esetén az addig domináns faj helyettesítése, majd a domináns faj ismételt kolonizációja és uralkodóvá válása a funkcionálisan jól működő, szervezett, önszabályozó gyepterminológiai társulások működésének indikátora. Ezek a belső átrendeződések a gyepterminológiai saját, belső fajkészletéből történnek és nem járnak együtt a természetesség romlásával és nem járnak az ökoszisztéma degradációjával, mert a kiindulási klimax állapot vegetációfejlődési léptékben nézve rövid időn belül helyreáll.

A parlag esetében a fent részletezett, saját fajkészletre alapuló helyettesítés még nem alakulhatott ki, a tartósabb aszály, vagy az időközönként bekövetkező talajsebzések következtében felnyíló gyepterminológiai még adventív fajok, ruderalis kompetitorok és gyomok szaporodnak fel, vagyis olyan fajok, melyek nem részei a későbbi klimax társulásnak. Ezekben az esetekben az érintett élőhelyfoltban a szabályozott gyepterminológiai társulásoktól eltérően gyakorlatilag előlről indul a teljes szukcesszió, az itt található növényzetnek a szántóföldi gyomoktól és a pionír egyéves fajoktól kezdve a teljes regenerációs utat végig kell járni. Ennek következtében a parlag szukcessziója, a vegetációfejlődés gyorsasága nagyban függ a klimatikus tényezőktől, illetve az alkalmazott területkezelési módszerektől. A mérések elvégzésének időpontjában a parlag a határhelyzetben volt a fiatal parlagokra jellemző szúrós magaskórós fajok által dominált fázis és a középidős parlagokra jellemző pillangós fajok dominanciája által jellemzett fázis között. A felvételekben mindkét fázisra jellemző fajok megtalálhatóak voltak, 2016 májusára a szukcesszió előrehaladásának következtében a *Lathyrus tuberosus* mennyisége növekedett, illetve a *Cirsium vulgare* eltűnt a transzszektből.

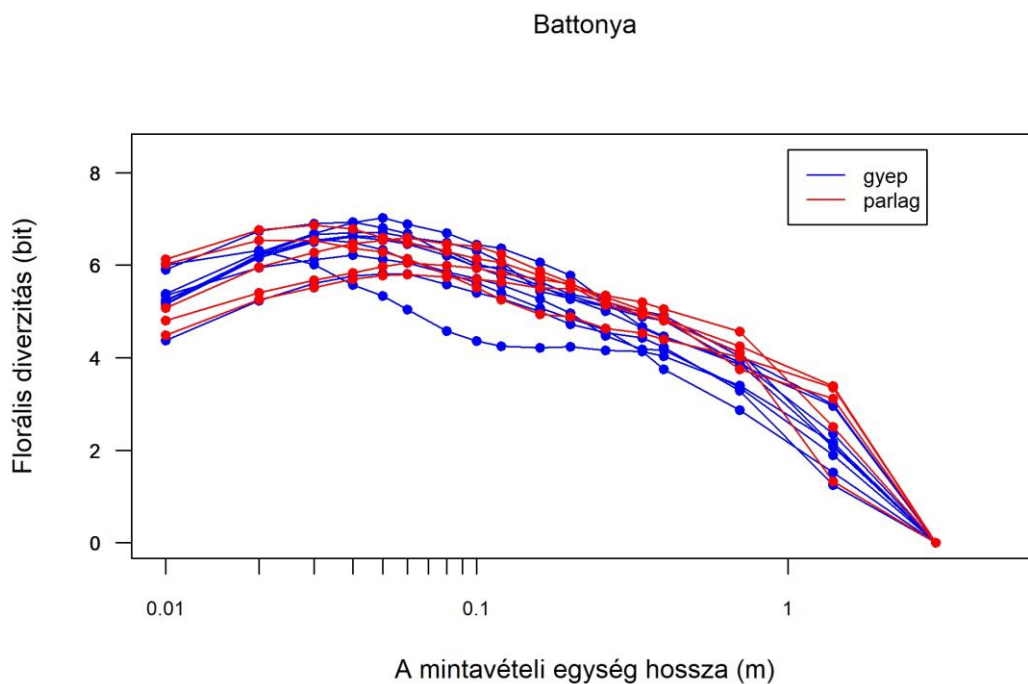


14. ábra. A fajok borításainak SBT kategóriák szerinti megoszlása a tiszaalpári mintaterületen felvett transzszektekben

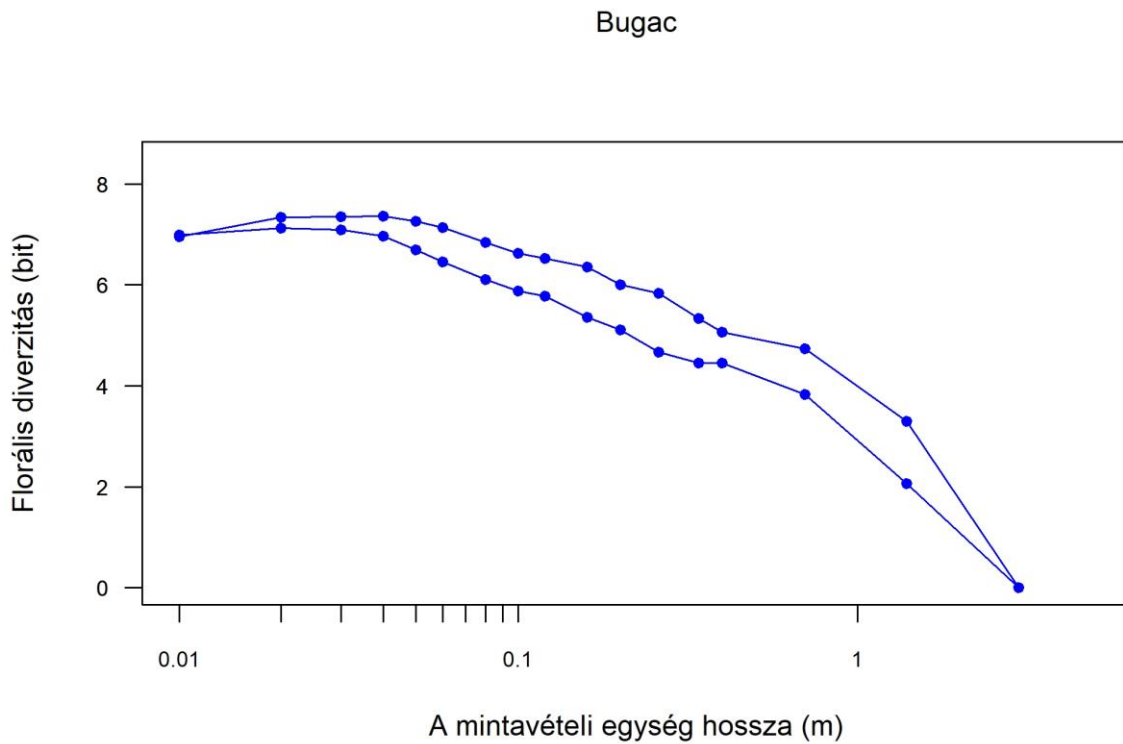
4.1.2. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes mintaterületeken

Az alábbi ábrákon az egyes mintaterületeken számolt florális diverzitásértékek alakulását mutatom be.

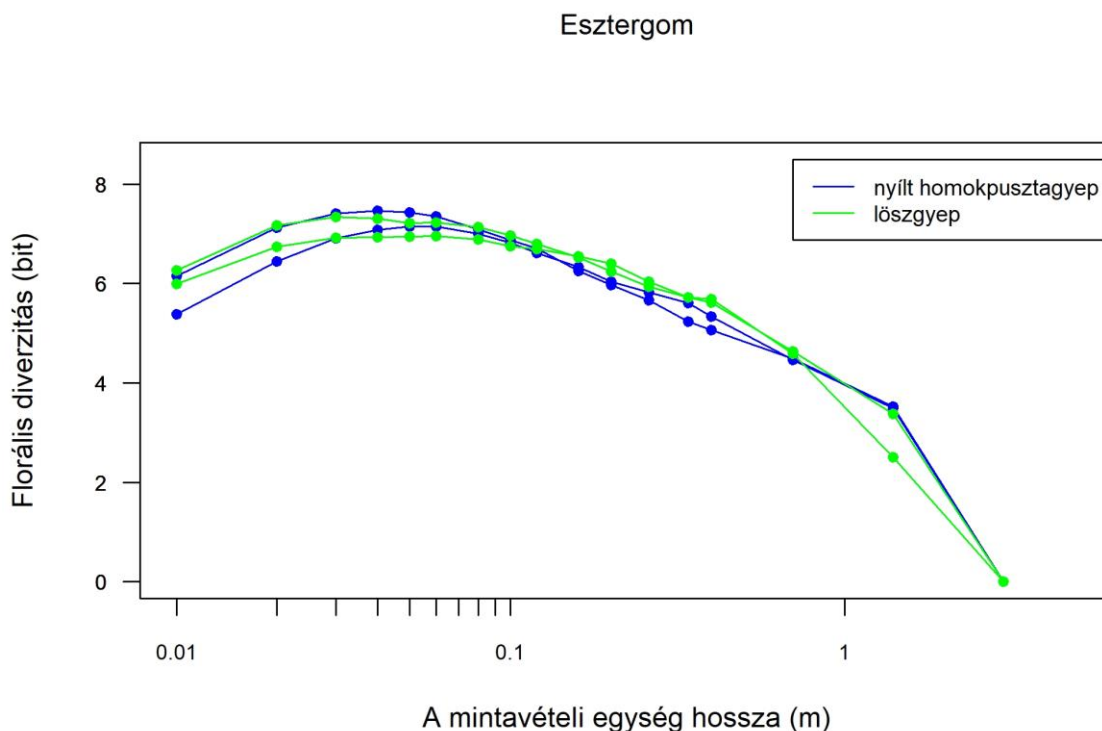
A battonyai mintaterületen (15. ábra) a gyepeseken és a parlagokon felvett transzszektekben egyaránt közepesen magas diverzitási értékeket találunk, amely egyik oka valószínűleg a földikutya túrásai által okozott zavarás lehet. A bugaci terület két transzszektségében (16. ábra) a battonyainál kissé magasabb diverzitás adódott.



15. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett a battonyai mintaterületen



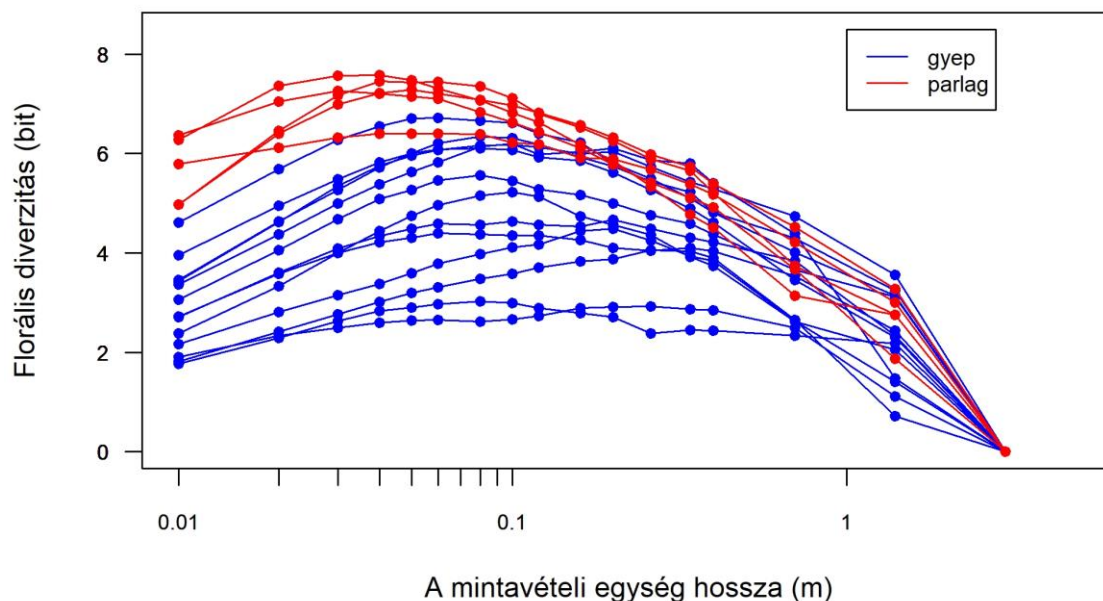
16. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett a bugaci mintaterületen



17. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett az esztergomi mintaterületen

Az esztergomi mintaterületen (17. ábra) a löszgyepekben és a homoki gyepekben is hasonló lefutású görbét láthatunk. A löszgyepek esetében zavaró tényező lehet a vaddisznók túrása, ez hatással lehet a növényzet állapotára és szerkezetére.

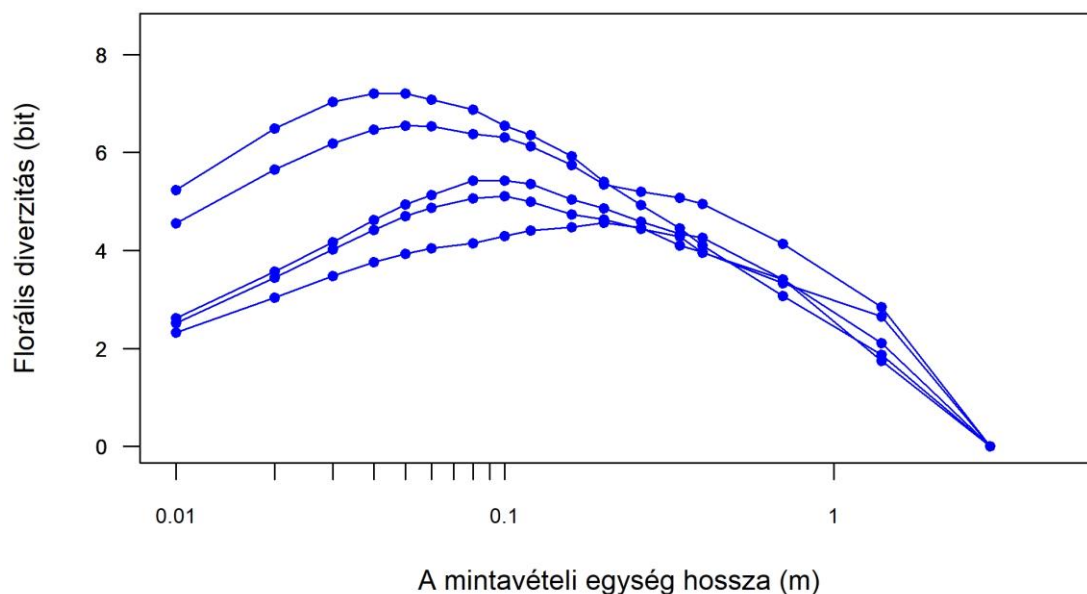
Fülöpháza



18. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett a fülöpházi mintaterületen

A fülöpházi területen (18. ábra) felvett gyepranszszektek esetében a florális diverzitás elég széles tartományban mozog, a parlagokban mért diverzitásértékek magasnak mondhatók.

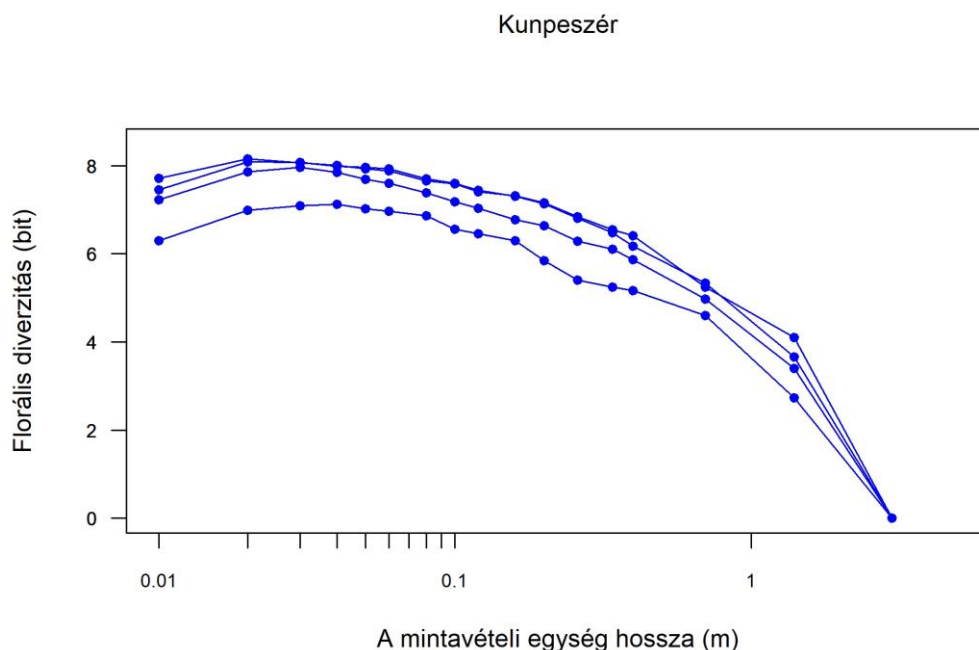
Gönyű



19. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett a gönyűi mintaterületen

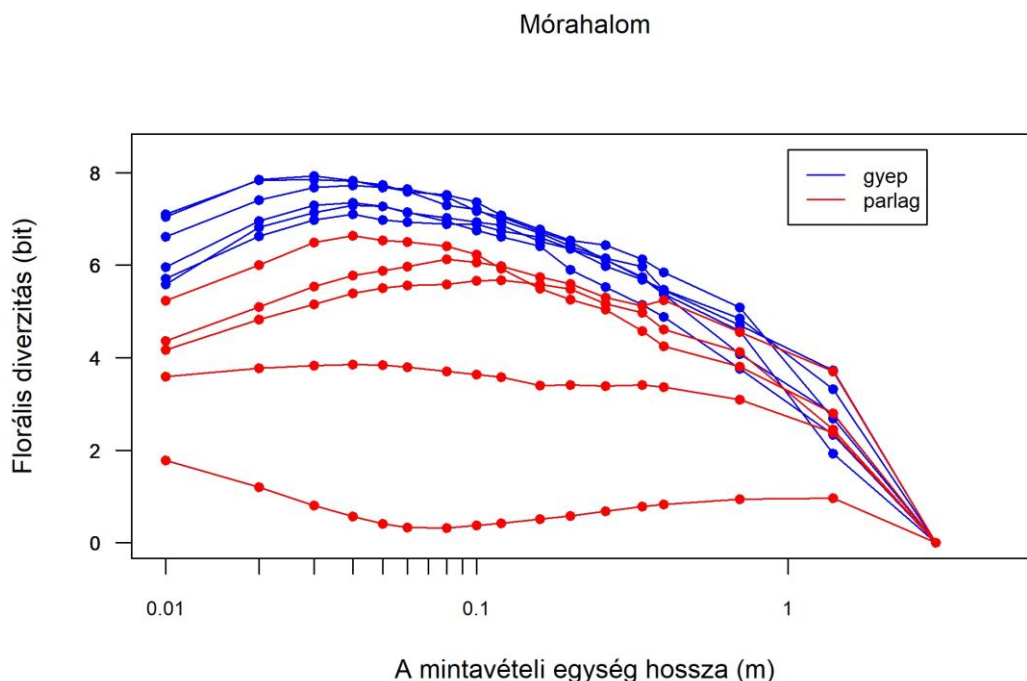
A gönyűi mintaterületen (19. ábra) két transzszektkben bizonyult magasabbnak a diverzitás, és a maximumot kisebb léptékben vette fel a függvény, ezek jobb állapotú gyepekre utalnak. Ez a

két transzszeket a terület kissé zártabb állományában készült, és jól elkülönül a nyíltabb gyepekben készült transzszektektől, ahol alacsonyabb a diverzitás és nagyobb a maximum lépték.



20. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett a kunpeszéri mintaterületen

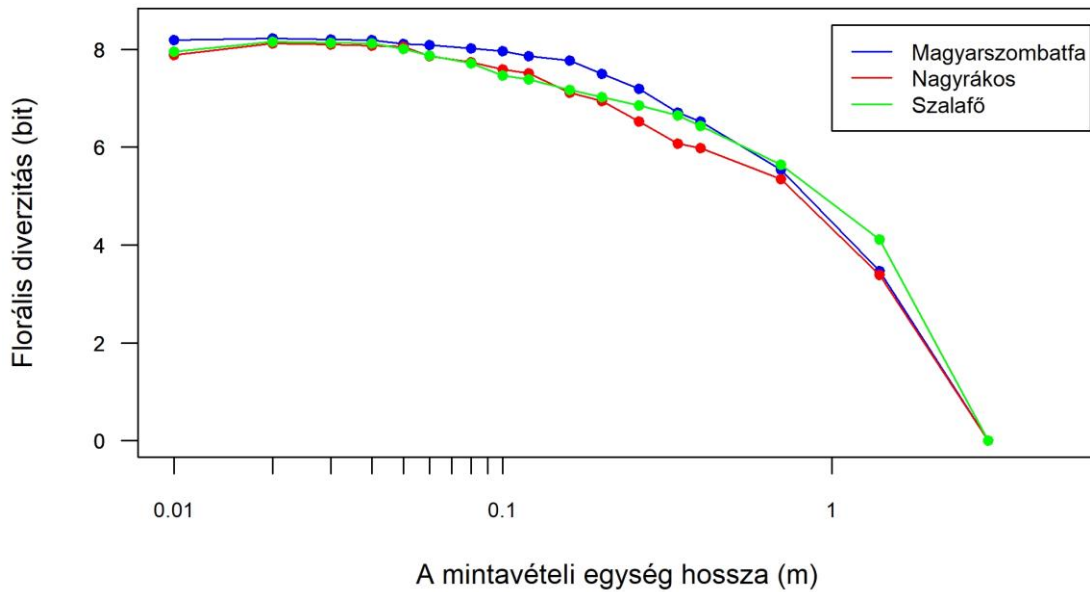
A kunpeszéri gyepek (20. ábra) is magas diverzitásúnak bizonyult a florális diverzitás értékeit tekintve.



21. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett a mórahalmi mintaterületen

A mórahalmi mintaterületen (21. ábra) jól elkülönülnek egymástól a gyepekben és a parlagokon felvett transzszektek, utóbbiakban mindenhol alacsonyabb értékeket vett fel a görbe.

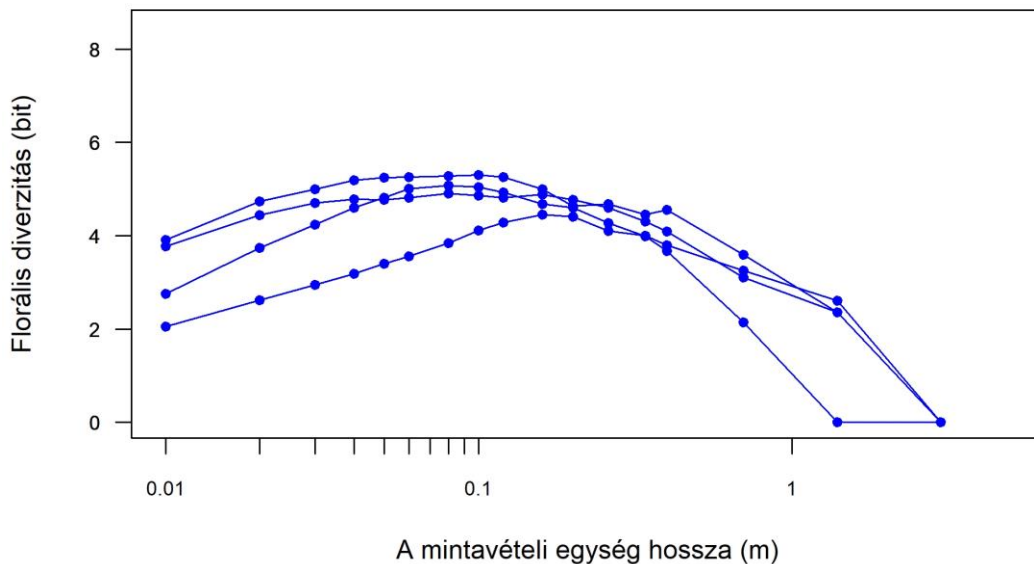
Őrség



22. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett az Őrségi mintaterületeken

Az Őrségben (22. ábra) mindhárom mintaterületen magas diverzitásértékek adódtak.

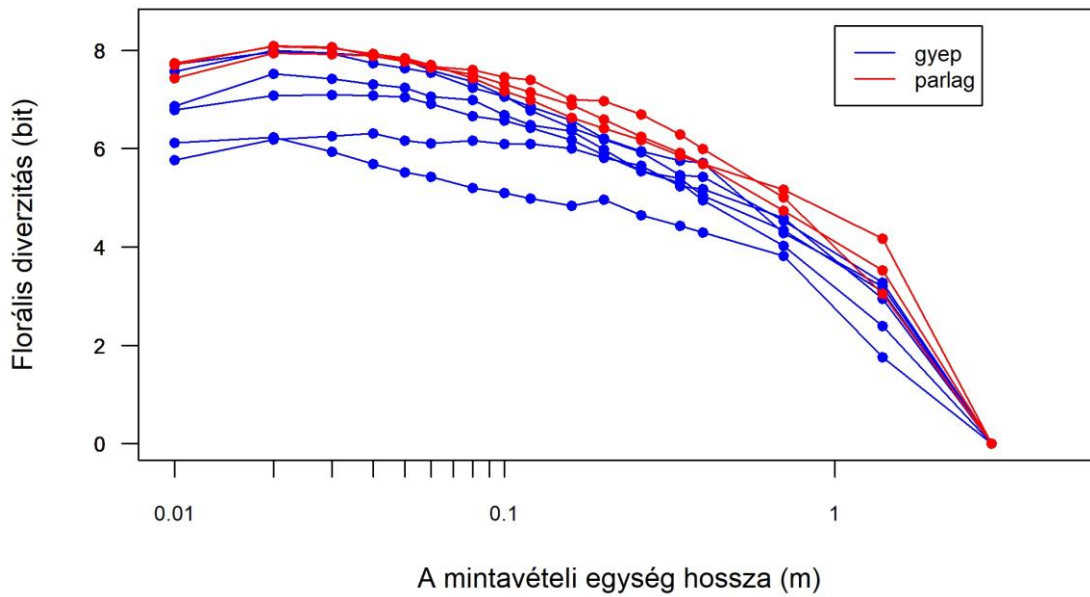
Tece



23. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett a tecei mintaterületen

A tecei mintaterületen (23. ábra) minden transzszektkben alacsony volt a diverzitás, és a maximumértékeket nagyobb léptékekben vette fel a függvény.

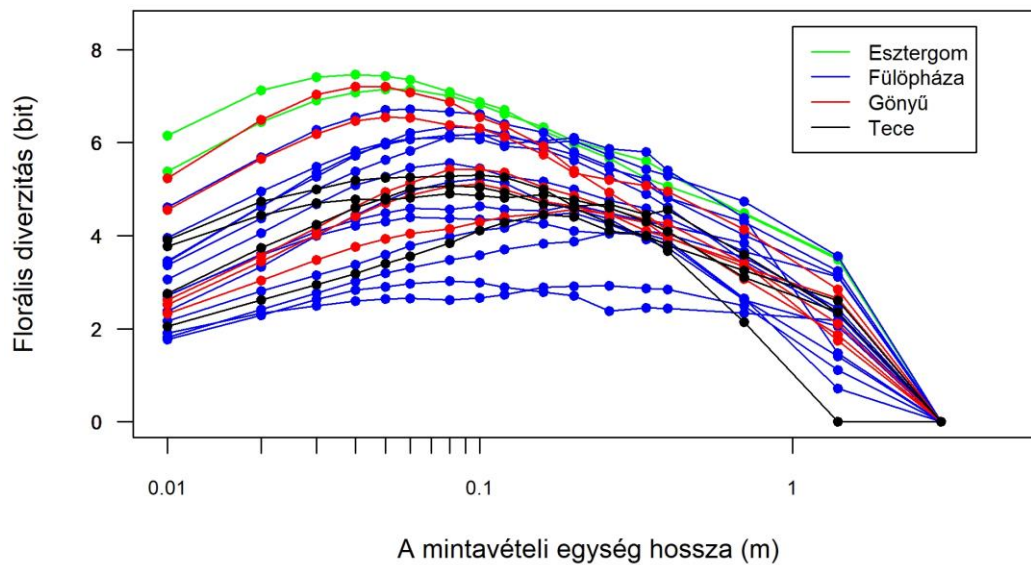
Tiszaalpár



24. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett a tiszalpári mintaterületen

A tiszalpári mintaterületen (24. ábra) a florális diverzitás a gyepék és a parlagok esetében is magas volt.

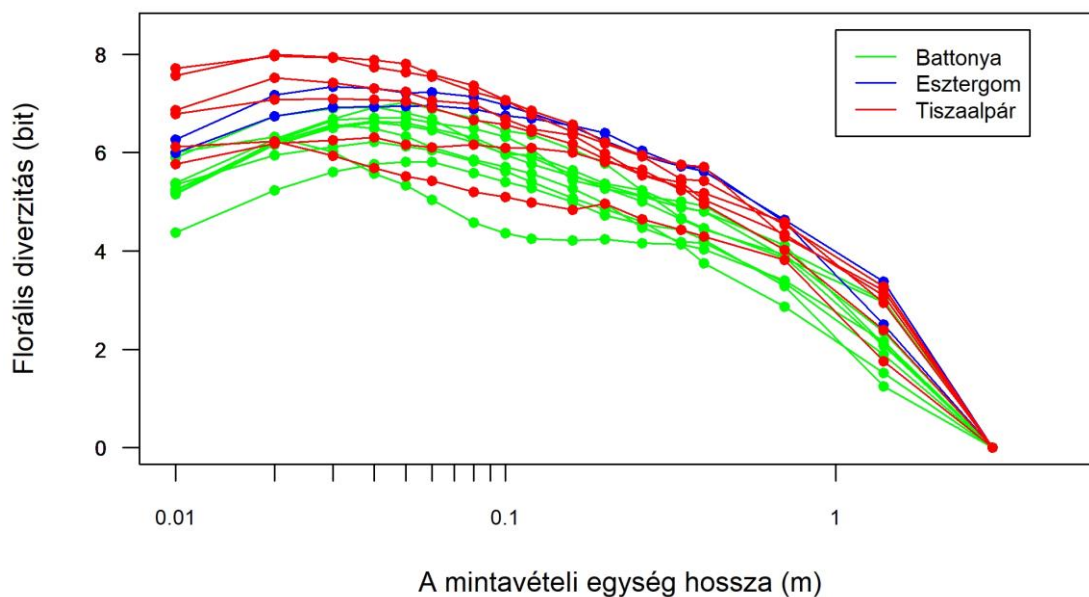
Nyílt homokpusztagyepék



25. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett a nyílt homokpusztagyepi társulásokban

Ha összehasonlítjuk a különböző területeken felvett nyílt homokpusztagyepi transzszektek (itt csak a gyepekben felvett transzszekteket tüntettem fel), jól látható különbségek adódnak az egyes állományok között. A legmagasabb diverzitást a zártabb állományok (Esztergom, Gönyű) érték el, a nyíltabb gyepekben (Fülöpháza, Tece) alacsonyabb volt a florális diverzitás értéke (25. ábra). A maximum skála eltolódása is látható: a magasabb diverzitású állományokban kisebb léptékeknél adódott a florális diverzitás maximuma, míg a kevésbé diverz állományokban ez a nagyobb léptékek felé tolódott.

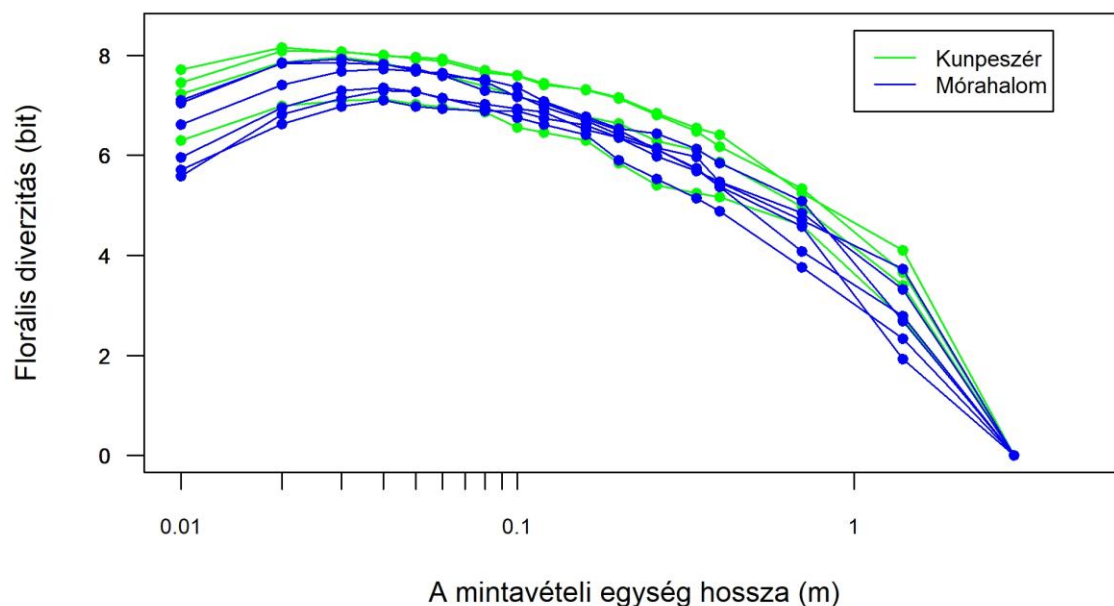
Löszgyepek



26. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett a löszgyepekben.

A löszgyepek esetében (26. ábra) a tisztaalpari gyepek bizonyultak a legmagasabb diverzitásúnak (a maximumlépték tekintetében nem látszik lényeges különbség az egyes transzszektek között). A homoki sztyepprétek (27. ábra) mindkét területen magas fajgazdagsággal jellemezhetők.

Homoki sztyepprétek



27. ábra. A florális diverzitás értékeinek alakulása az egyes transzszektekben, növekvő térléptékek mellett a homoki sztyeppréteken

4.1.3. A 15 m-es lineával kapott florális diverzitás-mintázatok módszertani értékelése

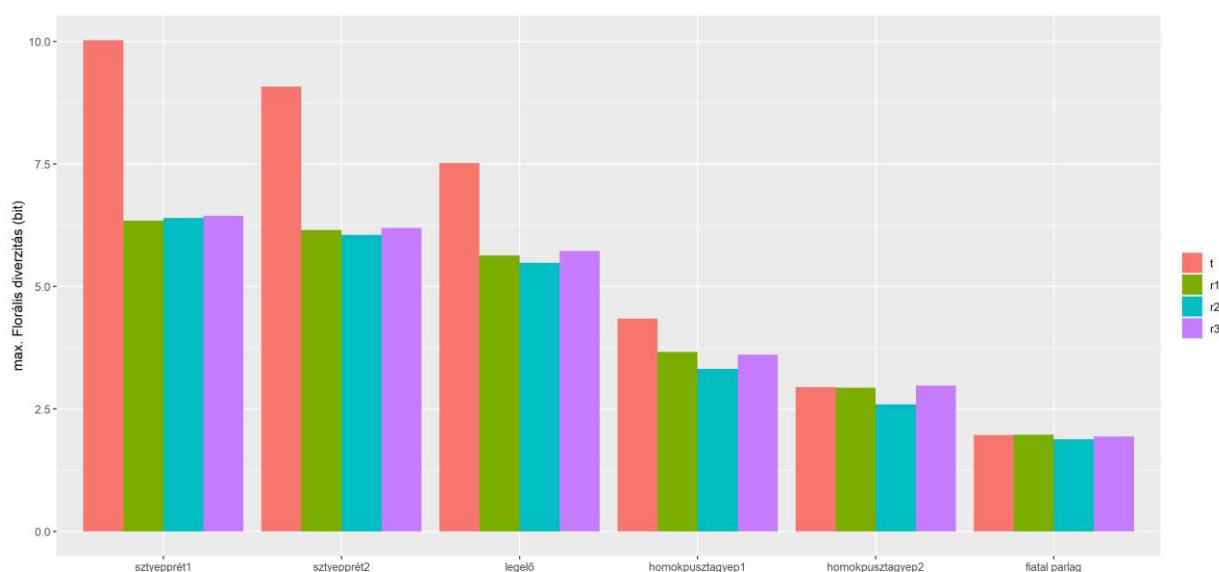
A florális diverzitás értékeinek meghatározásához használt mikrocönológiai mintavétel esetében fontos módszertani kérdés, hogy hány db mikrokvadrát szükséges ahhoz, hogy megfelelő információkat kapjunk a fajok együttélésének mintázatairól. A módszer kidolgozójának Juhász-Nagy Pálnak még 4-5-hétbe telt a mintavétel megvalósítása (Bartha 2008). A transzszekt mentén történő mintavétel, valamint az a tény, hogy a számítógépes technológiai fejlődésével lehetővé vált a térléptékek növelése (a mikrokvadrátok összevonásával) az adatelemzés során (nem a terepen kellett különböző léptékű felvételeket készíteni), jelentősen lecsökkentette a mintavétel időigényét, így lehetővé vált nagymennyiségű adat gyűjtése viszonylag kis időráfordítással. A transzszektes mintavétel csökkenti az állományt érő zavarás mértékét, és kisebb helyigényével megkönnyíti a transzszekt homogén gyepfoltba történő elhelyezését.

A tapasztalatok alapján (Bartha 2008) az 52 m hosszú, 1040 db mikrokvadrátból álló transzszekttel a diverzitásértékek számítása kellő pontossággal elvégezhető. Szükség esetén azonban kisebb lineákat is alkalmazhatunk: a 26 m hosszú transzszekt mentén, a megvizsgált 520 db mikrokvadrátban feljegyzett jelenlétek száma már igen pontosan becsüli a fajok gyakoriságát és a kapott érték jól korrelál a fajok borításával (Bartha et al. 2004, Bartha 2007). Egyes esetekben azonban ennél rövidebb, 160 db mikrokvadrátból álló transzszekt is megfelelő lehet a mintavétel céljainak megvalósítására, pl. természetvédelmi célú monitorozási vizsgálatokban (Bartha 2008). Ilyen esetekben a domináns fajok gyakoriságát és mintázatait tudjuk nyomon követni, és mivel a domináns fajok játszik a legjelentősebb szerepet az állomány szerkezetének és viselkedésének, működésének kialakításában, ezért feltételezhető, hogy a szerkezet és működés közötti összefüggés vizsgálatához is elegendő rövidebb transzszektekkel dolgozni. Így lehetővé válik a szerkezet vizsgálatára alkalmas módszertan összekapcsolása az ökofiziológiai mérésekhez használt módszertannal (Fóti 2008), mivel az utóbbi esetében is az volt a fő szempont, hogy relatíve rövid időegység alatt a lehető legtöbb ismétlésszámmal kerüljön megmintázásra egy adott állomány. Mivel 2 óra alatt 75 db mérés

elvégzésére van lehetőség, ez 20 cm-es pozíciókkal számolva egy 15 m hosszú cirkuláris transzszektet feltételez, amely 300 db mikrokvadrátból áll.

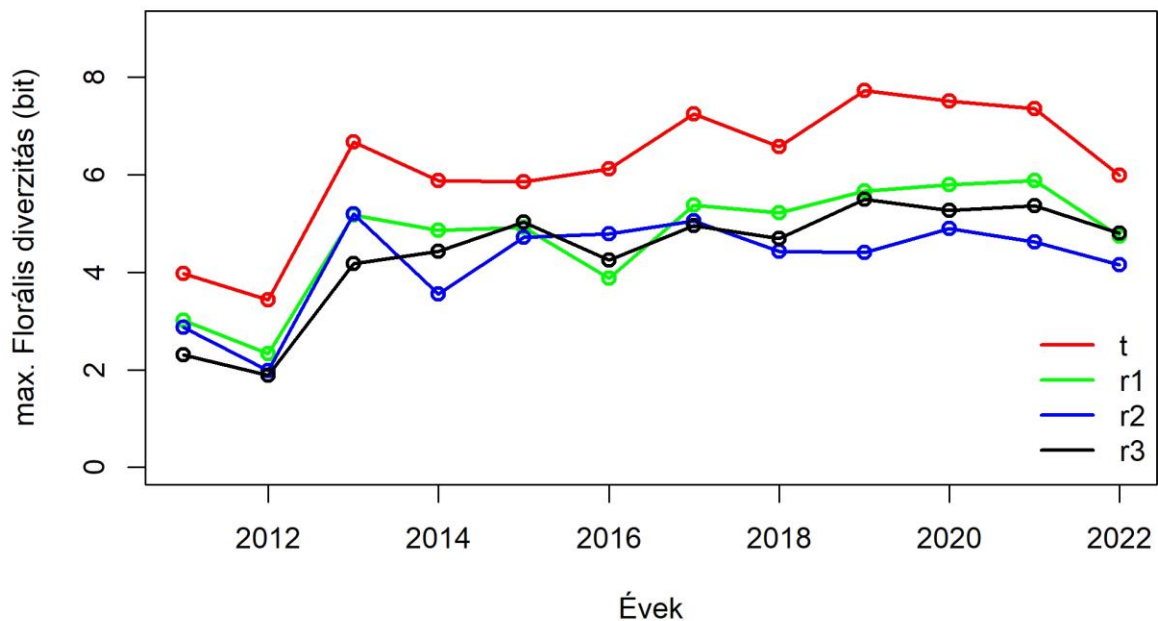
Annak érdekében, hogy megállapítsam, elegendő-e a 300 db mikrokvadrátból álló transzszekt az állományok megfelelő értékeléséhez, korábban felvett 52 m-es lineákból kivágtam 3 db 15 m-es darabot (2m 30cm-es közöket hagyva a lineák között), és az így kapott rövidebb lineákból számolt FD értékek relációt hasonlítottam össze az 52 m-es lineákból számolt értékekkel.

Elsőként azt vizsgáltam, hogy a különböző gyeptípusok közötti különbségek és relációk állandóak-e a különböző hosszúságú lineák között (28. ábra). Ehhez a következő vegetációtípusokból származó transzszekteket vizsgáltam: 1) egy, a maximálisan elérhető FD értékhez közeli diverzitást produkáló lösz sztyepprét (Virágos-völgy, Erdélyi Mezőség, Románia), 2) lösz sztyepprét (Battonya), 3) másodlagos löszgyep (Tiszaalpár), 4) nyílt homokpusztagyep (Gönyű), 5) nyílt homokpusztagyep (Fülöpháza) és 6) fiatal parlag (Battonya). Az ábrán látható, hogy a diverzitásértékek nagyságrendje ugyanúgy alakult a különböző hosszúságú mintavételi egységekkel, a legfajgazdagabbnak mindkét esetben a virágos-völgyi löszgyep bizonyult, a legalacsonyabb diverzitásértékeket pedig a parlag érte el.



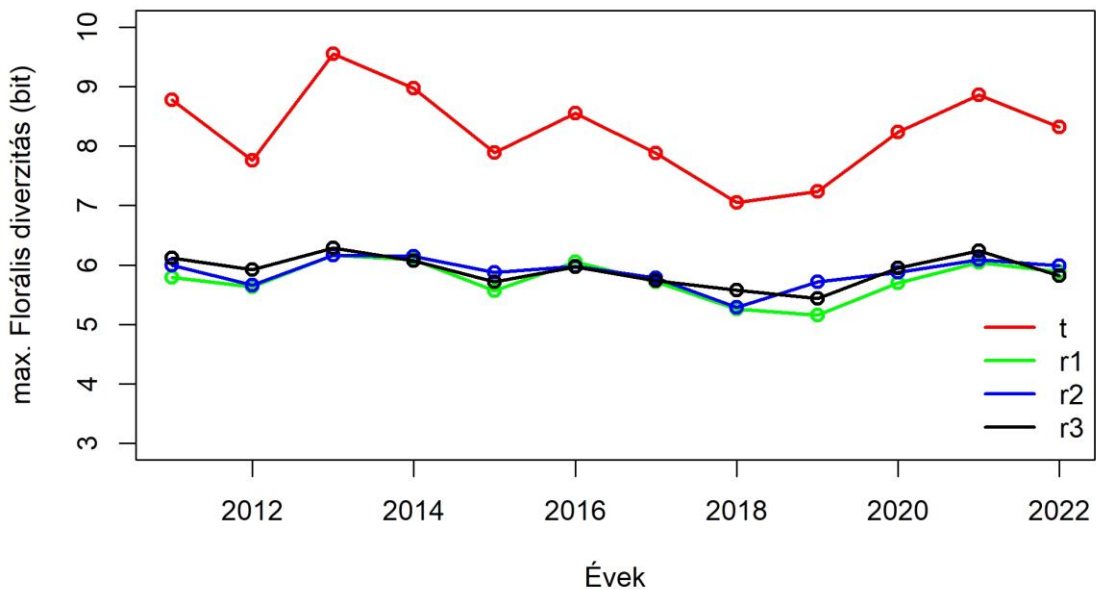
28. ábra. A különböző vegetációtípusokból származó transzszektekben számolt FD értékek módszertani összehasonlítása (t=teljes linea (52m), r1=1. rövid linea (15 m), r2=2. rövid linea (15 m), r3=3. rövid linea (15 m))

Arra is kíváncsi voltam, hogy egy az állományon belüli diverzitásmintázatok is kimutathatóak-e a rövidebb lineák segítségével. Ezt a kérdést három állományban is megvizsgáltam, elsőként egy spontán fejlődő parlag társulásban (Battonya). A 29. ábrán a 2011-2022 közötti időszakban felvett transzszektek maximális FD értékei láthatók. Az eredmények alapján az 52 m-es transzszektekben kapott szukcessziós trend a 15 m-es lineákkal is látható. A 2012-ben jelentkező diverzitás csökkenést a *Cirsium arvense* felszaporodása, a 2022-ben jelentkező diverzitás csökkenést pedig az évelő fűvek felszaporodása okozta.



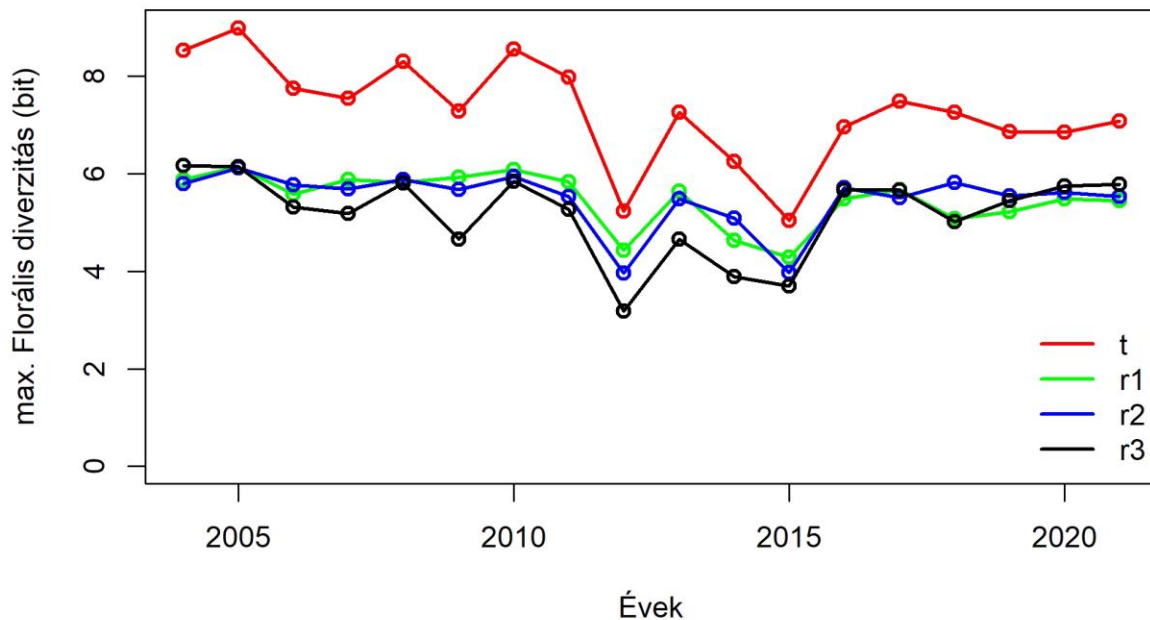
29. ábra. A különböző évekből származó transzszektekből számolt FD értékek módszertani összehasonlítása parlagon (t=teljes linea (52m), r1=1. rövid linea (15 m), r2=2. rövid linea (15 m), r3=3. rövid linea (15 m))

Hasonló módszerrel vizsgáltam meg a battonyai ősgyepben felvett transzszekteket is (30. ábra). Itt is az látszik, hogy a szélsőségesen nedves és száraz évek okozta fluktuációk bár kisebb mértékben, de láthatók a rövidebb lineákkal is, a mintázatok megmaradtak.



30. ábra. A különböző évekből származó transzszektekből számolt FD értékek módszertani összehasonlítása zárt gyeppen (t=teljes linea (52m), r1=1. rövid linea (15 m), r2=2. rövid linea (15 m), r3=3. rövid linea (15 m))

Egy, a Csévharaszton található nyílt homokpusztagyepi állomány hosszútávú monitorázása során felvett adatsor is hasonló képet mutat (31. ábra): a diverzitás minimumok és maximumok láthatóak a rövidebb transzszekkel vizsgálva is, különösen jól megfigyelhető a 2012-es és 2015-ös száraz évek hatása mindegyik transzszektben.



31. ábra. A különböző évekből származó transzszektből számolt FD értékek módszertani összehasonlítása nyílt gyepekben (t=teljes linea (52m), r1=1. rövid linea (15 m), r2=2. rövid linea (15 m), r3=3. rövid linea (15 m))

Eredményeim alapján tehát a 300 mikrovadrátból álló transzszekt elegendőnek bizonyult az egyes állományokon belüli diverzitásértékek vizsgálatához és az egyes állományok összehasonlításához.

4.1.4. A florális diverzitás maximum léptékeinek alakulása

A florális diverzitás görbének a maximumon kívül egy másik fontos pontja az a térlépték, ahol a maximumértéket felveszi a függvény. Ha ez a térlépték kicsi, az azt jelzi, hogy már kis területen is sok faj képes együtt élni, tehát a társulás szervezettsége magasabb. Míg, ha a maximumlépték nagyobb, a fajok együttélése korlátozottabb, a társulás szervezettsége alacsonyabb.

Az 5. táblázatban láthatóak az előző fejezetben szereplő, gyepekben felvett transzszekt adataiból számolt görbék maximumléptékeinek gyakoriságértékei. A magasabb diverzitású, fajgazdagabb gyepekkel jellemezhető mintaterületeken (Battonya, Bugac, Kunpeszér, Mórahalom, Órség, Tiszaalpár) a maximumértékek kis léptékeknél jelentkeznek, a leggyakoribb lépték a 10 cm és a 20 cm volt. A kevésbé szervezett, nyílt gyepekben (Fülöpháza, Gönyű, Tece) a maximumlépték eltolódik a nagyobb értékek felé (25 cm és annál nagyobb léptékek).

5. táblázat. A florális diverzitás maximumértékei térléptékeinek eloszlása az egyes mintaterületekben, gyepekben

terület	10cm	15cm	20cm	25cm	30cm	40cm	50cm	90cm	100cm	130cm
Battonya	1	1	5	2						
Bugac	1		1							
Esztergom		1	1	1	1					
Fülöpháza					2	4	3		2	2
Gönyű				2		1	1		1	
Kunpeszér	2	1	1							
Mórahalom		2	4							
Órség	3									
Tece						2	1	1		
Tiszaalpár	4	1	1							
Összesen	11	6	13	5	3	7	5	1	3	2

A 6. táblázatban ugyanezen értékek láthatók a parlagok vonatkozásában. Várakozásaimmal ellentétben a leggyakoribb térlépték itt is a 10 cm volt, a fülöpházi parlagokon ennél magasabb értékekben jelentkezett a diverzitás maximuma.

6. táblázat. A florális diverzitás maximumértékei térléptékeinek eloszlása az egyes mintaterületeken, parlagokon.

terület	5cm	10cm	15cm	20cm	25cm	30cm	40cm	60cm
Battonya		1	1			3		
Fülöpháza			1	2	2			
Mórahalom	1			2			1	1
Tiszaalpár		3						
Összesen	1	4	2	4	2	3	1	1

4.2. A transzszektek talajlégzés-profiljának értékelése

A vizsgálatomban alkalmazott megközelítés szerint az egyes gyeptípusok, illetve azokon belül az egyes transzszektek által reprezentált élőhelyfoltok esetében az ökoszisztéma működésének kvantifikálható értékszámait a talajlégzés műszerrel mért fluxusai, míg az ökoszisztéma egészének funkcionális szempontú koordináltságát az egyedi talajlégzés értékekből származtatható mutató adja. Az egyes transzszektek funkcionális szempontú értékeléséhez elengedhetetlen az egyedi talajlégzésértékek alakulásának, valamint az egyes mérések között jelentkező értékkülönbségek vizsgálata, ezen felül a lineán belül mért talajlégzés adatokból kirajzolódó térbeli mintázat jobb megértése. A működés egyik legfontosabb aspektusa a szabályozottság, vagyis annak elemzése, hogy a vizsgált változó egyedi mérésekkel meghatározott értékei mennyire koncentrálnak a statisztikai populáció középértékét és szóródását jellemző leíró statisztikai paraméterek (pl. átlag, medián, valamint az ezekhez köthető variabilitást mérő mutatók) közelében. A szabályozott rendszerek működésének jellemzője, hogy a mért változók nem vehetnek fel bármekkora értékeket, az értékkülönbségek mértéke limitált. Ennek következtében a szabályozottság mértékének erősödésével a mért

értékek a középérték felé mozdulnak el, a szóródási mutatók csökkennek, melynek kimutatható hatása lehet a minta eloszlására is.

A fentieket alapul véve az exploratív adatelemzés során célszerű az egyes lineákon belül 75 ismétlésben mért talajlégzés értékek eloszlását megvizsgálni és az esetleges különbségek alapján csoportosítani az egyes gyeptípusokat. Az eloszlások jól jellemezhetőek két mérőszámmal (Zar 1999), ezek egyike a ferdeség (skewness). Ez az érték azt mutatja meg, hogy mennyire nem szimmetrikus a mért változó eloszlása. Ha a ferdeségi mutató nulla, akkor szimmetrikus eloszlásról beszélünk, ha ez az érték nagyobb nullánál, akkor az eloszlás sűrűségfüggvénye a szimmetrikushoz képest jobbra nyúlik el, ha pedig kisebb nullánál, akkor balra. A másik, gyakran használt mérőszám az eloszlás lapultsága/csúcsossága (kurtosis), amely megadja, hogy egy egyébként akár teljesen szimmetrikus eloszlás sűrűségfüggvénye mennyire hegyes a centrumánál, illetve mennyire húzódik szét az eloszlás két széle, ezáltal egyben utal a függvény meredekségére is. A normáeloszlás lapultsága nullával egyenlő, amennyiben ez a mérőszám negatív, akkor az eloszlás a normáeloszlásnál lapultabb, pozitív mérőszám esetén pedig csúcsosabb. Ez a mérőszám valójában arra utal, hogy az 1 szórásnyira lévő adatok a normáeloszlásra jellemző módon az adatok 68%-át tartalmazzák-e.

Tekintettel arra, hogy a biológiai tudományokban a normáeloszlás a leggyakrabban viszonyítási alapként alkalmazott, nevezetes eloszlás, kézenfekvő, hogy a talajlégzés adatok esetében ehhez az eloszláshoz viszonyítsuk az egyes adatsorokat. A normál eloszlás esetében a mért értékek 68,27%-a $\mu \pm \sigma$, 95,44%-a a $\mu \pm 2\sigma$ és 99,73%-a a $\mu \pm 3\sigma$ tartományba esik. Ennek megfelelően a 75 mérési adatból a normál eloszlást elméletileg legjobban megközelítő esetben 51 adat esik a $\mu \pm \sigma$ tartományba, 72 mérés a $\mu \pm 2\sigma$ tartományba és 75 mérés a $\mu \pm 3\sigma$ tartományba. Ahhoz, hogy ez a feltétel teljesüljön, 51 adatnak kell lennie a $\mu \pm \sigma$ tartományban, amely 27,17%-nyi (95,44%-68,27%), vagyis 20 adatponttal egészül ki a $\mu \pm 2\sigma$ tartományban, illetve 4,29%-nyi (99,73%-95,44%), azaz 3 mérés lehet a $\mu \pm 3\sigma$ tartományban, illetve maximum 1 adat eshet ezen kívülre, ezek az értékek teljesülnek tehát a tökéletesen normál eloszlást követő adatsor esetében. Az ettől való eltérések az eltérés mértékének függvényében csökkentik a normalitást. A fentiek elemzésére elkészítettem minden transzszekt talajlégzés profilját, ahol ábrázolásra került a 75 mérési pozíción mért adatpont, az ezekhez tartozó átlag, illetve különböző színezéssel jelöltem a $\mu \pm \sigma$, $\mu \pm 2\sigma$, $\mu \pm 3\sigma$ és az azon kívüli tartományokat, így könnyen vizsgálható, hogy az egyes mérések az eloszlás sűrűségfüggvényének melyik görbe alatti területén találhatóak. Terjedelmi okok miatt ezek az ábrák az M2. mellékletben kerültek elhelyezésre.

Bár a talajlégzés profilokat minden transzszekt esetében elkészítettem, a talajlégzés mintázataival kapcsolatos korábbi vizsgálatok (Fóti 2008, Fóti et al 2016) megállapításai szerint a mintázatok detektálása leginkább a fenológiai optimumban és a megfelelő talajnedvesség viszonyok megléte mellett lehetséges. Erre alapozva az alábbi összefoglalásban csak a gyepék fenológiája és a termőhelyén mérhető klimatikus paraméterek szempontjából átfogóan leginkább optimális időszakban (május, június) készült lineák esetében mutatom be.

A 7. táblázat élőhelytípusok és a gyeptípus szerinti bontásban mutatja meg, hogy a május és június hónapokban felvett transzszektek esetében a mért 75 talajlégzés érték eloszlása $p=0,05$ szignifikancia szinten normál eloszlást mutat-e a Shapiro-teszt szerint.

7. táblázat. A talajlégzés értékek normalitásvizsgálatának eredményei az egyes élőhelytípusokban

Élőhelytípus és helységneve	gyep típusa	Shapiro teszt P érték > 0,05	Shapiro teszt P érték < 0,05
lőszgyepek (Battonya, Tiszaalpár)	ősgyep	6	15
	parlag	8	13
homoki sztyeppré (Mórahalom, Kunpeszér)	ősgyep	5	7
	parlag	5	2
nyílt homokpusztagyep (Fülőpháza, Gönyű, Esztergom)	ősgyep	3	21
	parlag	1	7
homoki legelő (Bugac)	gyep	2	0
mocsárrét (Magyarszombatfa, Nagyrákos, Szalafő)	gyep	3	3

A lőszgyepek esetében az ősgyepek esetében 6 transzszekt mutatott normalitást a jelzett szignifikancia szinten, míg 15 nem bizonyult normáeloszlásúnak. Hasonló az arány a parlagok esetében, ahol 8 transzszekt talajlégzés adatsora tekinthető statisztikailag igazoltan normál eloszlásúnak, 13 pedig nem. A lőszgyepek esetében azonban területi különbségek is adódtak. Battonyán 15 ősgyep transzszekt közül mindössze 3 esetében volt a szignifikancia érték alapján a normalitást feltevő nullhipotézis megtartandó. A 18 parlaglinea esetében 5 bizonyult normáeloszlásúnak. Ezzel szemben a tiszalpäri mintaterület esetében a 6 gyeplinea esetében 3 esetben, a 3 parlaglinea közül mindhárom normáeloszlásúnak volt értékelhető a teszt alapján. Az eredmények azt sugallják, hogy a tiszalpäri területen arányaiban nagyobb lehet a normáeloszlást követő talajlégzésminták aránya, azonban az eltérő mintaelemszámok miatt ez jelenleg feltételezés, megbízható statisztikai vizsgálata csak további minták elemzésével lehetséges. A lőszgyepek esetében a szignifikáns normáeloszlást követő talajlégzés mintázattal rendelkező transzszektetek esetében a $\mu \pm \sigma$ tartományban jellemzően alacsonyabb értékek találhatók (50-55, ettől kevesebb, illetve több csak egyes kivételes esetekben fordultak elő), a $\mu \pm 3\sigma$ tartományban a nem szignifikáns talajlégzés adatsorokhoz képest általában magasabb (3-5) adatpont volt megtalálható, a $\mu \pm 4\sigma$ tartományban pedig nem fordult elő adatpont, vagy maximum egy érték jelent meg. A nem szignifikáns lineák többségénél a $\mu \pm \sigma$ tartományban 55 adatpontnál többet találunk, a $\mu \pm 3\sigma$ tartományban gyakrabban jelenik meg kevesebb (0-3) adatpont, illetve a $\mu \pm 4\sigma$ tartományban szinte minden esetben megjelenik egy, néhol kettő adatpont.

A homoki sztyepprétek esetében a gyepek esetében közel azonos volt a statisztikai próba alapján normáeloszlásúnak bizonyuló transzszektetek száma a nem normáeloszlású talajlégzésértékeket produkáló transzszektetekével. Figyelemreméltó, hogy ezen élőhelytípus esetében a parlagok mintáiban a normál eloszlást követő mintavételek száma meghaladta a nem normáeloszlású minták számát. A nem normáeloszlású transzszektetek (KP1, MH01, MH02, MH3, MH4, MH5, MHP3, MHP7, MH9) közös jellemzője, hogy $\mu \pm 3\sigma$ tartományban az adatpontok száma tág határok között változik, de általában alacsony, 1 esetben 0, 1, 3, illetve 4, további öt esetben 2. Ezzel együtt megfigyelhető, hogy az értékek jobban koncentrálnak az átlag körül, a $\mu \pm \sigma$ mezőben az adatpontok száma 50-57 között változik. Egy kivétellel a $\mu \pm 4\sigma$ tartományban is megjelentek adatpontok, ezek száma 1 és 2 volt. A szignifikáns normáeloszlást követő transzszektetek (KP2, MH1, MH2, MHP1, MHP2, MHP4, MHP5, MHP6, MH10, MH11) esetében több adatpont fordult elő a $\mu \pm 3\sigma$ tartományban. A $\mu \pm 4\sigma$ tartományban hét esetben nem fordult elő mérési érték, illetve kettő esetben egy érték, egy esetben pedig két érték jelent meg. Utóbbi linea esetében (MHP1) ez a szignifikancia jelentős csökkenésével (0,06) járt együtt. A parlagok esetében a szignifikanciát mutató p értékek némileg alacsonyabbak voltak egy kivétellel (MHP2) 0,15 alatt maradtak, míg gyepek esetében 0,2 felett alakultak. Ennek a szabályszerűségnek mond ellent az MHP2 parlag transzszekt,

amely az élőhely legnagyobb valószínűséggel normál eloszlású talajlégzés adatsorát jelentette ($p=0,48$).

A nyílt homokpusztagyeppek esetében a 24 ősgyep linea közül mindössze három volt szignifikánsan normáleloszlású (E2, G7, TC1), a 8 parlaglinea közül pedig 1 (FHP7). A szignifikáns esetek során jellemzően a $\mu\pm\sigma$ tartományban kevesebb adatpont jelent meg, a $\mu\pm4\sigma$ mezőben pedig vagy nincs adat vagy maximum 1. A szignifikanciát nem mutató esetekben az előbbieknél az ellenkezője jellemzőbb, bár ez a szignifikáns esetek alacsony száma miatt nehezen értékelhető.

A homoki legelők esetében mindkét transzszektben normáleloszlást követtek a talajlégzésértékek ($p=0,7, 0,28$). A BU01 transzszekt esetében 48 adatpont fordul elő $\mu\pm3\sigma$ tartományban 23 a $\mu\pm2\sigma$ tartományban, 4 a $\mu\pm3\sigma$ tartományban, a $\mu\pm4\sigma$ tartományba pedig nem esett adatpont. Ez a pontmintázat alapozta meg a magasabb p értéket. A BU02 linea esetében az adatok nagyobb számban csoportosultak a $\mu\pm\sigma$ tartományban, illetve megjelent egy adatpont a $\mu\pm4\sigma$ mezőben is. Ez a pontmintázati átrendeződés a p érték jelentős csökkenésével járt együtt, de a szignifikancia továbbra is megmaradt.

A mocsárrétek esetében az esetek felében fordultak elő normáleloszlást követő adatsorok, ezek közül a szignifikancia szempontjából kiemelkedő volt az N2 linea ($p=0,91$). A $\mu\pm\sigma$ tartományban kevesebb (48-52) adatpont jelent meg ezekben az esetekben, $\mu\pm3\sigma$ tartományban pedig magasabb értékek is megjelentek (3-5), a $\mu\pm4\sigma$ tartományban pedig nem volt jellemző a nagy szórással rendelkező értékek megjelenése. A nem normál eloszlású minták esetében jellemző volt az értékek $\mu\pm\sigma$ mezőben való koncentrálódása, a $\mu\pm3\sigma$ mezőben az alacsonyabb mintapontszám (0-3), illetve a $\mu\pm4\sigma$ mezőben az adatpontok megjelenése (1-2).

Összefoglalásul megállapítható, hogy a Shapiro-tesztel végzett normalitásvizsgálat során minden élőhely esetében a teszt érzékeny volt a $\mu\pm\sigma$ tartományban lévő adatpontmennyiségre, vagyis a mért értékek átlag körüli elhelyezkedésére, illetve a $\mu\pm4\sigma$ tartományban megjelenő adatokra. Ez a működés szabályozottsága szempontjából a két legfontosabb tartomány, hiszen az előbb említett tartomány reprezentálja az átlag körül megjelenő jellemző gyakori értékeket, míg utóbbi a térbeli mintázaton belül jelentkező nagy értékkülönbségek kialakításáért felelős. További fontos megállapítás, hogy a pusztán a talajlégzés értékek normalitásának vizsgálatával nem voltak egyértelműen megkülönböztethetőek a gyepék és a parlagok, a normáleloszlást mutató adatsorok gyakorisága e tekintetben nem különböztek számottevően.

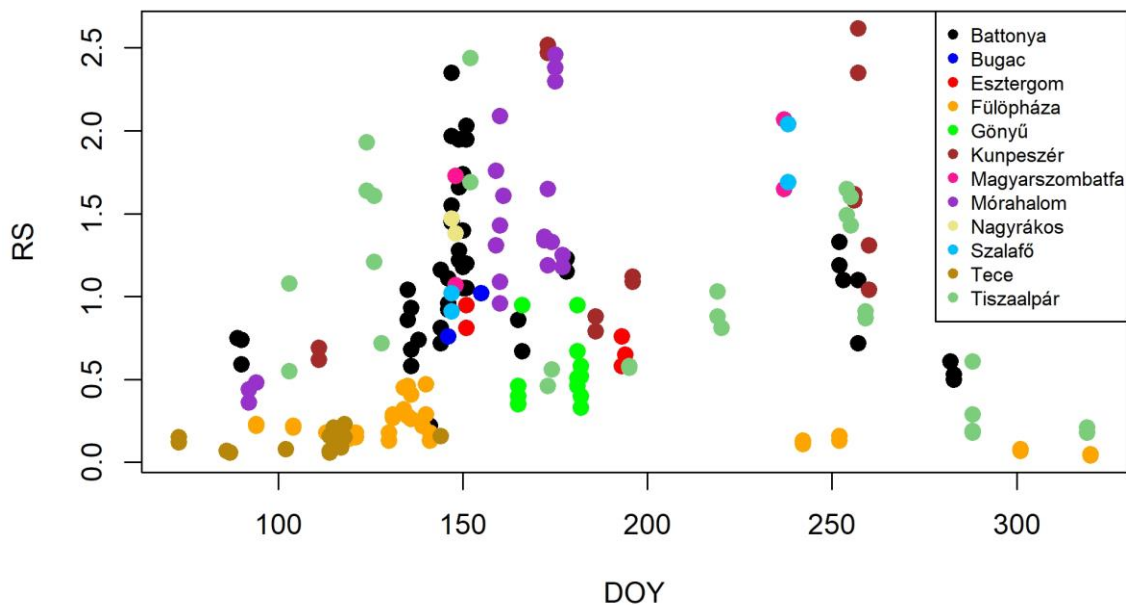
A természeti rendszerek működése során a szabályozottság szintjének növekedésével a releváns mért változó egyes értékei között az értékkülönbségek a beszabályozódás miatt várhatóan lecsökkennek. Ennek következtében az átlag egyre robusztusabb jellemzőjévé válik a statisztikai populációnak, emiatt az adatok megjelenése a $\mu\pm\sigma$ tartományában egyre nagyobb mennyiségben történhet meg. Mindez értelemszerűen hatással van a gyakorisággörbe alakjára, annak csúcsos jellegére. A dolgozatban nem szereplő, de a jövőben vizsgálandó hipotézis, hogy a működés szabályozott jellegének növekedésével az eloszlás csúcsosságát (kurtosis) mutató mérőszám egyre inkább pozitív irányba tolódik el. A működési szabályozottság méréséhez a normalitástesztelésnél a varianciát hatékonyabban figyelembe vevő módszerre van szükség. Ezek alapján is indokolható a variációs koefficiens használata a további vizsgálatokban.

4.3. A talajlégzés értékeinek alakulása az egyes élőhelytípusokban

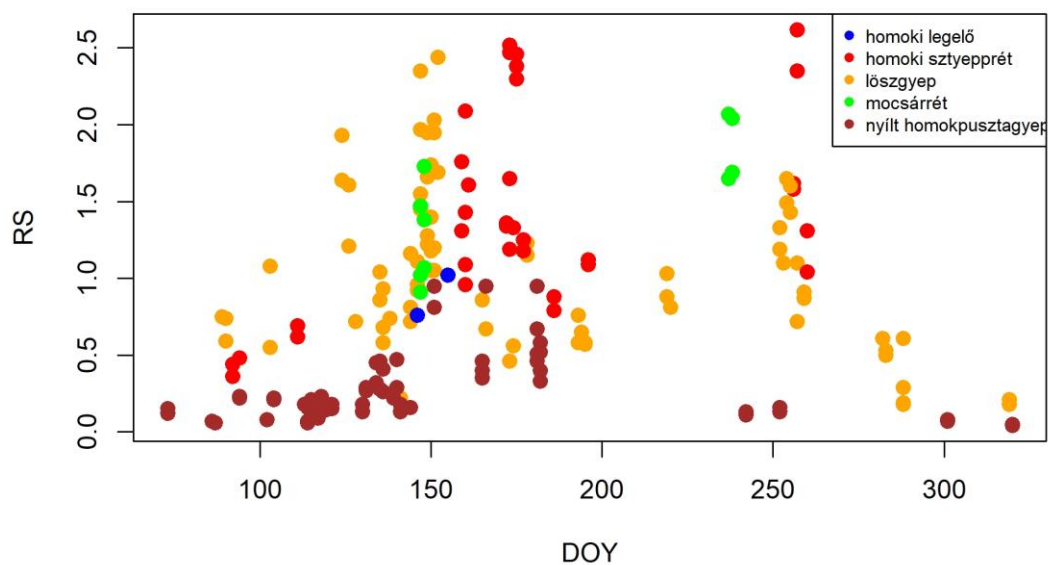
Mivel a különböző vegetációtípusok állományszerkezeti és talajtani paraméterei eltérőek, feltételezhető, hogy a talajlégzés értéke is különbözőképpen alakul az egyes típusokban. A 32. és 33. ábrán látható az egyes transzszektben mért talajlégzés értékek átlagának alakulása a mérés időpontjának függvényében, területek és élőhelytípusok szerint csoportosítva.

A legkorábbi mérés márciusban történt, ekkor az alacsony talajhőmérséklet miatt a talajlégzés értéke is alacsonynak bizonyult. A vegetációs időszak előrehaladtával és a hőmérséklet növekedésével a talajlégzés értékei is növekedésnek indultak, majd ősszel a hőmérséklet

csökkenésével ismét alacsonyabb értékeket mértünk. A legkésőbbi mérések időpontja november eleje volt, ekkor a talajlégzés nagyon alacsony értékeket vett fel.



32. ábra. A talajlégzés átlagértékeinek alakulása az egyes transzszektekben a felvételezés időpontjának függvényében (DOY = Day of the Year), mintavételi helyszínek szerint csoportosítva. Egy pont egy transzszektet jelöl.

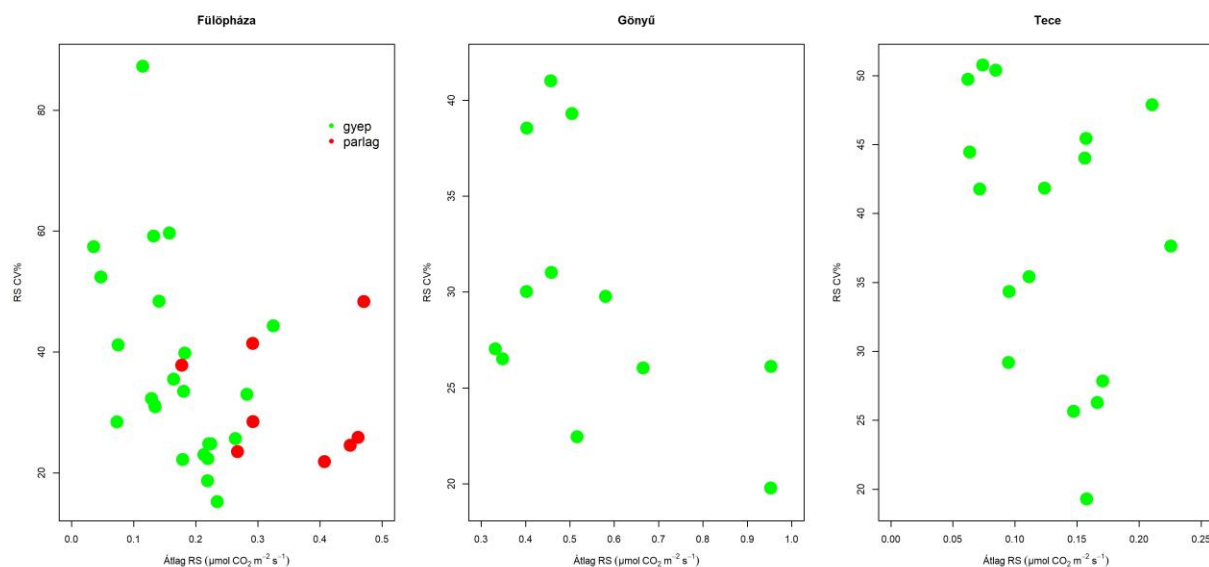


33. ábra. A talajlégzés átlagértékeinek alakulása az egyes transzszektekben a felvételezés időpontjának függvényében (DOY = Day of the Year), élőhelytípusok szerint csoportosítva. Egy pont egy transzszektet jelöl.

A talajlégzés térbeli variációját a variációs koefficiens (cv%) segítségével vizsgáltam. Az alábbi ábrákon a talajlégzés értékeinek átlaga és cv%-a látható, élőhelytípusonként csoportosítva. Az ábrákon csak azokat a területeket tüntettem fel, ahol elegendő adatpont állt rendelkezésre, ennek következtében a nyílt homokpusztagyeppek közül nem ábrázoltam a 3 db esztergomi transzszektet, a löszgyepek közül szintén a 3 db esztergomi lineát, valamint a homoki legelőként szereplő bugaci mintaterület sem került ábrázolásra, mivel ott csak 2 db transzszekt készült.

A homokpusztagyeppek esetében (34. ábra) a variáció viszonylag nagyra bizonyult, és a gyepes területeken megfigyelhető egy csökkenő tendencia a talajlégzés átlagértékének növekedésével: minél nagyobb a talajlégzés értéke, annál kisebb a variáció. A fülöpházi mintaterületen készültek mérések parlagokon is, amelyeknek átlagértékei a gyepes területeknél nagyobbak bizonyultak. Ennek oka valószínűleg a talajtani adottságokban keresendő: ezek a területek egykor szántóföldi művelés alatt álltak, és a műveléshez olyan területet választottak, amelynek talaja humuszban gazdagabb, termékenyebb. A jobb minőségű talajon a művelés felhagyása után nagyobb borítású, zártabb vegetáció tudott kialakulni, míg az ösgyepekben a tápanyagban szegény homok vázta talaj jelenléte miatt nem alakult ki zárt vegetáció, amely hatással van a talajlégzés nagyságára és variációjára is. Utóbbi esetben ugyanis a domináns fűvek zsombékjai között növényzettel nem borított foltok találhatóak vagy egyévesek fajokat, és ritkábban elhelyezkedő évelő kétszikű fajok töveit találjuk a *Stipa*- és *Festuca*-zsombékok között. A talajlégzés is ennek megfelelően alakul: nagyobb (sok esetben kiugró) értékek adódnak a zsombékokon és a nagyobb kétszikű tövek közelében, és kisebb értékek a nyílt homokkal borított foltokon. Ennek hatására a variáció is megnő ezekben a transzszektekben.

A gönyői mintaterületen is megfigyelhető a variáció csökkenése a talajlégzés értékének növekedésével, a tecei mintaterületen azonban nincsen egyértelmű trend a vizsgált változók között.

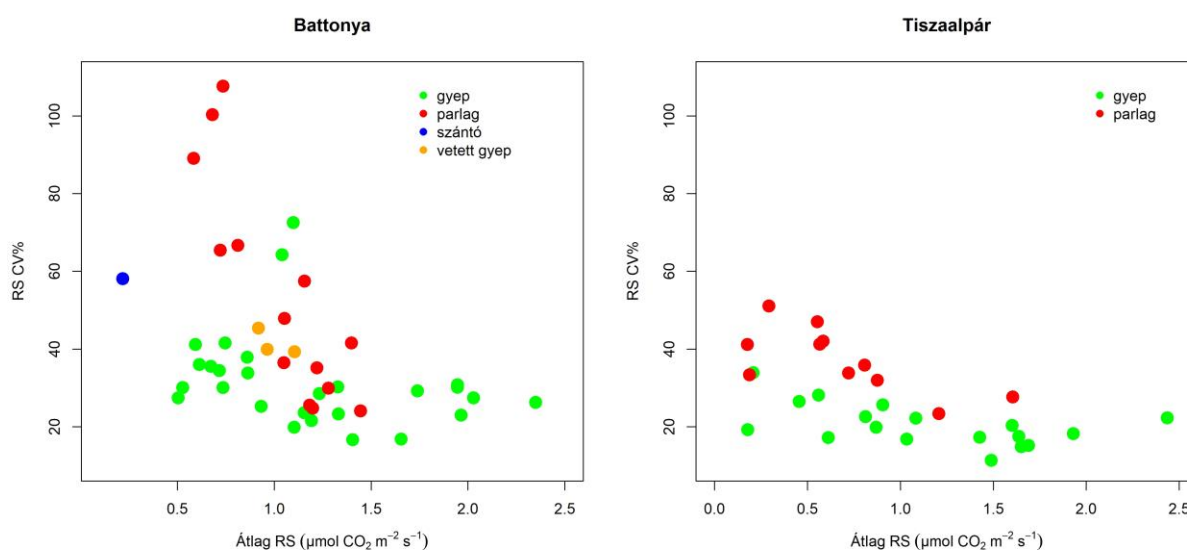


34. ábra. A talajlégzés és a hozzá tartozó variációs koefficiens értékeinek alakulása a nyílt homokpusztagyepi társulásokban. Minden pont egy transzszektet jelöl.

A löszgyepek esetében (35. ábra) a battonyai területen a gyepes területek (két kivételtől eltekintve) viszonylag magas talajlégzés értékekkel és relatíve alacsony variációval jellemezhetők, azonban nem fedezhető fel egyértelmű trend a két változó között. A parlagok esetében azonban látszik egy csökkenő trend, a talajlégzés értékének növekedésével csökken a variáció. A parlagok esetében a cv% nagy szórást mutat (szemléltetésként a tiszalpäri pontok

ábrázolásánál is ugyanolyan tengelybeosztást állítottam be, mint a battonyai pontokat bemutató ábrán, és látható, hogy a tiszalpári területen nagyjából fele akkora a variáció, és sokkal kevésbé szór). Szántón mindössze egy transzszektet sikerült felvételezni, amelyben az üres talajfelszínen egymástól nagyobb távolságokra, elszórtan helyezkedik el néhány kisebb növényegyed. Ez a kontrasztos szerkezet eredményezi a nagyobb variációt és az alacsony talajlégzés értékeket, amelyek alapján ez a transzszekt eléggé elkülönül a többtől. A vetett gyepek az ösgyep és a parlag között helyezkednek el: szerkezetük és fajösszetételük az ösgyepekhez áll közelebb, de szervezettségük még nem éri el az ösgyepekét. A talajlégzés értékei közepesek, a variáció csak kissé nagyobb, mint a gyepek esetében.

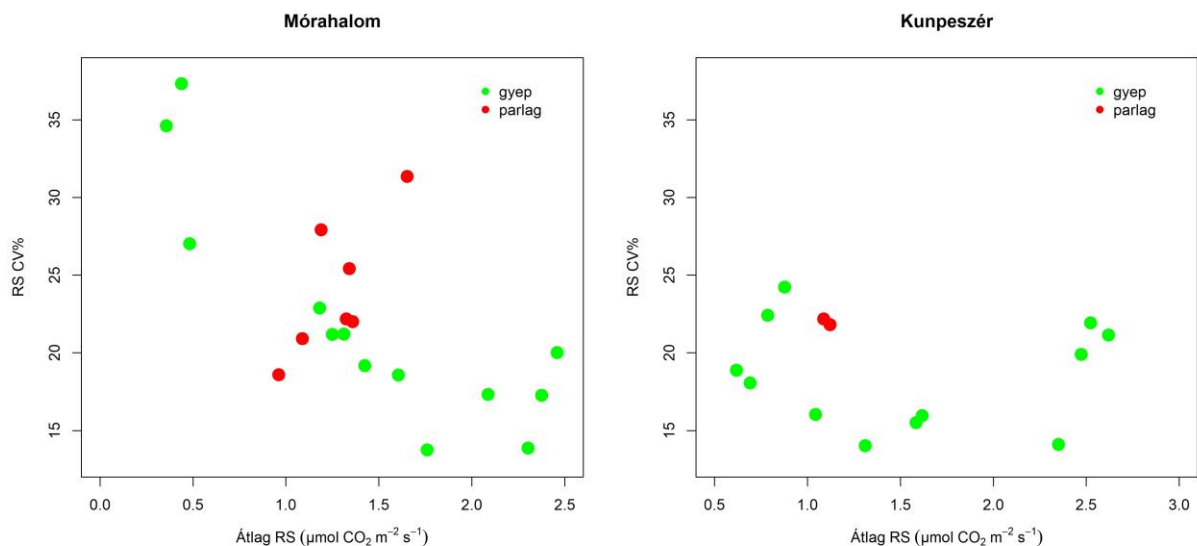
A tiszalpári lineák esetében a gyepekben nincs kifejezett trend, a variáció egyenletesen alacsony. A parlagok variációja átlagosan nagyobb a gyepekénél, és egy enyhe csökkenő trend megfigyelhető a talajlégzés értékének növekedésével.



35. ábra. A talajlégzés és a hozzá tartozó variációs koefficiens értékeinek alakulása a löszgyep társulásokban. Minden pont egy transzszektet jelöl.

A homoki sztyepprét társulások (36. ábra) esetében a mórahalmi területen megfigyelhető csökkenő tendencia a cv% értékben a talajlégzés növekedésével. A parlagoknál érdekes módon éppen a magasabb talajlégzés értékeket produkáló transzszektekben volt magasabb a variáció. A talajlégzés esetében az értékek a gyepeknél szélesebb tartományban mozogtak, mint a parlagoknál. A kunpeszéri területtel összehasonlítva elég hasonlóak a talajlégzés értékek a gyepek esetében, két kiugró pont kivételével, ahol alacsony a talajlégzés értéke és magas a variáció. Ez azzal magyarázható, hogy a két transzszekt április elején készült, és valószínűleg az optimumon kívüli időszakhoz képest alacsonyabb hőmérséklet miatt a talajlégzés értéke is kisebb.

A kunpeszéri mintaterületen nem volt egyértelmű trend a gyepeknél mért talajlégzés értékek és a variáció kapcsolatát tekintve. A két parlagon felvett linea viszonylag magas variációval és közepes talajlégzés értékekkel jellemezhető.

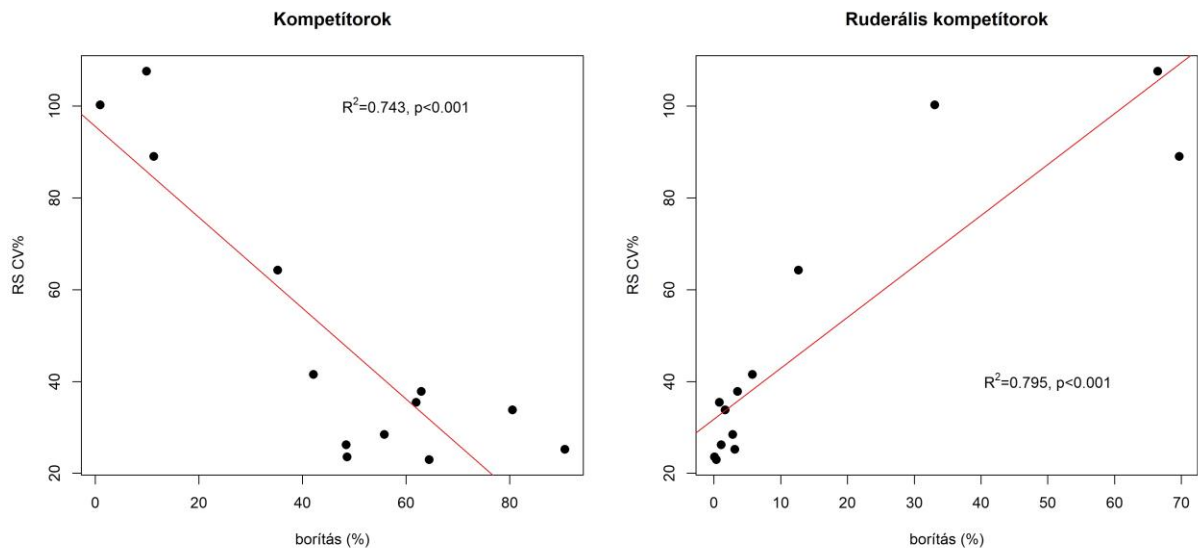


36. ábra. A talajlégzés és a hozzá tartozó variációs koefficiens értékeinek alakulása a homoki sztyepprép társulásokban. Minden pont egy transzszektet jelöl.

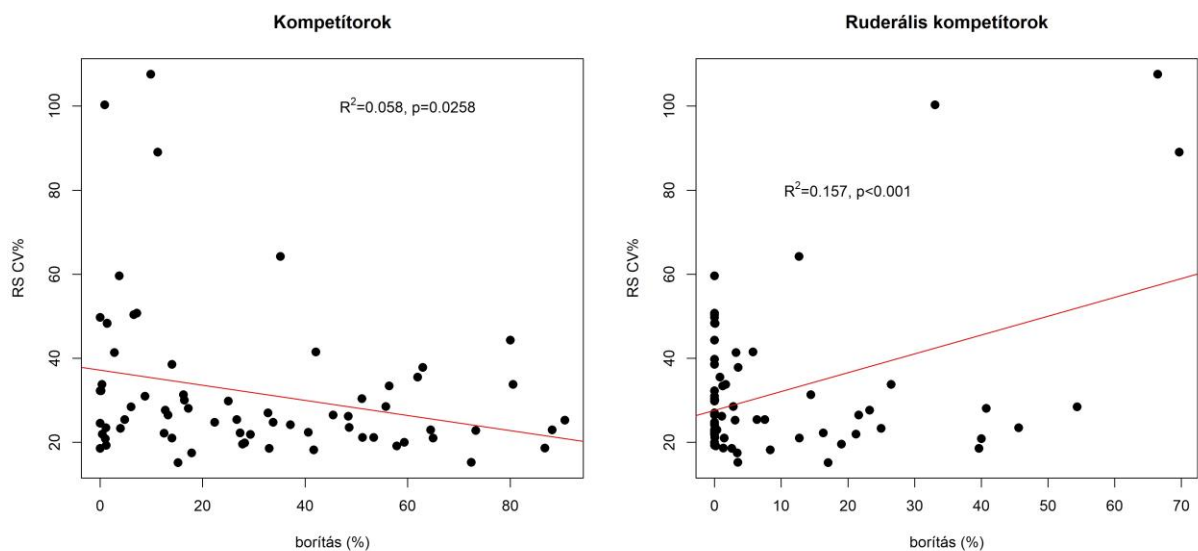
Azokon a mintaterületeken, ahol viszonylag nagyszámú transzszekt készült (Battonya, Fülöpháza, Mórahalom, Tiszaalpár), összevettem a kompetítorok és a ruderális kompetítorok borítási értékeit a talajlégzés cv%-ával (37. ábra), valamint megvizsgáltam ezt az összefüggést az összes terület adataira (38. ábra). A két változó között számolt lineáris regresszió (8. táblázat) Battonyán mutatott jó illeszkedést mindkét esetben és Tiszaalpáron a ruderális kompetítorok esetében: a kompetítorok mennyiségének növekedésével csökkent, a ruderális kompetítorok mennyiségének növekedésével viszont növekedett a cv%.

8. táblázat. A kompetítorok és ruderális kompetítorok, valamint a talajlégzés cv%-át vizsgáló lineáris regresszió eredményei.

terület	Estimate	std. error	t value	Pr(> t)	R ²
Battonya (C)	-0,9895	0,1656	-5,975	<0,001***	0,743
Battonya (RC)	1,1089	0,1606	6,903	<0,001***	0,795
Fülöpháza (C)	-0,13194	0,08549	0,08549	0,144 ^{n.s.}	0,0795
Fülöpháza (RC)	-0,1561	0,1905	-0,82	-0,82 ^{n.s.}	-0,02094
Mórahalom (C)	-0,02848	-0,02848	-0,02848	0,524 ^{n.s.}	-0,05928
Mórahalom (RC)	-0,007852	0,078840	-0,10	0,923 ^{n.s.}	-0,1099
Tiszaalpár (C)	-0,1251	0,1395	-0,897	0,399 ^{n.s.}	-0,02496
Tiszaalpár (RC)	0,3926	0,3926	2,663	0,03232*	0,4323
összes terület (C)	-0,17949	0,07873	-2,28	0,0258*	0,05814
összes terület (RC)	0,4475	0,1211	3,697	<0,001***	0,157



37. ábra. A kompetitor, valamint a ruderális kompetitor fajok borítása és talajlégzés cv%-ának összefüggése a battonyai mintaterületen. Minden pont egy transzszektet jelöl.



38. ábra. A kompetitor, valamint a ruderális kompetitor fajok borítása és talajlégzés cv%-ának összefüggése az összes mintaterület adataival számolva. Minden pont egy transzszektet jelöl.

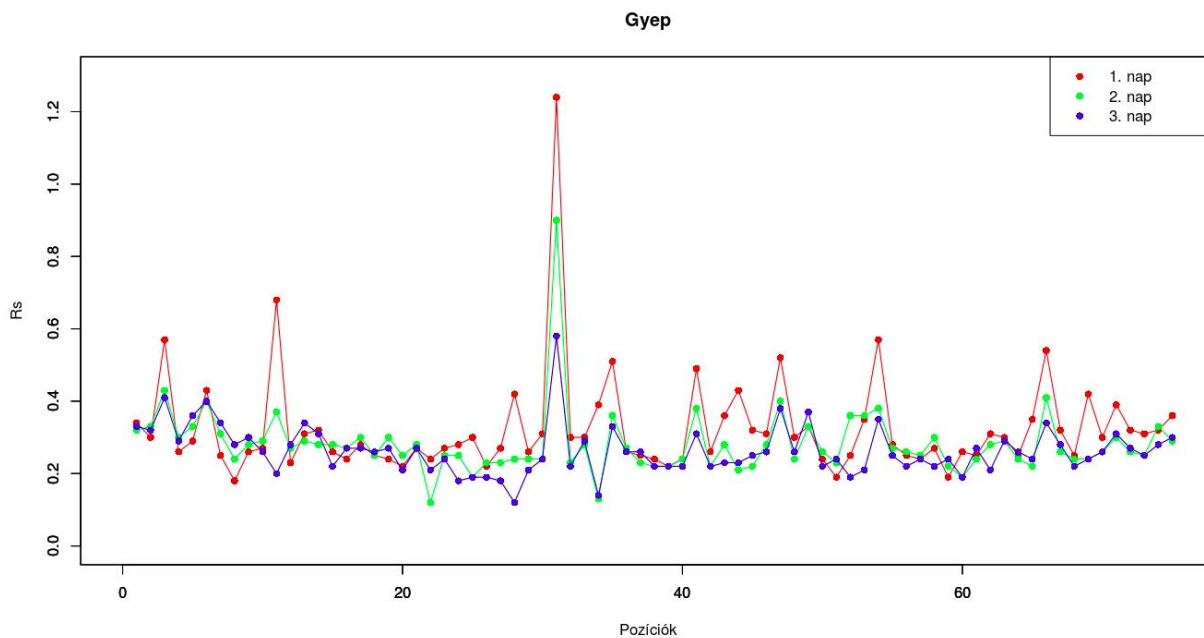
4.5. A talajlégzés mintázatának rövidtávú időbeli változásai

Megvizsgáltam azt a kérdést is, hogy a térben kialakult talajlégzés mintázat mennyire állandó időben. Ennek érdekében 3 napon keresztül mértem ugyanazt a transzszektet, ugyanazokban a pozíciókban. A mérések Fülöpházán készültek, egy transzszekt gyeplőben, egy pedig parlagon. Az alábbi ábrákon a talajlégzés értékei láthatók az x tengely mentén az egyes pozíciókban, a három egymást követő nap mérései különböző színekkel jelölve.

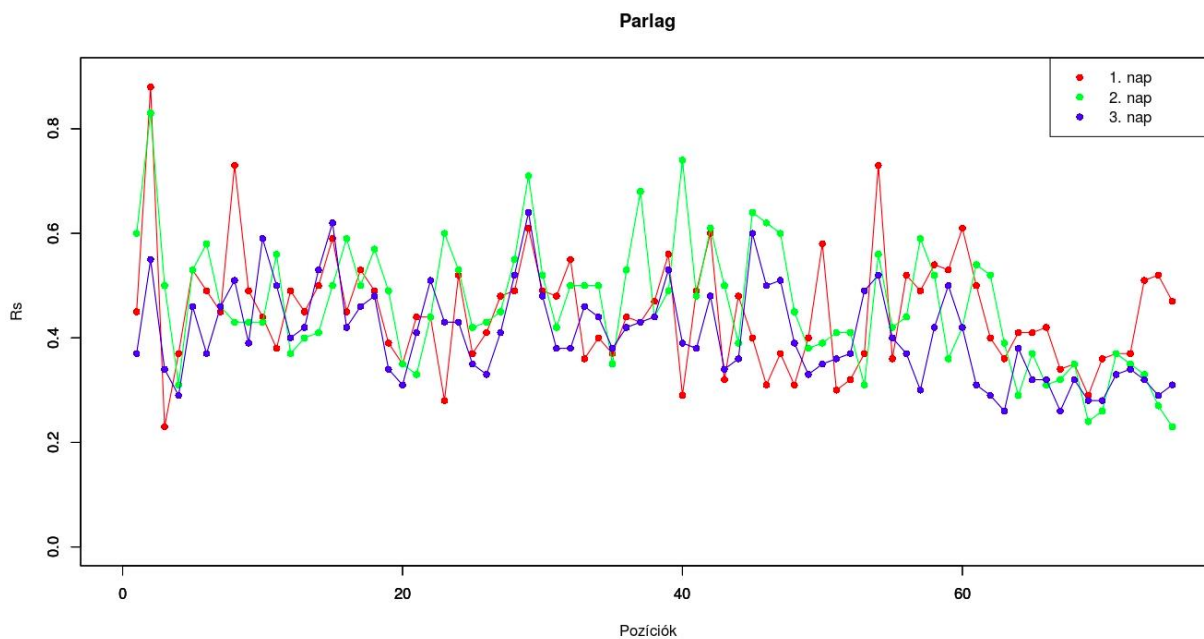
A gyeplő esetében (39. ábra) látható, hogy a viszonylag egyenletes mintázatot több kisebb és egy nagyon kiugró csúcs szakítja meg. Az idő előrehaladtával a csúcsok értéke fokozatosan csökken, de a mintázat elég jól megmaradt a harmadik mérés után is. A 31. pozícióban mért

kiugró értéknel is jól látható ez az összefüggés, az 1,2-es érték a második nap lecsökkent 0,9-re, majd a harmadik nap 0,58-ra.

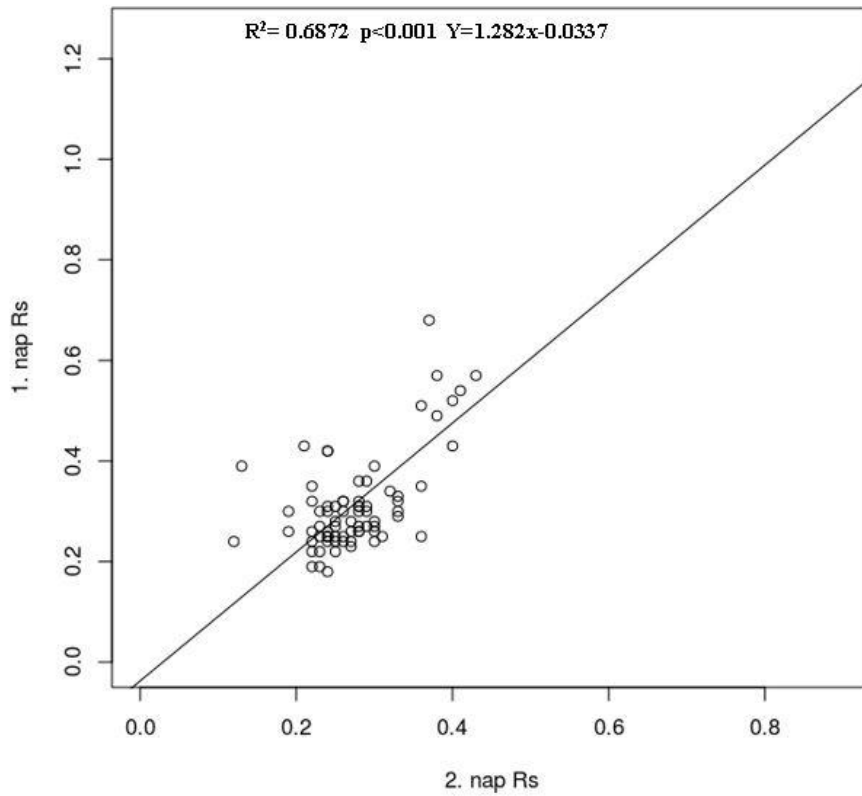
A parlag esetében (40. ábra) a variáció már az első mérés esetében is elég nagy volt a mérések között, így nem kaptam olyan egyértelmű trendet, mint a gyepr esetében, bár az egymást követő napok mérései itt is elég jól együtt mozogtak (ld. a 41. és a 42. ábrákon az első és a második, valamint a második és a harmadik nap mérései közötti korrelációt). A nagyobb variáció a parlagok esetében jelezheti, hogy azok kevésbé szervezettek, mint a gyepek.



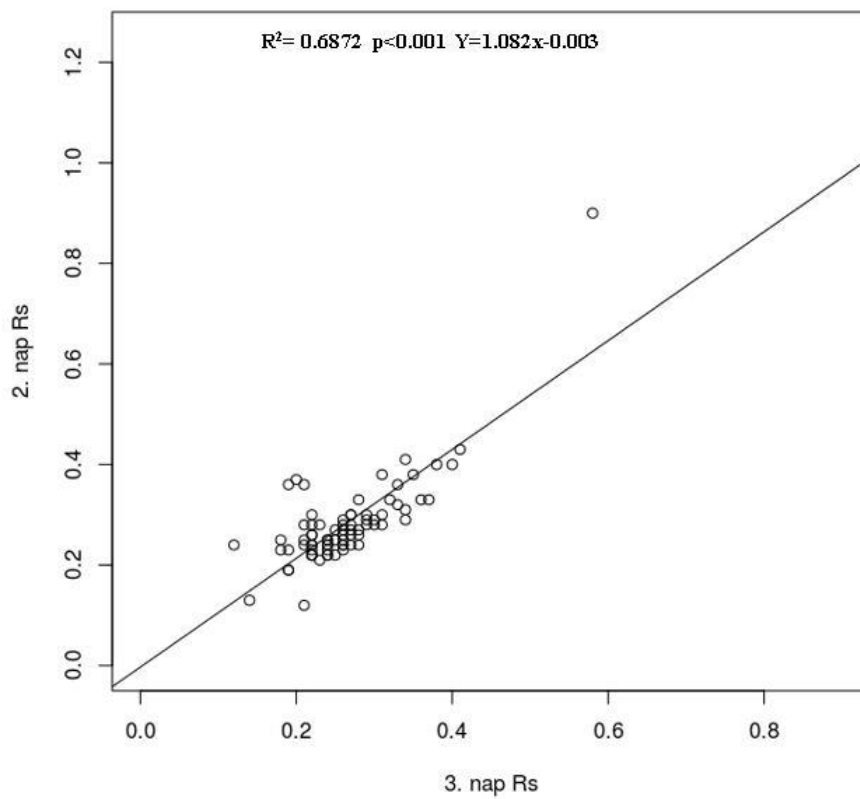
39. ábra. Megismételt mérések eredményei a fülöpházi gyepranszszektben.



40. ábra. Megismételt mérések eredményei a fülöpházi parlagtranszszektben.

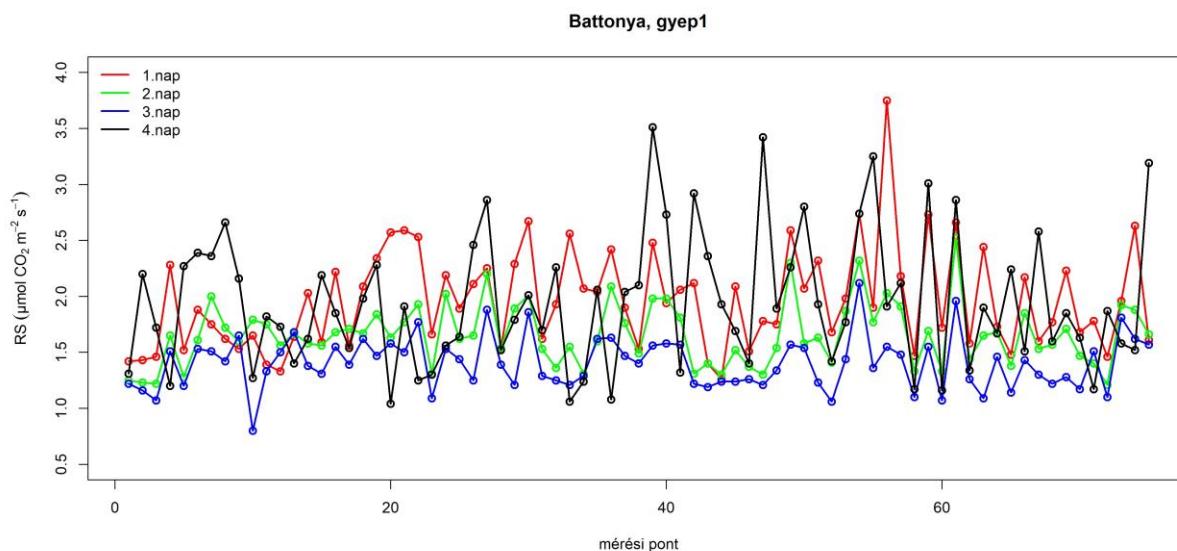


41. ábra. Az első és második napi mérések közötti összefüggés

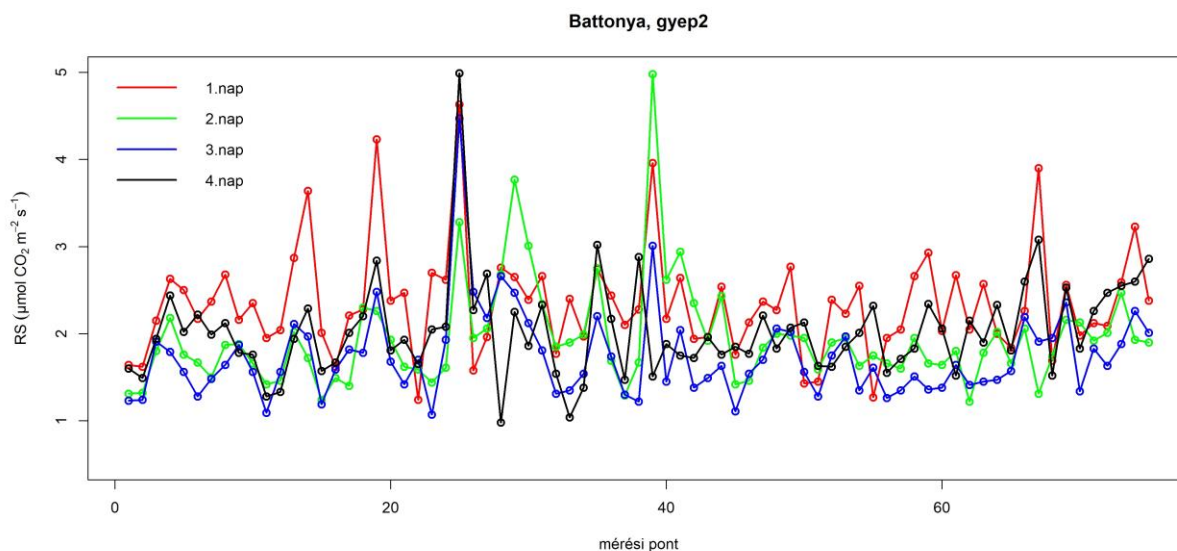


42. ábra. A második és a harmadik napi mérések közötti összefüggés

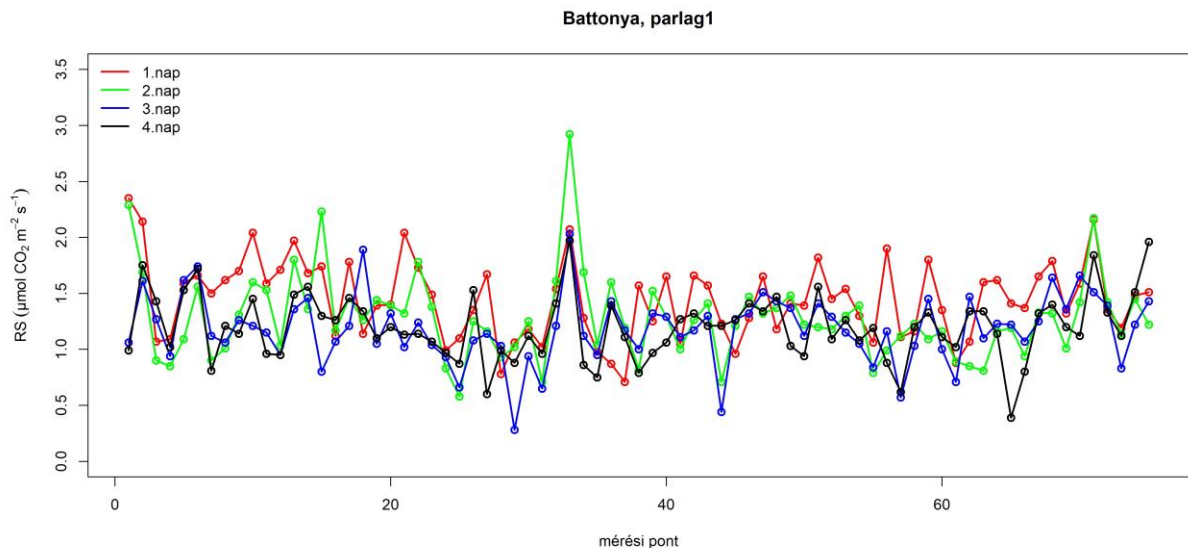
A battonyai gyepliben és parlagon is készült hasonló vizsgálat, így 4 napon keresztül ismételtük meg a méréseket ugyanabban a 2-2 db transzszektben. A két gyeplineában (43. és 44. ábra) látható, hogy az első három nap mérései elég jól együtt mozogtak, és minden nap csökkent a talajlégzés értéke, a 4. nap mért értékei azonban kissé nagyobbak adódtak és inkább az 1. és 2. napi mérésekhez álltak közelebb. Hasonló mintázat volt megfigyelhető a parlagokon mért két transzszektben is (45. és 46. ábra)



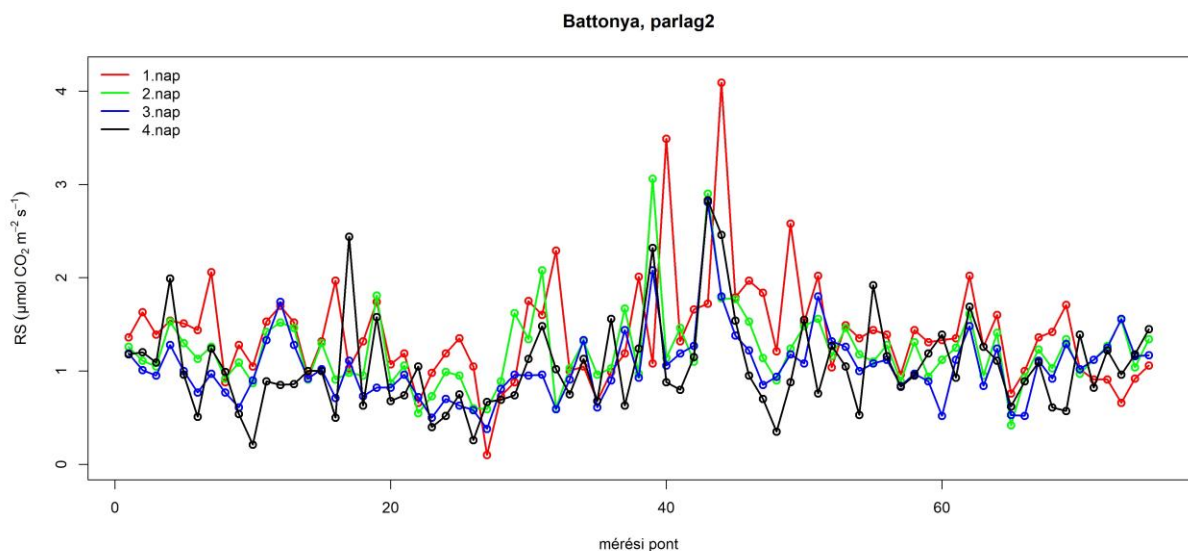
43. ábra. Megismételt mérések eredményei az első battonyai gyeptranszszektben



44. ábra. Megismételt mérések eredményei a második battonyai gyeptranszszektben



45. ábra. Megismételt mérések eredményei az első battonyai parlagtranszszektben



46. ábra. Megismételt mérések eredményei a második battonyai parlagtranszszektben

Ezek a mérések módszertani szempontból is fontosak, valamint segítségükkel igazolni tudjuk, hogy mivel a talajlégzés mintázatai ismétlődnek (az egymást követő napokon megismételt mérésekkel hasonló lefutású görbéket kapunk), azok nem véletlenszerűek, hanem a növényzetnek nagy szerepe van ezek kialakításában.

4.6. Mely fajok határozzák meg a talajlégzést?

Az előző ábrákon némely pozícióban láthatóak kiugró talajlégzés értékek, amelyek a mérések ismétlésével kisebb mértékben, de megmaradnak. Felmerülhet a kérdés, hogy ezek a kiugrások összefüggésbe hozhatók-e a vegetációval, vagyis a mérési pontban előforduló fajok vagy ezek kombinációi okozhatják-e a talajlégzés értékének emelkedését.

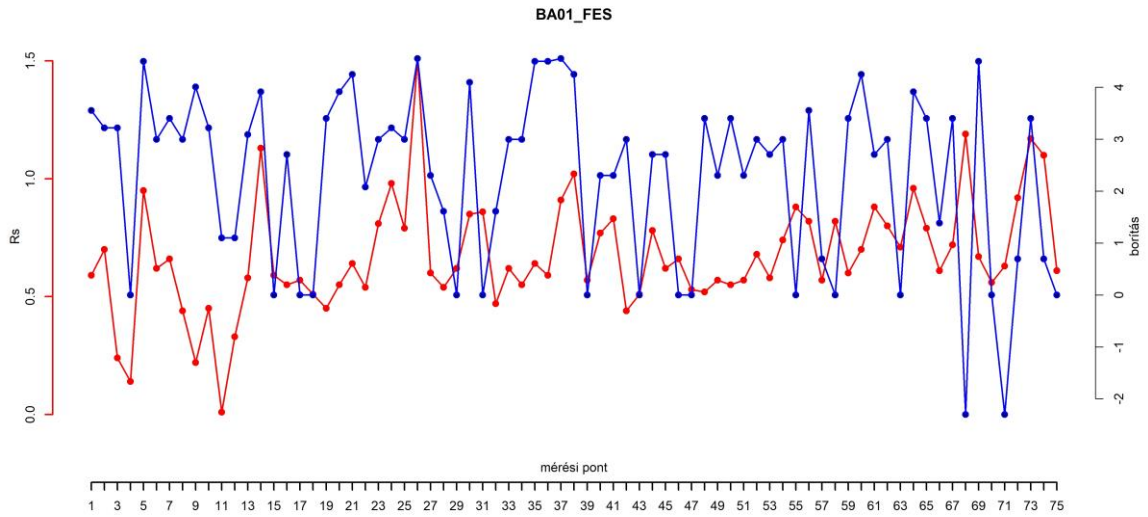
A következő ábrákat a BA01 transzszekt felvételeinek felhasználásával úgy szerkesztettem, hogy az x tengelyen van a 75 kiskör pozíciója, az y tengelyen pedig együtt ábrázoltam a kiskörben mért talajlégzés nagyságát és az adott faj(ok) borításának logaritmusát. Kérdés, hogy a borításban jelentkező trend mennyire hasonlít a talajlégzés trendjére. Ennek érdekében úgy

elemeztem a grafikont, hogy amikor a két görbe hasonló irányba változott (a két vizsgált szakasz emelkedő, vagy csökkenő trendet mutat mindkét görbe esetében.), akkor azt szinkronitásnak vettem. Ezek alapján az a két trend hasonlít jobban egymásra, ahol több esetben fordult elő szinkronitás a görbék között (9. táblázat). A fajok közül a *Festuca valesiaca*-t és az *Alopecurus pratensis*-t választottam, mert ezek fordultak elő kompetítorként, illetve bevettem generalista és zavarástűrő kísérő elemeket (*Teucrium chamaedrys*, *Salvia nemorosa*, *Galium verum*), mert a terepi tapasztalatok alapján ezek fontosak a gyepek működése szempontjából, illetve gyöktörzsesek és nagy borítással tudnak megjelenni, ezért feltételezhető, hogy fontosak a talajlégzés alakulása szempontjából.

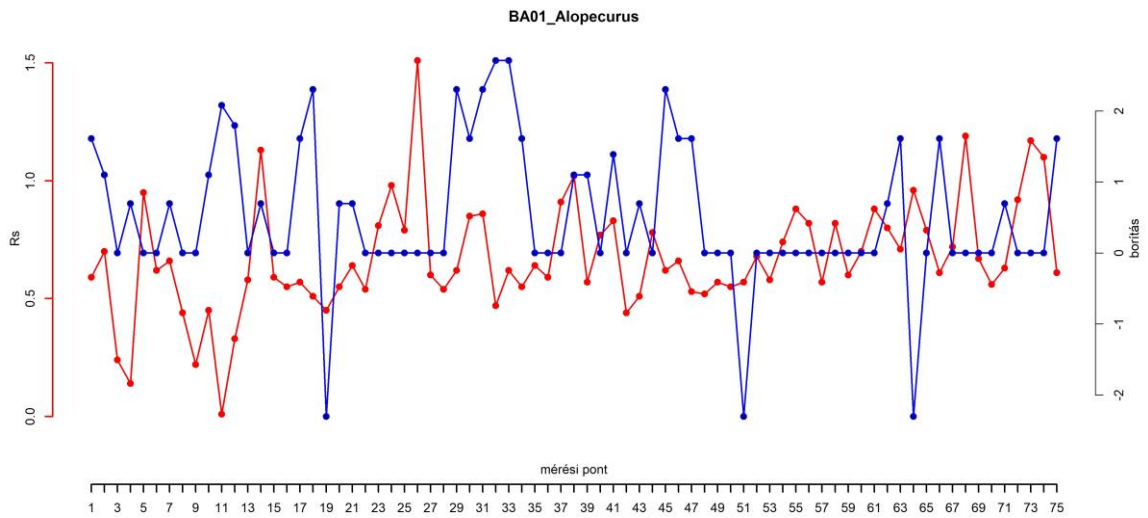
9. táblázat. Az egyes fajok/fajkombinációk és a talajlégzés szinkronitásának vizsgálata során kapott eredmények

fajszám	faj/fajkombináció	szinkronitások száma
1	<i>Festuca valesiaca</i>	40
1	<i>Alopecurus pratensis</i>	19
1	<i>Salvia nemorosa</i>	15
1	<i>Galium verum</i>	19
1	<i>Teucrium chamaedrys</i>	12
2	<i>Festuca</i> + <i>Alopecurus</i>	44
2	<i>Festuca</i> + <i>Galium</i>	40
3	<i>Festuca</i> + <i>Alopecurus</i> + <i>Galium</i>	40
3	<i>Festuca</i> + <i>Alopecurus</i> + <i>Salvia</i>	44
5	<i>Festuca</i> + <i>Alopecurus</i> + <i>Salvia</i> + <i>Galium</i> + <i>Teucrium</i>	35

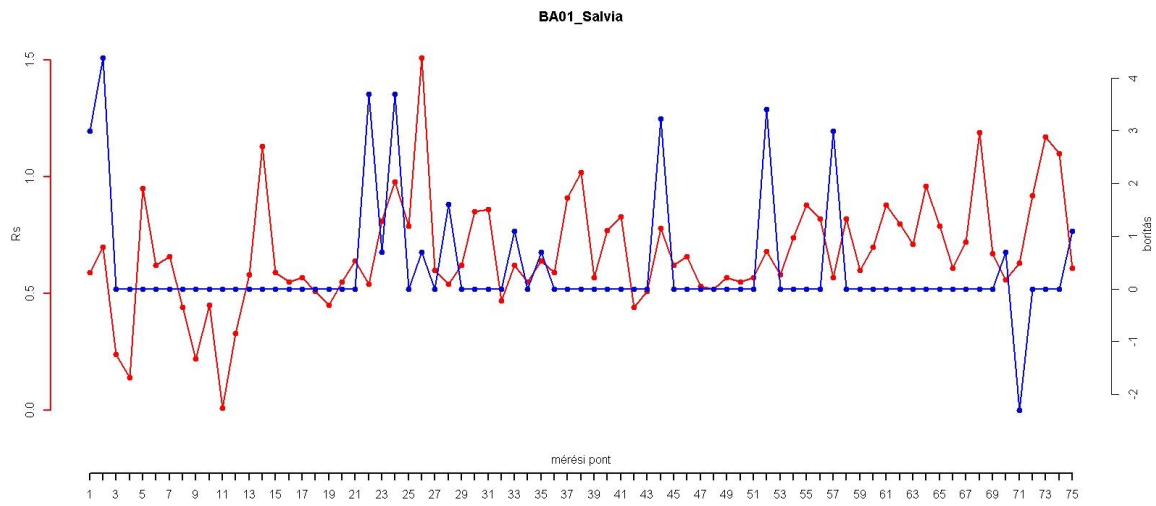
Ha a fajok borításának mintázatát egyenként illesztjük a talajlégzés görbéjével, akkor a *Festuca valesiaca* mintázata mutatja a legerősebb szinkronitást (egybeesést) (47. ábra). Az *Alopecurus pratensis* (48. ábra), *Salvia nemorosa* (49. ábra), *Galium verum* (50. ábra), kb. egyforma módon mozgott együtt a talajlégzéssel, a *Teucrium chamaedrys* (51. ábra) kicsit elmaradt ettől. A következő lépésben összevontam fajokat, a borításaikat összeadtam és így próbáltam értelmezni a görbék szinkronitását. Ha a *Festucát* és az *Alopecurust* összevonjuk (52. ábra), javul a szinkronitás a talajlégzéssel, ha a *Salviát* is hozzávesszük (53. ábra), ez nem romlik, de nem is javul. Ha 5 faj borítását összegezzük (54. ábra), kevésbé mozog együtt a két görbe, itt a *Teucrium* kicsit elrontja az összefüggést. Ennek oka lehet, hogy a *Teucrium* olyan zavart, túrt helyeken nő, ahol jobban felerősödik az egyéb ökoфизиológiai paraméterek szerepe a talajlégzés kialakításában.



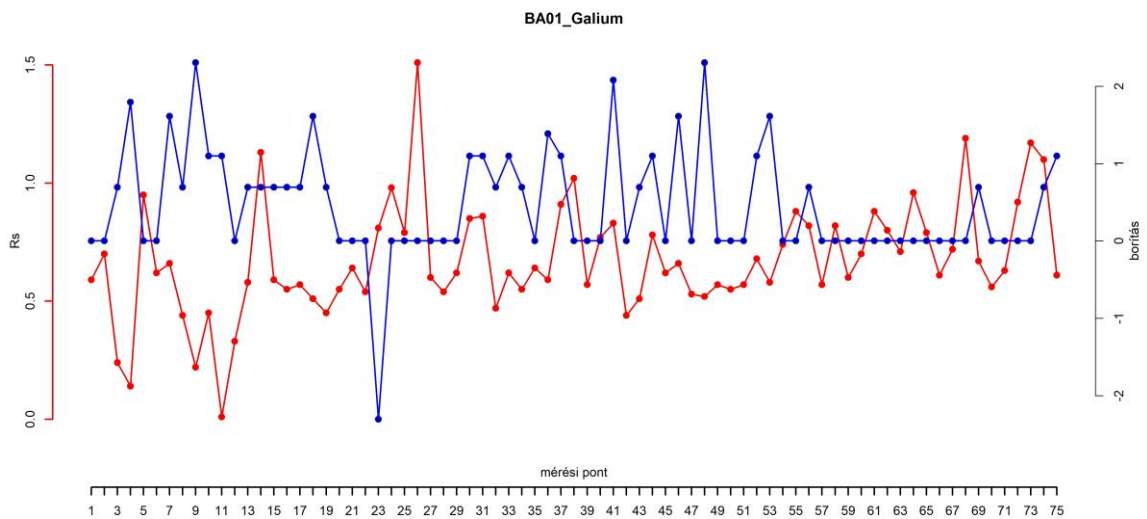
47. ábra A talajlégzés és a *Festuca valesiaca* borításának összefüggései a BA01 transzszekt mentén



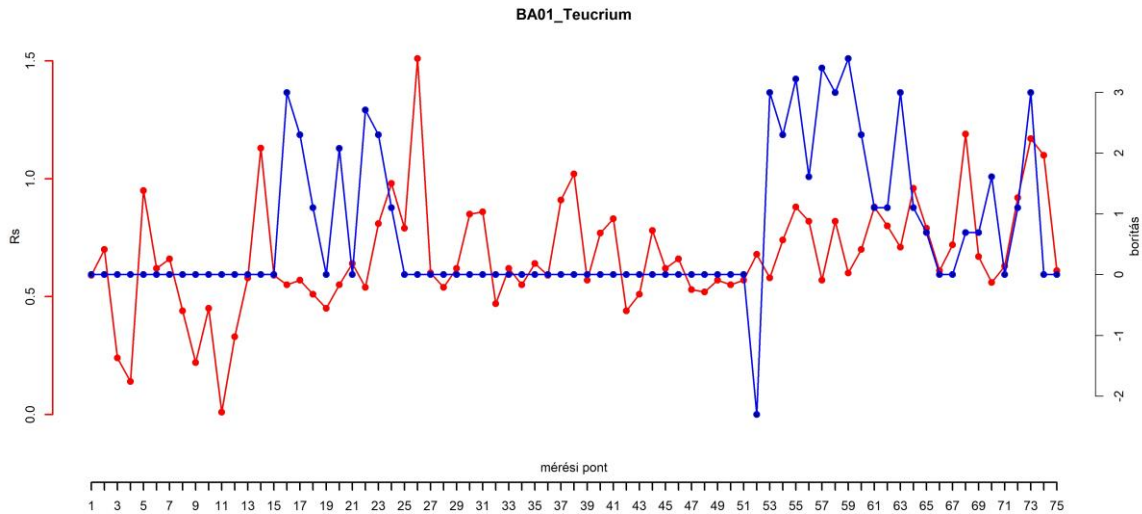
48. ábra A talajlégzés és az *Alopecurus pratensis* borításának összefüggései a BA01 transzszekt mentén



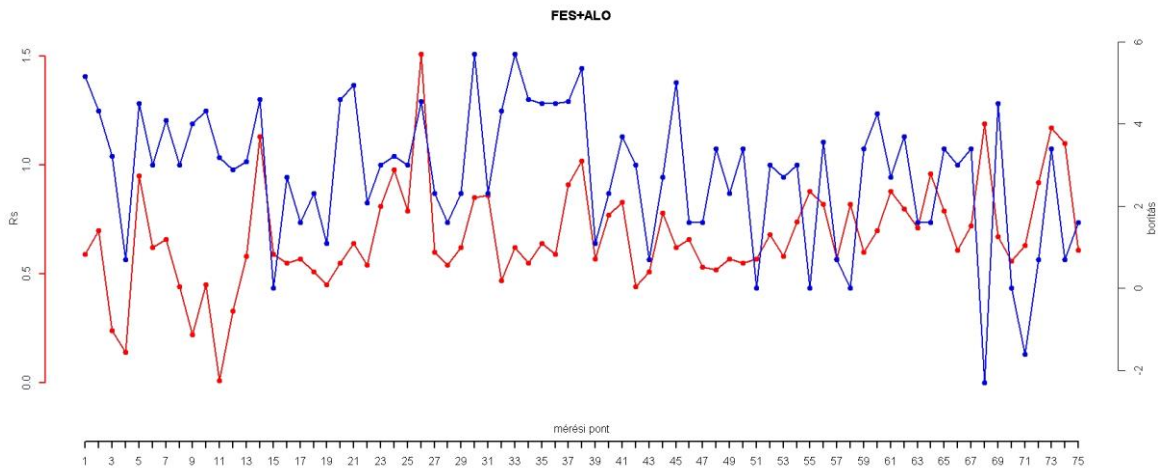
49. ábra A talajlégzés és a *Salvia pratensis* borításának összefüggései a BA01 transzszekt mentén



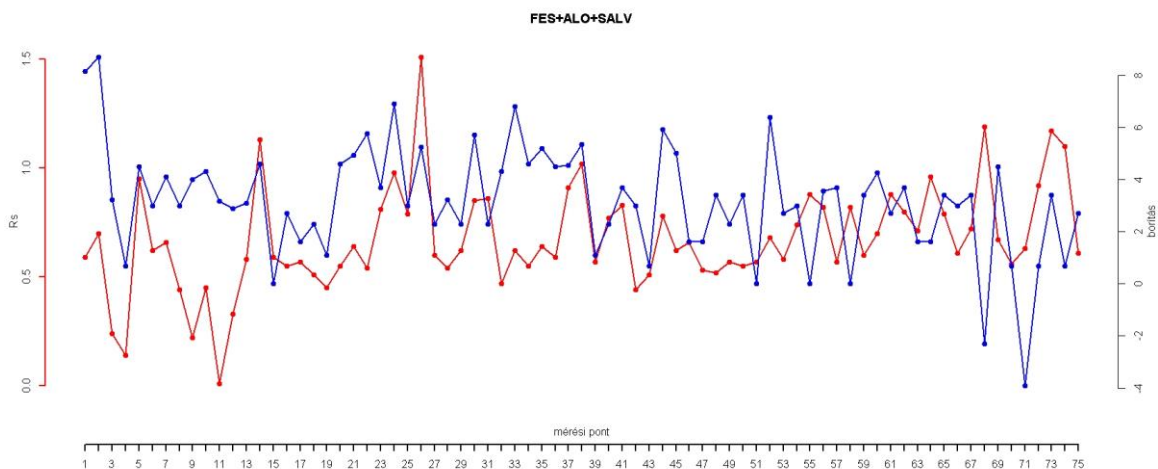
50. ábra A talajlégzés és a *Galium verum* borításának összefüggései a BA01 transzszekt mentén



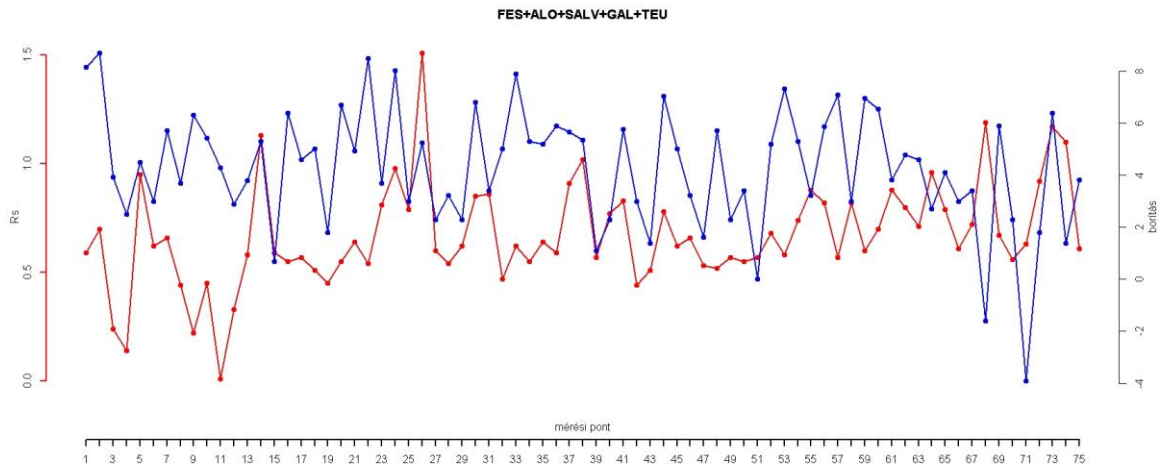
51. ábra A talajlégzés és a *Teucrium chamaedrys* borításának összefüggései a BA01 transzszekt mentén



52. ábra A talajlégzés és a *Festuca valesiaca*, valamint az *Alopecurus pratensis* összesített borításának összefüggései a BA01 transzszekt mentén

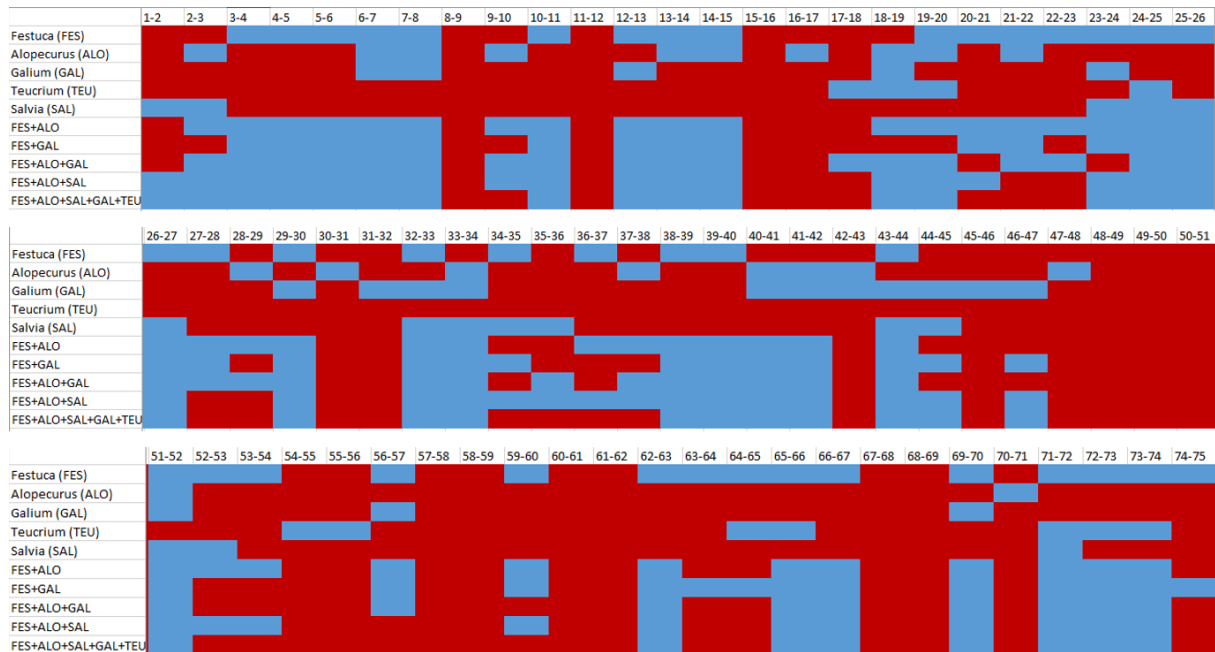


53. ábra A talajlégzés és a *Festuca valesiaca*, az *Alopecurus pratensis*, valamint a *Salvia pratensis* összesített borításának összefüggései a BA01 transzszekt mentén



54. ábra A talajlégzés és az öt vizsgált faj összesített borításának összefüggései a BA01 transzszekt mentén

A következő ábrán térben, a transzszekt mentén ábrázoltam az egyes fajok, illetve fajkombinációk szinkronitását a talajlégzés görbéjével (55. ábra). Vízszintesen szerepelnek a transzszekt szakaszai (1-2., 2-3., 3-4. pozíció stb.), függőlegesen pedig a fajok és fajkombinációk. Ez az ábra összefoglalja az összes eddigi részeredményt és lehetőséget biztosít térben összenézni a fajok, fajkombinációk szinkronitását a talajlégzéssel. Vannak érdekes esetek az ábrán, pl. az 1-2. pozícióban a *Festuca* egyedül nem magyarázza a talajlégzés mintázatát, de ebben a pozícióban van egy *Salvia* tő, ami okozhat talajlégzés emelkedést, a *Festuca* és a *Salvia* együtt szintén mutat szinkronitást a talajlégzéssel. A következő pozícióban ugyanez történik, csak az *Alopecurus* közreműködésével. 3-4. és 7-8. pozíciók között a *Festuca* van szinkronban a talajlégzéssel. A 9-10. pozícióban a *Festuca* és *Alopecurus* együtt vannak szinkronban a talajlégzéssel. A 12-13. pozícióban a *Festuca* és a *Galium*, a 13-14.-ben és a 14-15.-ben a *Festuca* és az *Alopecurus* együtt. A 18-19. szakaszon az *Alopecurus*, a *Galium* és a *Teucrium* külön-külön és együtt is szinkronitásban vannak. A 22-23. és a 27-28. szakaszokon a *Festuca* alakítja a szinkronitást.



55. ábra. Az egyes fajok, illetve fajkombinációk szinkronitása a talajlégzés görbéjével. Kék színnel jelöltem, ha szinkronitás van az adott faj/fajkombináció és a talajlégzés között, és piros színnel, ha nincs szinkronitás (ez két esetben lehetséges: az adott faj/fajkombináció nem fordul elő abban a pozícióban, vagy előfordul, de a trend alakulása nincs szinkronban a talajlégzéssel).

Ha ilyen szemlélettel végignézzük az összes esetet, akkor feltehetőek ilyen típusú kérdések:

1. Van-e olyan eset, hogy a *Festuca* borításának változása önmagában nem mutat szinkron változást a talajlégzés változással, de egy másik faj belép és egyedül, vagy a *Festucával* már magyarázhat-e változásokat? Ilyen esetek láthatóan vannak, minőségük esetleg az ökoszisztéma szervezethez képest fokával függhet össze: pl. a nyílt homokpusztagyepekben feltehetően fontosabbak az egyedi válaszok, egyedek helyettesítik egymást, *Festucát* a *Stipa*, *Alkanna*, de a kombinációknak az egyedek közötti távolságok miatt kisebb a jelentősége. Egy sűrű, szervezett löszgyepben a fajkombinációk jelentősége lehet nagyobb.

2. Van-e olyan eset, hogy a *Festuca*, vagy más domináns társulásalkotó faj és a talajlégzés együttes mintázatában jelentkező szinkronitást adott fajok elrontják, máskor pedig létrehozzák? Ilyen faj lehet pl. itt a *Galium*, *Salvia* és a *Teucrium*.

4.7. A talajlégzés és a florális diverzitás összefüggései – a szerkezetet és a működést vizsgáló módszerek összekapcsolása

10. táblázat. A különböző frekvenciaküszöbökkel és különböző térléptékekben számolt diverzitásértékek, valamint a talajlégzés cv%-ának illesztésére alkalmazott regressziós modellek paraméterei.

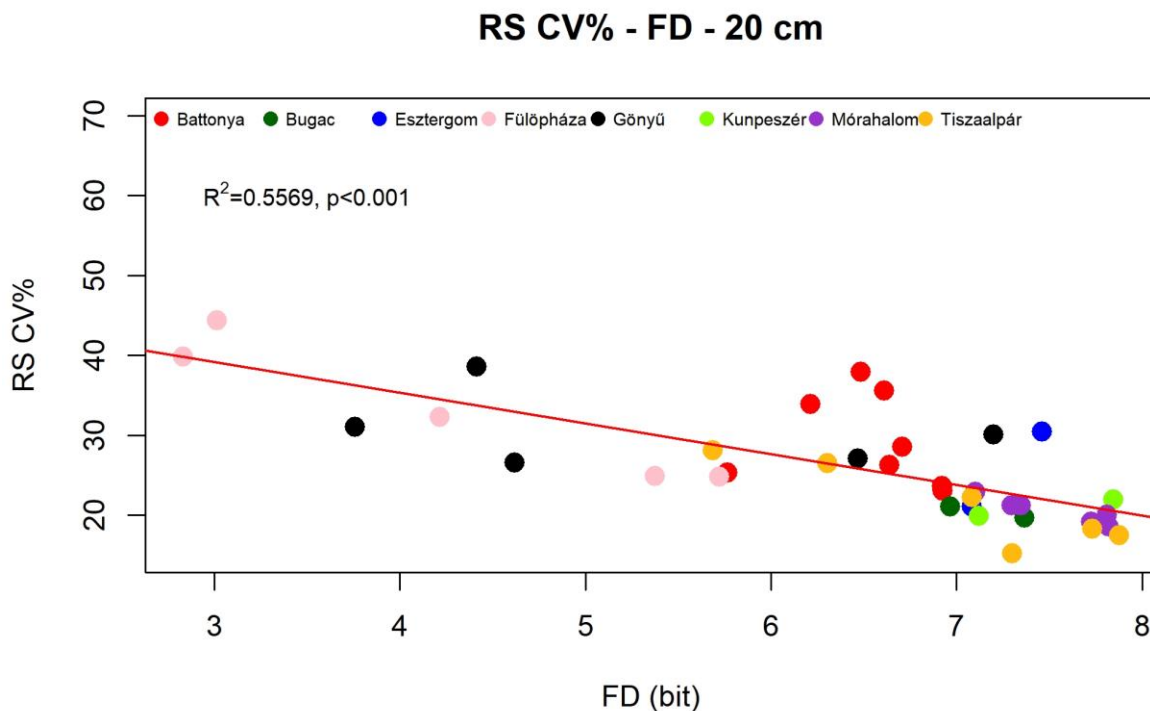
frekvenciaküszöb	5 cm		10 cm		15 cm		20 cm	
	R ²	p	R ²	p	R ²	p	R ²	p
összes faj	0,531	<0,001***	0,543	<0,001***	0,533	<0,001***	0,544	<0,001***
1%	0,533	<0,001***	0,548	<0,001***	0,544	<0,001***	0,557	<0,001***
2%	0,511	<0,001***	0,526	<0,001***	0,533	<0,001***	0,532	<0,001***
3%	0,498	<0,001***	0,512	<0,001***	0,506	<0,001***	0,514	<0,001***
5%	0,109	0,028*	0,068	0,068 ^{n.s.}	0,045	0,11 ^{n.s.}	0,032	0,15 ^{n.s.}
frekvenciaküszöb	25 cm		30 cm		40 cm		50 cm	
	R ²	p	R ²	p	R ²	p	R ²	p
összes faj	0,556	<0,001***	0,575	<0,001***	0,585	<0,001***	0,579	<0,001***
1%	0,579	<0,001***	0,587	<0,001***	0,604	<0,001***	0,604	<0,001***
2%	0,542	<0,001***	0,549	<0,001***	0,554	<0,001***	0,554	<0,001***
3%	0,516	<0,001***	0,522	<0,001***	0,525	<0,001***	0,512	<0,001***
5%	0,025	0,176 ^{n.s.}	0,023	0,186	0,021	0,195	0,016	0,215 ^{n.s.}

A florális diverzitás és a működést reprezentáló talajlégzés variabilitása közti kapcsolat vizsgálatához a vegetáció szempontjából optimálisnak tekinthető időszakban (május-június) felvett transzszekteket vizsgáltam, mivel feltételezhető, hogy az adott állományra jellemző térbeli mintázat a fenológiai optimumban mutatható ki (Fóti 2008).

A florális diverzitás értékeit különböző fajszámokkal számítottam ki, a vizsgálatba bevont fajok számát a frekvenciaértékük alapján állapítottam meg. A 8 db térléptéknél vizsgált diverzitásértékekre illesztett regressziós modellek eredményei alapján a legjobb illeszkedést az 1%-os frekvenciaküszöbnél vett fajszámmal számolt diverzitásértékekkel kaptam (10. táblázat).

A lépték tekintetében az illeszkedés folyamatosan javuló értékeket mutatott a lépték növekedésével. Ugyan a legjobb illeszkedést az 50 cm-es lépték adta, azonban az ökofiziológiai mérések 20 cm-es léptékben történtek, így a két mintázat összekapcsolása szempontjából ez tűnik a legmegfelelőbb választásnak. Ezt támasztja alá a florális diverzitás maximumléptékeit vizsgáló analízis eredmény is (5. táblázat): a gyepek esetében a florális diverzitás értékének maximuma legtöbbször a 20 cm-es léptékben jelentkezett.

Ennek eredményeképpen, ha együtt vizsgáljuk a talajlégzés variációját a florális diverzitás értékeivel az egyes transzszektekben (56. ábra), látható, hogy szignifikáns összefüggés mutatkozik a két változó között. A florális diverzitás értékének növekedésével a talajlégzés variációja csökken, vagyis minél komplexebb szerkezetű és fajgazdagabb egy társulás, annál kevésbé variál a működést reprezentáló változó, tehát annál megbízhatóbbnak tekinthető a társulás működése.



5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

A vegetáció finomléptékű szerkezetének vizsgálatára alkalmazott, egymással érintkező mikrovadrátokból álló transzszekteken alapuló mintavételi módszer korábbi vizsgálatokban is alkalmasnak bizonyult jól értékelhető vegetációs adatok gyűjtésére (Koncz et al. 2020, Bartha et al. 2022), és utólagos számítógépes mintavétellel, valamint a kapcsolódó információelméleti modellek (Juhász-Nagy és Podani, 1983; Juhász-Nagy, 1993) használatával lehetőség nyílik különböző léptékű és felbontású minták és reprezentatív adatok gyűjtésére az állományok belső fajkompozíciós variabilitásáról (Virágh et al. 2008). Eredményeim alapján ez nem csak hosszú (26-52 m) transzszektek, hanem rövidebb, akár 15 m-es lineák segítségével is megvalósítható. Megvizsgáltam a maximumléptékek alakulását is az egyes gyeptípusokban. A magasabb diverzitású, fajgazdagabb gyepekkel jellemezhető mintaterületeken (Battonya, Bugac, Kunpeszér, Mórahalom, Órség, Tiszaalpár) a maximumértékek kis léptékeknél jelentkeznek, a leggyakoribb lépték a 10 cm és a 20 cm volt. A kevésbé szervezett, nyílt gyepekben (Fülöpháza, Gönyű, Tece) a maximumlépték eltolódik a nagyobb értékek felé (25 cm és annál nagyobb léptékek). A kisebb FD-hez tartozó nagyobb térszála durvább léptékű foltosságot, nagyobb heterogenitást jelent a vegetáció szempontjából. Amikor ehhez nagyobb R_s CV% tartozik, az megnövekedett funkcionális heterogenitást jelent, amely jellemző a felnyíló, degradálódó, kevésbé szervezett állományokra.

A talajlégzés térbeli variációját a variációs koefficiens (CV%) segítségével vizsgáltam az egyes mintaterületeken és élőhelytípusokban. A homokpusztagyeppek esetében a variáció viszonylag nagyknak bizonyult, és a gyepek esetében megfigyelhető egy csökkenő tendencia a talajlégzés átlagértékének növekedésével: minél nagyobb a talajlégzés értéke, annál kisebb a variáció. A löszgyeppek esetében a battonyai területen a gyepek (két kivételtől eltekintve) viszonylag magas talajlégzés értékekkel és relatíve alacsony variációval jellemezhetők, ugyanakkor nem fedezhető fel egyértelmű összefüggés a két változó között. A parlagok esetén van összefüggés, a talajlégzés értékének növekedésével csökken a variáció. Ez összhangban áll Fóti et al. (2016) Bugacon végzett vizsgálatának eredményeivel, amely magas talajlégzést és alacsonyabb a variációt mutatott ki. Jelen dolgozatban több társulásban és több mintaterületen is megvizsgáltam ezt a kérdést és eredményeim alapján kijelenthető, hogy a talajlégzés térbeli variációja alkalmas indikátor a gyeptársulások sokféle típusában. Bármennyire változékony, érzékeny is az R_s variabilitása, a sokféle típusú, nagyon különböző társulást a működési optimumában hasonlítottuk össze, amikor várhatóan a rájuk jellemző CV% a legalacsonyabb volt. Mivel mindegyik a minimum CV%-át mutatta, ezáltal a nagyon különböző társulások variabilitása (ill. megbízhatósága) összehasonlíthatóvá vált.

A klasszikus cönológiai módszerek (SBT értékek) segítségével sikerült szignifikáns összefüggést kimutatni az egyes jellemző csoportok (ruderalis kompetitorok és kompetitorok) és a talajlégzés variációja között. A CV% a ruderalis kompetitorok mennyiségének növekedésével nőtt, a kompetitorok arányának emelkedésével viszont csökkent.

A talajlégzés és a gyepek finomléptékű szerkezete közötti összefüggés vizsgálata újszerű, még kevésbé kutatott téma. A cönoszisztematikai szempontból társulásalkotónak tekinthető fajok tömegességükön, árnyalásukon, illetve avarképzésükön keresztül befolyásolják a gyepekben kialakuló mikroélelhelyek mikroklimatikus viszonyait, így a további fajok csírázásának segítségével vagy gátlásával befolyásolják a gyep növényzetének diverzitását, térbeli struktúráit. Ezen folyamatokon keresztül potenciálisan hatással lehetnek az állomány ökofiziológiai jellemzőire, a teljes gyepi ökoszisztéma működésére és stabilitására. A domináns fajok hatása kimutatható a gázcsereben is (Wohlfahrt et al. 2001). Fóti (2008) is kimutatta, hogy a domináns növényfajok által kialakított társulásszerkezet felel az állományfoltok szabályozott gázcséréjéért. Jelen vizsgálatban az 1%-nál nagyobb frekvenciájú fajok által kialakított fajkombinációk és ezek diverzitása összefüggést mutat a talajlégzés térbeli variációjával.

A térbeli mintázatok tehát eredményeim alapján felhasználhatók indikációra, az egyes állományok értékelésére. Ahhoz azonban, hogy még pontosabban tudjuk jellemezni az ökoszisztémák működésének jellemző mintázatait, nem csak térben, hanem időben is szükséges vizsgálni a megfelelő változókat. Abból a feltevésből indulunk ki, hogy térbeli mintázatból tudunk következtetni az időbelire. Ezt Virágh et al. (2008) kimutatta a vegetáció szerkezeti adata esetében. Az ökofiziológiai adatokra vonatkozóan ez még csak feltevés, amit a jövőben téridő mérésekkel tesztelni kell. Ehhez az első lépést jelentik azok az eredmények, amelyeket dolgozatomban bemutattam.

6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. A dolgozat alapját képező terepi mintavételek során a talajlégzés térbeli mintázatait vizsgáltam 12 helyszínen, 5 vegetációtípusban, összesen 190 ökofiziológiai transzszekt felvételezésével (Fóti 2008 módszere alapján). Az alkalmazott mintavételi módszer újszerűségéből és speciális szenzorigényéből kifolyólag ezidáig viszonylag korlátozott számban és élőhelytípusban történtek mintavételek. A munkaigényes terepi mintavétel következtében az elkészült ökofiziológiai transzszektek adatsorai kiemelten értékes adatsornak számítanak, ezek felhasználásával jobban megismerhetővé válnak a finom térléptékben mért ökofiziológiai paraméterekben tetten érhető mintázatok, a mintázatok átlagos jellemzői, valamint az ezektől eltérő esetek.

2. Megvizsgáltam, hogy csökkenthető-e a korábban alkalmazott 52 m-es standard mikroökológiai mintavételi transzszektek a hossza. Kontrasztosan különböző gyep típusok és hosszú távú monitorozási adatsorok segítségével megállapítottam, hogy a 15 m hosszú transzszektek is jól alkalmazhatók a mikroökológiai diverzitásmintázatok detektálására. Ezáltal lehetővé vált, hogy a korábban kialakított 15m hosszú kör alakú transzszekteken alapuló ökofiziológiai mintavételi elrendezést kombináljam a mikroökológiai mintavétellel.

3. Nagy számú felvétel (74 kiskör) segítségével összehangoltam és optimalizáltam a mikroökológiai elemzések paramétereit az ökofiziológiai vizsgálatokkal. Megállapítottam, hogy az 1%-nál ritkább fajok elhagyása után finom térléptékben (20 cm körül) illeszthetők legjobban a talajlégzés CV% és a florális diverzitás becslései.

4. Klasszikus ökológiai módszerekkel, az egyes fajok borítási értékeit felhasználva a Borhidi-féle szociális magatartás-típusok szerint elemeztem a vegetáció összetételét. Ezzel a megközelítéssel képet kaphattam az egyes transzszektek által reprezentált állományfoltok ökológiai viszonyairól, degradáltságának és az állományok zavartságának mértékéről. A hagyományos, leíró jellegű megközelítésen túl az állományok természetességét legjobban reprezentáló kategóriák (kompetítorok és ruderális kompetítorok) transzszektenkénti átlagos borítási értékeit összevettem a társulás működését jellemző talajlégzés variabilitásával. Nagy értékkülönbségek fennállása esetén (jól szervezett ösgyep és a hozzá kapcsolódó, azonos termőhelyen levő, szukcesszió korai fázisát reprezentáló parlag) mutatott szignifikáns összefüggést a két változó, azonban az összes területet együtt vizsgálva csak gyenge lineáris összefüggés mutatkozott a változók között.

5. A különböző térléptékekben vizsgált florális diverzitás értékek és a talajlégzés variációjának együttes vizsgálatával szignifikáns összefüggést sikerült kimutatnom a két változó között: a szerkezetet reprezentáló florális diverzitás értékének növekedésével a talajlégzés értékének variációja csökken, azaz minél magasabb egy adott állomány szerkezeti komplexitása, annál stabilabb, kisebb variációval jellemezhető a működése.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

A biológiai sokféleség és az ökológiai rendszerek működésének a kapcsolata az ökológia egyik legizgalmasabb kérdése. Kísérletekben kimutatták, hogy a biológiai sokféleség növekedésével az ökológiai rendszerek működése hatékonyabb és stabilabb lesz (Naeem és Li 1997, Hooper et al. 2005). A talajlégzés a globális szénkörforgás fontos eleme, egyes források szerint a legnagyobb (Lu et al. 2021), mások szerint a második legnagyobb fluxusa (Luo és Zhou 2010). Nagyságának köszönhetően a globális talajlégzés kismértékű megváltozása is jelentősen befolyásolhatja az légköri széndioxid koncentrációt (Zhou et al. 2014), így a globális klímaváltozással összefüggésben is fontos kutatási kérdés a talajlégzés vizsgálata. Jelen dolgozatban a fenti két témakört kapcsolom össze, azt vizsgálva, hogy a vegetáció szerkezete és diverzitása hogyan hat a talajlégzésre és annak variációjára.

Az ökológiai rendszerek (jelen esetben különböző típusú gyepek) működését jellemző, funkcionális tulajdonságok térbeli mintázatait vizsgáltam különböző természetes és természetközeli száraz gyepekben és parlagokon a társulások diverzitásával és szerkezeti jellemzőivel együtt. Fekete Gábor és Tuba Zoltán nemzetközi szinten is úttörő, a szümfiziológiát megalapozó kutatásai nyomán, az itt alkalmazott ökofiziológiai mérések kivitelezésére Fóti Szilvia dolgozott ki egy mintavételi módszertant (Fóti 2008), melynek segítségével nagyszámú mintavételi egységgel gyűjthetünk adatok a talajlégzés térbeli mintázatainak vizsgálata érdekében. A vegetáció szerkezetének az ökofiziológiai mérésekhez léptékéhez illeszkedő vizsgálatára mikrocönológiai módszereket alkalmazunk, amelyek lehetővé teszik a növényzet szerveződési mintázatainak és komplexitásának vizsgálatát. Dolgozatomban a két módszer összekapcsolására teszek kísérletet. Célom, hogy az eredmények alapján jellemezzem az egyes gyepek állapotát, szervezettségét és funkcionális természetességét.

A következő kérdéseket tettem fel a vizsgálattal kapcsolatban:

1. Hogyan alakul a talajlégzés variabilitásának tér- és időbeli dinamikája különböző élőhelytípusokban?
2. Klasszikus cönológiai módszerekkel vizsgálható-e az összefüggés a gyepek fajkompozíciója és működése (a talajlégzés variációja) között?
3. Hogyan kapcsolhatók össze a szerkezetet és a működést vizsgáló módszerek?
4. Van-e összefüggés a finomléptékű szerkezeti komplexitás és a funkcionális indikátorként használt talajlégzés variabilitása között?

Vizsgálataimat 2014 és 2019 között az ország különböző pontjain, összesen 12 mintaterületen (Battonya, Bugac, Esztergom, Fülöpháza, Gönyű, Kunpeszér, Magyarszombatfa, Mórahalom, Nagyrákos, Szalafő, Tece, Tiszaalpár) végeztem, lefedve ezzel több vegetációtípust (homokpusztagyeppek, homoki sztyepprétek, homoki legelők, löszgyepek, mocsárrétek), annak érdekében, hogy az eredmények minél inkább általánosíthatók legyenek. A méréseket gyepekben végeztem, emellett Battonya, Fülöpháza, Kunpeszér, Mórahalom és Tiszaalpár mintaterületeken parlagokon is készültek felvételek és mérések. Összesen 190 db transzszekt került felvételezésre, ebből 144 db készült gyepekben, 42 db parlagokon, ezen felül Battonyán 1 db transzszektet vettem fel és mértem szántón, illetve 3 db-ot vetett gyepeken. 74 db transzszektben készült részletes cönológiai és mikrocönológiai felvételezés.

A mikrocönológiai mintavételezés 15 m hosszú, 4,77 m átmérőjű cirkuláris transzszekt mentén történt, 5x5 cm-es mikrovadrátokban. Az ökofiziológiai méréseket a Fóti Szilvia által kidolgozott módszertan segítségével végeztem (Fóti 2008), 75 pozícióban végeztük a cirkuláris transzszekt mentén.

Az adatok elemzését R statisztikai programcsomag segítségével végeztem (R Core Team 2020).

A különböző társulástípusokban felvett transzszektek a Borhidi-féle szociális magatartás-típusok szerint elemeztem, minden transzszektre meghatározva a legjellemzőbb kategóriákat, amelyeknek mennyiségéből következtetni lehet a gyepterület állapotára, zavartaságára, természetességére, amely tényezők kihatnak az ökofiziológiai paraméterek mintázatára is.

Minden transzszektre kiszámoltam a florális diverzitás (FD) értékét és a maximumléptéket, amely paraméterek alapján képet kaphatunk a gyepterületen zajló finomléptékű vegetációdinamikai folyamatokról, a gyepterület állapotáról.

A mikrocönológiai mintavétel esetében általában 52 m transzszektek használatosak, azonban ebben a vizsgálatban rövidebb lineákat kell alkalmazni annak érdekében, hogy együtt tudjuk vizsgálni a szerkezetet és a talajlégzés mintázatát. Ennek érdekében a transzszekt méretét redukálni kellett 15 m-re. Felmerült azonban a kérdés, hogy az állományok megfelelő értékeléséhez elegendő ez a méret. Ennek vizsgálatára korábban felvett 52 m-es lineákból kivágtam 3 db 15 m-es darabot (2m 30cm-es közöket hagyva a lineák között), és az így kapott rövidebb lineákból számolt FD értékek relációt hasonlítottam össze az 52 m-es lineából számolt értékekkel. Különböző gyeptípusokban adatokat összevetve megállapítottam, hogy a rövidebb transzszektekből származó adatok is jól reprezentálják mind az állományok közötti, mind pedig az állományon belüli diverzitás-mintázatokat.

Megvizsgáltam a maximumléptékek alakulását is az egyes gyeptípusokban. A magasabb diverzitású, fajgazdagabb gyepekkel jellemezhető mintaterületeken (Battonya, Bugac, Kunpeszér, Mórahalom, Órség, Tiszaalpár) a maximumértékek kis léptékeknél jelentkeznek, a leggyakoribb lépték a 10 cm és a 20 cm volt. A kevésbé szervezett, nyílt gyepekben (Fülöpháza, Gönyű, Tece) a maximumlépték eltolódik a nagyobb értékek felé (25 cm és annál nagyobb léptékek).

A talajlégzés térbeli variációját a variációs koefficiens (CV%) segítségével vizsgáltam az egyes mintaterületeken és élőhelytípusokban. A homokpusztagyeppek esetében a variáció viszonylag nagyra bizonyult, és a gyepek esetében megfigyelhető egy csökkenő tendencia a talajlégzés átlagértékének növekedésével: minél nagyobb a talajlégzés értéke, annál kisebb a variáció. A löszgyeppek esetében a battonyai területen a gyepek (két kivételtől eltekintve) viszonylag magas talajlégzés értékekkel és relatíve alacsony variációval jellemezhetők, azonban nem fedezhető fel egyértelmű trend a két változó között. A tiszalpári lineák esetében a gyepekben nincs kifejezett trend, a variáció egyenletesen alacsony. A parlagok esetén azonban látszik egy csökkenő trend, a talajlégzés értékének növekedésével csökken a variáció.

Két mintaterületen is megvizsgáltam azt a kérdést is, hogy a térben kialakult talajlégzés mintázat mennyire állandó időben. Általánosságban elmondható, hogy az idő előrehaladtával a talajlégzés-csúcsok értéke fokozatosan csökken, de a términtázat elég jól megmaradt a több nap elteltével is.

Vizsgálatom legfontosabb eredménye a cönológiai és ökofiziológiai mintázatok összekapcsolása. A 8 db térléptéknél vizsgált diverzitásértékekre illesztett regressziós modellek eredményei alapján a legjobb illeszkedést az 1%-os frekvenciaküszöbnél vett fajszámmal számolt diverzitásértékekkel kaptam.

A lépték tekintetében az illeszkedés folyamatosan javuló értékeket mutatott a lépték növekedésével. Ugyan a legjobb illeszkedést az 50 cm-es lépték adta, azonban az ökofiziológiai mérések 20 cm-es léptékben történtek, így a két mintázat összekapcsolása szempontjából ez tűnik a legmegfelelőbb választásnak. Ezt támasztja alá a florális diverzitás maximumléptékeit vizsgáló analízis eredmény is: a gyepek esetében a florális diverzitás értékének maximuma legtöbbször a 20 cm-es léptékben jelentkezett.

Ennek eredményeképpen, ha együtt vizsgáljuk a talajlégzés variációját a florális diverzitás értékeivel, látható, hogy szignifikáns összefüggés mutatkozik a két változó között. A florális diverzitás értékének növekedésével a talajlégzés variációja csökken, vagyis minél komplexebb szerkezetű és fajgazdagabb egy társulás, annál kevésbé variál a működést reprezentáló változó, tehát annál megbízhatóbbnak tekinthető a társulás működése.

8. SUMMARY

The relationship between diversity and ecosystem processes is one of the most interesting questions in ecology. It has been proved in experiments that increasing biodiversity enhances ecosystem function and stability (Naeem and Li 1997, Hooper et al. 2005). Soil respiration is an important element of the global carbon cycle, it is the largest (Lu et al. 2021) or the second largest flux (Luo and Zhou 2010). Thanks to its volume, even a small change in global soil respiration can alter atmospheric CO₂ concentration significantly (Zhou et al. 2014), which gives soil respiration studies special importance in relation to climate change. In my dissertation I make an attempt to connect the aforementioned two topics by examining how vegetation structure and diversity affects soil respiration and its variation.

I have studied spatial patterns of functional parameters and diversity of different vegetation types (natural and seminatural grasslands and old fields). I applied the methodology of Fóti (2008) with which it is possible to collect data with high sample size to detect spatial patterns of soil respiration. I used microcoenological methods to examine the fine-scale structure and complexity of the vegetation. In this study I attempt to connect the two methods aiming to describe the state, complexity and functional naturalness of the different grassland types.

My questions are the following:

1. What are the spatial and temporal patterns of soil respiration in different vegetation types?
2. Is it possible to study the relationship between species composition and function (soil respiration) in grasslands?
3. How can we connect the methods examining structure and function?
4. Is there a relationship between fine-scale structural complexity and the variability of soil respiration?

Field sampling was conducted between 2014 and 2018 at 12 sampling sites (Battonya, Bugac, Esztergom, Fülöpháza, Gönyű, Kunpeszér, Magyarszombatfa, Mórahalom, Nagyrákos, Szalafő, Tece, Tiszaalpár) that represent five vegetation types (open sandy grasslands, loess steppes, meadow steppes, sandy pastures and sand steppes) in order to generalize the results as much as possible. Old fields were also sampled in Battonya, Fülöpháza, Kunpeszér, Mórahalom and Tiszaalpár. 190 transects were sampled altogether of which 144 was made in grasslands, 42 in old fields, and in Battonya 1 transect in a ploughfield and 3 in sown grasslands were also sampled. Detailed coenological (macro- and microcoenological) sampling was done in 74 transects.

Microcoenological sampling was done along a 15 m long circular transect in 5x5 cm microquadrats. Ecophysiological measurements were done following the method of Fóti (2008), in 75 positions along the transect.

Data analysis was conducted using R programming language (R Core Team 2020). I used SBT types (Borhidi 1995) to describe the disturbance state and naturalness of the vegetation plots that can affect the ecophysiological patterns. I calculated the maximum value and maximum scale of florula diversity (FD) in all transects to obtain information about fine-scale vegetation organization.

Generally, 52 m transects are used for microcoenological sampling, however in this study I had to use shorter transects (15 m) in order to connect to the scale of ecophysiological sampling. It was a question whether this shorter transect is enough to evaluate the state of the vegetation. In order to answer this question I took three 15 m long sections from a 52 m long transect and compared their FD values with the ones calculated from the original 52 m transects. Based on the results I concluded that the 15 m long transects are applicable for representing patterns and variability within and between stands.

I compared the maximum scale of the FD curves in different vegetation types. In grasslands with higher diversity and complexity (Battonya, Bugac, Kunpeszér, Mórahalom, Órség, Tiszaalpár) maximum scale occurred at finer scales (10 cm and 20 cm). Less complex, open grasslands (Fülöpháza, Gönyű, Tece) this scale shifted towards higher values (25 cm and higher).

I used CV% to study the spatial variability of soil respiration. In open sandy grasslands variation was relatively high and there was a decreasing tendency with increasing soil respiration values: the higher the soil respiration, the lower the variation was. In case of loess grasslands, in Battonya all but two plots were characterised by high Rs and low CV%, however there was no clear trend between the two variables. The trend was not clear either in Tiszaalpár, however variation was evenly low. In case of old fields there is a decreasing trend in the variation with the increase of soil respiration.

Based on repeated measurements, I examined how stable were the spatial patterns of Rs over time in two sites. In general, peaks of soil respiration decreased with time, however the pattern remained quite stable even after 3-4 days.

The main result of my study is the connection of coenological and ecophysiological patterns. I checked the FD values with different spatial scales and different number of species and in case of the number of species 1% frequency showed the best fit to the FD values. Considering spatial scales FD values in 50 cm showed the best fit but the soil respiration was measured in 20 cm scale consequently it was the best choice to connect coenological and ecophysiological patterns. The results of the FD maximum scales support this result: maximum FD in grasslands appeared in 20 cm in most of the cases.

Consequently if we examine variation of soil respiration and FD together, a significant negative trend can be seen between the two variables. The variation of soil respiration decreases with increasing diversity, meaning that more complex and diverse the community is, the lower the variation of the functional parameter so the function of the community is more reliable and stable.

9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek, Dr. Bartha Sándornak és Prof. Penksza Károlynak a dolgozat elkészítése során nyújtott segítségükért és tanácsaikért.

Köszönöm mindenkinek, aki közreműködött a terepi felvételezésben és mérésekben: Szabó Gábor, Fóti Szilvia, Andraz Carni, Csathó András István, Csete Sándor, Házi Judit, Kálmán Nikolett, Komoly Cecília, Kun Róbert, Margóczy Katalin, Mojzes Andrea, Szépligeti Mátyás.

A kutatást az OTKA K 105608 pályázat támogatta.

10. IRODALOM

- Andreasen, J. K., O'Neill, R. V., Noss, R., & Slosser, N. C. (2001). Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological indicators*, 1(1), 21-35.
- Aradi, E., Margóczy, K., & Krnács, G. (2007). Gyepmaradványok védelme és kezelése: a délkiskunsági semlyékek példája. *Termvéd. Közlem.*, 13, 199-208.
- Balogh, J. (2009): Gyeppek szénmérleg-komponenseinek mérése és modellezése. PhD Értekezés, Gödöllő
- Balogh, J., Papp, M., Pintér, K., Cserhalmi, D., Fóti, Sz., Nagy, Z. (2010): A talajlégzés alkotóinak vizsgálata száraz homoki legelőn. In: Bartha, S., Nagy, Z. (szerk.), Botanikai, növényélettani és ökológiai kutatások. SZIE, MKK, Növénytani és Ökofiziológiai Intézet, Gödöllő, pp. 17-27.
- Balogh, N., Tóthmérész, B., Valkó, O., Deák, B., Miglécz, T., Tóth, K., Molnár, Sz., Vadász, Cs., Tóth, E., Kiss, R., Sonkoly, J., Török, P., Antal, K., Tüdősné Budai, J., Kelemen, A. (2018): Szarvasmarhák legelőhasználata és legeléspreferenciája. *Természetvédelmi Közlemények*, 24, 15-24.
- Bartha, S. (2008a): Beyond trivial relationships: on the hidden aspects of biodiversity. *Folia Geobotanica* 43: 371-382.
- Bartha, S. (2008b): Mikrocönológiai módszerek a táji vegetáció állapotának vizsgálatára. *Tájökológiai Lapok* 6: 229-245.
- Bartha, S., Czárán, T., Podani, J. (1998): Exploring plant community dynamics in abstract coenostate spaces. *Abstracta Botanica* 22: 49-66.
- Bartha, S., Campatella, G., Canullo, R., Bódis, J., Mucina, L. (2004): On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration. *International Journal of Ecology and Environmental Science* 30: 101-116.
- Bartha, S., Balogh, L., Biró, M., Bódis, J., Csete, S., Csiky, J., Fráter, E., Hayek, Zs., Lajer, K., Purger, D. & Szigetvári, C. (2006): Nyílt és záródó homokpusztagyeppek társulási viszonyainak összehasonlítása a vácrátóti Tece legelőn. *MOLNÁR E.(szerk.): kutatás, oktatás, értékteremtés. a*, 80, 111-132.
- Bartha, S., Campetella, G., Ruprecht, E., Kun, A., Házi, J., Horváth, A., Virágh, K., Molnár, Zs. (2008): Will interannual variability in sand grassland communities increase with climate change? *Community Ecology* 9(Suppl): 13-21.
- Bartha, S., Fekete, G., Nagy, Z., Csintalan, Zs., Fóti, Sz., Czóbel, Sz., Balogh, J., Németh, Z., Penksza, K., Szerdahelyi, T., Nagy, J., Virágh, K. (2010): Sokféleség és szabályozottság - a szümfiziológia szerepe a modern társulásökológiában In: Bartha, S., Nagy, Z. (szerk.), Botanikai, növényélettani és ökológiai kutatások. SZIE, MKK, Növénytani és Ökofiziológiai Intézet, Gödöllő, pp. 27-39.

Bartha, S., Campetella, G., Kertész, M., Hahn, I., Kroel-Dulay, G., Rédei, T., ... & Kovács-Láng, E. (2011): Beta diversity and community differentiation in dry perennial sand grasslands. *Annali di Botanica*, 1, 9-18.

Bartha, S., Csathó, A. I., Virágh, K., Szentes, S., Csathó, A. J., Sutyinszki, Z., Horváth, A. & Ruprecht, E. (2011): A Tompapusztai löszgyep mikroökológiai értékelése I. Florális diverzitás és koordináltság= Assessing naturalness in the Tompapuszta loess steppe meadow I. Diversity of species combinations and stationarity of fine scale patterns. *CRISICUM: A KÖRÖS-MAROS NEMZETI PARK IGAZGATÓSÁG IDŐSZAKI KIADVÁNYA*, 2011(7), 45-55.

Bartha, S., Zimmermann, Z., Szabó, G., Szentes, S., Virágh, K., & Csathó, A. I. (2016): A magyar földikutya (*Nannospalax hungaricus*) növényzetre gyakorolt hatásának mikroökológiai monitorozása a Tompapusztai löszgyepben (2011–2014). *CRISICUM: A KÖRÖS-MAROS NEMZETI PARK IGAZGATÓSÁG IDŐSZAKI KIADVÁNYA*, 9, 21-35.

Bartha, S., Szabó, G., Csete, S., Purger, D., Házi, J., Csathó, A. I., Campetella, G., Canullo, R., Chelli, S., Tsakalos, J. L., Ónodi, G., Kröel-Dulay, Gy. & Zimmermann, Z. (2022): High-Resolution Transect Sampling and Multiple Scale Diversity Analyses for Evaluating Grassland Resilience to Climatic Extremes. *Land*, 11(3), 378.

Bauer, N. (1996): A dorogi Strázsa-hegy és környékének botanikai értékeiről (Pilis-hegység). *Kanitzia*, 4, 201-214.

Blair, J., Nippert, J., & Briggs, J. (2014): Grassland ecology. *Ecology and the Environment*, 389-423.

Borhidi A. (1995): Social behavior types, the naturalness and relative ecological indicator values of the highre plants in the Hungarian Flora. *Acta bot. hung.*, 39(1-2): 97-181.

Byrne, A. K., Kiely, G., Leahy, P. (2005): CO₂ fluxes in adjacent new and permanent temperate grasslands. *Agricultural and Forest Meteorology* 135: 82-92.

Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... & Naeem, S. (2012): Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.

Carlier, L., De Vlieghe, A., Van Cleemput, O., & Boeckx, P. (2005): Importance and functions of European grasslands. *Communications in agricultural and applied biological sciences*, 70(1), 5.

Curiel Yuste, J., Janssens, I. A., Carrara, A., & Ceulemans, R. (2004): Annual Q₁₀ of soil respiration reflects plant phenological patterns as well as temperature sensitivity. *Global Change Biology*, 10(2), 161-169.

Czóbel Sz., Fóti Sz., Balogh J., Nagy Z., Bartha S., Tuba Z. (2005a): Chamber series and space-scale analysis of CO₂ gas-exchange in grassland vegetation: A novel approach. *Photosynthetica*, 43 (2) 267-272. p.

Czóbel, Sz., Szirmai, O., Balogh, J., Pintér, K., Péli, E., Fóti, Sz., Tuba, Z. (2010): Löszpusztarét és homoki száraz legelő növénytársulások manipulációs kísérletekre adott főbb funkcionális ökológiai válaszai. In: Bartha, S., Nagy, Z. (szerk.), Botanikai, növényélettani és ökológiai kutatások. SZIE, MKK, Növénytani és Ökofiziológiai Intézet, Gödöllő, pp. 51-56.

Csathó A. J. – Csathó A. I. (2007): A battonyai Tompapusztai-lőszpusztarét. – In: Deák J. Á. – Csathó A. I. – Grezner R. – Horváth D. – Pándi I. – Szabó-Szöllősi T. – Tóth T. (szerk.): *VIII. MÉTA-túra. – 2007. április 25-29. Kézirat, Vácrátót.* pp. 277–282.

Csathó A. J. – Csathó A. I. (2009): A battonya-tompapusztai Külső-gulya flóralistája. – *Crisicum* 5: 51–70.

Csillag, F., Kertész, M., Davidson, A., Mitchell, S. (2001): On the measurement of diversity-productivity relationships in a northern mixed grass prairie (Grassland National Park, Saskatchewan, Canada). *Community Ecology* 2: 145-159.

Daily, G. (Ed.). (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems.* Island Press.

Davidson, E. A., Belk, E., & Boone, R. D. (1998): Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global change biology*, 4(2), 217-227.

Davidson, E.A., Savage, K., Verchot, L., Navarro, R., (2002): Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agric. For. Meteorol.* 113, 21–37.

Dengler, J., Biurrun, I., Boch, S., Dembicz, I., & Török, P. (2020): Grasslands of the Palearctic biogeographic realm: introduction and synthesis. *Encyclopedia of the world's biomes*, 3, 617-637.

Dér F, Stefler J. (2008): Prognózis a gyepterületek hasznosításának várható alakulásáról. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 6: 9-12.

Eisenhauer N, Milcu A, Allan E, Nitschke N, Scherber C, et al. (2011): Impact of above- and below-ground invertebrates on temporal and spatial stability of grassland of different diversity. *Journal of Ecology* 99: 572–582.

Fang, C., Moncrieff, J. B. (2001): The dependence of soil CO₂ efflux on temperature. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 155-165.

Flynn D.F.B., Schmid B., He J-S., Wolfe-Bellin K.S., Bazzaz F.A. (2008): Hierarchical reliability in experimental plant assemblages. *J. Plant Ecol.* 1: 59-65.

Fóti, Sz. (2008): Gyepék CO₂ -gázcserejének finomléptékű térbeli változékonysága és mintázata. PhD Értekezés, Gödöllő.

Fóti, S., Czóbel, S., Balogh, J., Nagy, J., Juhász, A., Nagy, Z., ... & Tuba, Z. (2005): Correlation between stand photosynthesis and composition at micro-scale in loess grassland. *Cereal Research Communications*, 33(1), 197-199.

Fóti, Sz., Nagy, Z., Balogh, J., Bartha, S., Acosta, M., Czóbel, Sz., ... & Tuba, Z. (2009): Small scale spatial variability and pattern of soil respiration and water content in wet and a dry temperate grasslands and bare soil. *Ekologia*, 28(4), 389.

Fóti, Sz., Balogh, J., Bartha, S., Nagy, Z., Pintér, K., Péli, E., Ürmös, Zs., Czóbel, Sz. (2010): Szünfiziológia mikroléptékben: A talajlégzés términtázata. In: Bartha, S., Nagy, Z. (szerk.), *Botanikai, növényélettani és ökológiai kutatások.* SZIE, MKK, Növénytani és Ökofiziológiai Intézet, Gödöllő, pp. 63-68.

Fóti, S., Balogh, J., Nagy, Z., Herbst, M., Pintér, K., Péli, E., ... & 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.

Szilvia Fóti, János Balogh, Michael Herbst, Marianna Papp, Péter Koncz, Sándor Bartha, Zita Zimmermann, Cecília Komoly, Gábor Szabó, Katalin Margóczy, Manuel Acosta, Zoltán Nagy (2016): Meta-analysis of field scale spatial variability of grassland soil CO₂ efflux: interaction of biotic and abiotic drivers. *Catena* 143:78-89

Gates, DM (1980): *Biophysical Ecology*. Springer-Verlag, New York

Grand, S., Rubin, A., Verrecchia, E. P., & Vittoz, P. (2016): Variation in soil respiration across soil and vegetation types in an alpine valley. *Plos One*, 11(9), e0163968.

Grogan, P., & Chapin Iii, F. S. (1999): Arctic soil respiration: effects of climate and vegetation depend on season. *Ecosystems*, 2(5), 451-459.

Grolemund, G., Wickham, H. (2011): Dates and Times Made Easy with lubridate. *Journal of Statistical Software*, 40(3), 1-25. URL <https://www.jstatsoft.org/v40/i03/>.

Hammond M. P., & Kolasa, J. (2014): Spatial variation as a tool for inferring temporal variation and diagnosing types of mechanisms in ecosystems. *PloS one*, 9(2), e89245.

Han, Y., Zhang, Z., Wang, C., Jiang, F., & Xia, J. (2012): Effects of mowing and nitrogen addition on soil respiration in three patches in an oldfield grassland in Inner Mongolia. *Journal of plant ecology*, 5(2), 219-228.

Han, G., Xing, Q., Luo, Y., Rafique, R., Yu, J., & Mickle, N. (2014): Vegetation types alter soil respiration and its temperature sensitivity at the field scale in an estuary wetland. *Plos one*, 9(3), e91182.

Hanson P., Edwards N., Garten, C. T., Andrews, J. (2000): Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations *Biogeochemistry* 48 115–46

Herrick, J. E., Brown, J. R., Tugel, A. J., Shaver, P. L., & Havstad, K. M. (2002): Application of soil quality to monitoring and management: Paradigms from rangeland ecology. *Agronomy Journal*, 94(1), 3-11.

Hobohm, C., Janišová, M., & Vahle, H. C. (2021): Development and Future of Grassland Ecosystems: Do We Need a Paradigm Shift? In *Perspectives for Biodiversity and Ecosystems* (pp. 329-359). Springer, Cham.

Hooper, D. U., Chapin Iii, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., ... & Wardle, D. A. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75(1), 3-35.

Hothorn, T., Bretz, F. & Westfall, P. (2008): Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* 50(3), 346--363.

IPCC (2018): Summary for Policymakers. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 3-24.

Jian, J., Frissell M., Hao D., Tang X., Berryman E., & Bond-Lamberty B. (2022): The global contribution of roots to total soil respiration. *Global Ecology and Biogeography*, 00, 1–15. <https://doi.org/10.1111/geb.13454>

Juhász-Nagy, P. (1967): On association among plant populations. I. Multiple and partial association: a new approach. *Acta Biol. Debrecina* 5: 43-56.

Juhász-Nagy, P. (1972): Elemi preferenciális folyamatok információ-elméleti modellezése szünbiológiai objektumokon. Kandidátusi értekezés, Budapest.

Juhász-Nagy P. (1976): Spatial dependence of plant populations. Part 1. Equivalence analysis (an outline for a new model). *Acta Botanica Academiae Sci. Hung.*30: 61-78

Juhász-Nagy, P. (1980): A cönológia koegzisztenciális szerkezeteinek modellezése. MTA Doktori Értekezés, Budapest

Juhász-Nagy P. (1984): Spatial dependence of plant populations. Part 2. A family of new models. *Acta Botanica Academiae Sci. Hung.* 30: 363-402.

Juhász-Nagy, P. (1986): Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai. Akadémiai Kiadó, Budapest.

Juhász-Nagy P. (1993): Notes on compositional diversity. *Hydrobiologia* 249: 173-182.

Juhász-Nagy, P., Podani, J. (1983): Information theory methods for the study of spatial processes and succession. *Vegetatio* 51: 129–140.

Kertész, M., Lhotsky, B., Hahn, I. (2001): Detection of fine-scale relations between species composition and biomass in grassland. *Community Ecology* 2: 221-230.

Király, G., Takács, G., & Schmidt, D. (2015): A Győr környéki homokpuszták növényföldrajzi és társulástani viszonyai. *The vegetation of the Győr–Gönyű calcareous sand steppes*, In: Takács, G. & Szinetár, Cs. (szerk.): A kisalföldi meszes homokpusztakatonai használatú területeinek élővilága – Tanulmánygyűjtemény (*The wildlife of calcareous sand steppe areas in military use in the Hungarian Little Plain - Monograph*), pp. 17-38. Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 2015.

Komoly Cecília, Türei Dénes, Csathó András István, Pifkó Dániel, Juhász Melinda, Somodi Imelda, Bartha Sándor (2012): Fűvetés hatása a parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) tömegességére egy tiszalpári fiatal parlagon. *Természetvédelmi Közlemények*, 18. pp. 283-293. ISSN 1216-4585

- Koncz, P., Vadász-Besnyői, V., Csathó, A. I., Nagy, J., Szerdahelyi, T., Tóth, Z., ... & Bartha, S. (2020): Carbon uptake changed but vegetation composition remained stable during transition from grazing to mowing grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 304, 107161.
- Kovács-Láng E, Kröel-Dulay Gy, Kertész M, Fekete G, Bartha S, Mika J, Dobi-Wantuch I, Rédei T, Rajkai K, Hahn I (2000): Changes in the composition of sand grasslands along a climatic gradient in Hungary and implications for climate change. *Phytocoenologia* 30:385–407.
- Kreyling, J., Dengler, J., Walter, J., Velev, N., Ugurlu, E., Sopotlieva, D., ... & Jentsch, A. (2017): Species richness effects on grassland recovery from drought depend on community productivity in a multisite experiment. *Ecology Letters*, 20(11), 1405-1413.
- Lellei-Kovacs, E., Kovacs-Lang, E., Kalapos, T., & Botta-Dukat, Z. (2008a): Soil respiration and its main limiting factors in a semiarid sand forest-steppe ecosystem - Results of a climate simulation experiment. *Cereal Research Communications*, 36, 1223-1226.
- Lellei-Kovács, E., Kovács-Láng, E., Kalapos, T., Botta-Dukár, Z., Barabás, S., Beier, C. (2008b): Experimental warming does not enhance soil respiration in a semiarid temperate forest-steppe ecosystem. *Community Ecology* 9: 29-37.
- Lellei-Kovács, E., Kovács-Láng, E., Botta-Dukát, Z., Kalapos, 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(4), 247-255.
- Lellei-Kovács, E., Botta-Dukát, Z., De Dato, G., Estiarte, M., Guidolotti, G., Kopittke, G. R., ... & 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.
- Lemaire, G., Wilkins, R., Hodgson, J. (2005): Challenges for grassland science. Managing research priorities Agric. Ecosyst. Environ. 108 99–108.
- Lloyd, J., Taylor, J.A. (1994): On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* 8: 315-323.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., ... & Wardle, D. A. (2001): Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543), 804-808.
- Luo, Y., & Zhou, X. (2010): *Soil respiration and the environment*. Elsevier.
- Lu, H., Li, S., Ma, M., Bastrikov, V., Chen, X., Ciais, P., Dai, Y., Ito, A., Ju, W., Lienert, S., Lombardozzi, D., Lu, X., Maignan, F., Nakhavali, M., Quime, T., Schindlbacher, A., Wang, J., Wang, Y., Wårlind, D., Zhang, S. & Yuan, W. (2021): Comparing machine learning-derived global estimates of soil respiration and its components with those from terrestrial ecosystem models. *Environmental Research Letters*, 16(5), 054048.
- Mathes, K., & Schriefer, T. (1985): Soil respiration during secondary succession: influence of temperature and moisture. *Soil Biology and Biochemistry*, 17(2), 205-211.
- McNaughton, S. J. (1988): Diversity and stability. *Nature* 333: 204-205.

- Meerhoff, M., Teixeira-de Mello, F., Kruk, C., Alonso, C., Gonzalez-Bergonzoni, I., Pacheco, J. P., ... & Jeppesen, E. (2012): Environmental warming in shallow lakes: a review of potential changes in community structure as evidenced from space-for-time substitution approaches. *Advances in ecological research*, 46, 259-349.
- Milcu A., Thebault E., Scheu S., Eisenhauer N. (2010): Plant diversity enhances the reliability of belowground processes. *Soil Biol. Biochem.* 42: 2102-2110.
- Mojzes, A., Ónodi, G., Lhotsky, B., Kalapos, T., & Kröel-Dulay, G. (2020): Experimental drought indirectly enhances the individual performance and the abundance of an invasive annual weed. *Oecologia*, 193(3), 571-581.
- Naeem, S., Li, S. (1997): Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature*, 390(6659), 507-509.
- Nghalipo, E. N., & Throop, H. L. (2021): Vegetation patch type has a greater influence on soil respiration than does fire history on soil respiration in an arid broadleaf savanna woodland, central Namibia. *Journal of Arid Environments*, 193, 104577.
- Oyonarte, C., Rey, A., Raimundo, J., Miralles, I., & Escribano, P. (2012): The use of soil respiration as an ecological indicator in arid ecosystems of the SE of Spain: Spatial variability and controlling factors. *Ecological Indicators*, 14(1), 40-49.
- Penksza, K., Tasi, J., Szabó, G., Zimmermann, Z., & Szentes, S. (2009): Természetvédelmi célú botanikai és takarmányozástani vizsgálatok adatai Káli-medencei juhlegelőhöz. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 7(1-2), 51-58.
- Penksza, K., Házi, J., Héjja, P., Nagy, A., Bajor, Z., Sutyinszki, Z., ... & Szentes, S. (2010): Cönológiai vizsgálatok Biharugra környéki mocsári területeken= Coenological investigations on wetlands around Biharugra. *CRISICUM: A KÖRÖS-MAROS NEMZETI PARK IGAZGATÓSÁG IDŐSZAKI KIADVÁNYA*, 2010(6), 95-116.
- Pickett, S. T. (1989): Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In *Long-term studies in ecology* (pp. 110-135). Springer, New York, NY.
- Podani, J. (1992): Space series analysis of vegetation: processes reconsidered. *Abstr. Bot.* 16: 25-29.
- Raich, JW, Schlesinger, WH (1992): The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus* 44B:81-99
- Raich, J. W., & Tufekciogul, A. (2000): Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry*, 48(1), 71-90.
- R Core Team (2020): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>
- Reichstein, M., Tenhunen, J. D., Rouspard, O., Ourcival, J. M., Rambal, S., Miglietta, F., ... & 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(10), 999-1017

Rey, A., Pegoraro, E., Oyonarte, C., Were, A., Escribano, P., & Raimundo, J. (2011): Impact of land degradation on soil respiration in a steppe (*Stipa tenacissima* L.) semi-arid ecosystem in the SE of Spain. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(2), 393-403.

van Ruijven J, Berendse F (2007): Contrasting effects of diversity on the temporal stability of plant populations. *Oikos* 116: 1323–1330.

Rustad, L. E., Campbell, J. L., Marion, G. M., Norby, R. J., Mitchell, M. J., Hartley, A. E., and Gurevitch, J. (2001): A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia* 126, 543–562.

Ryan, M. G., & Law, B. E. (2005): Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry*, 73(1), 3-27.

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.

Sanderson M A, Goslee S C, Soder K J, Skinner R H, Tracy B F and Deak A (2007): Plant species diversity, ecosystem function, and pasture management—a perspective *Can. J. Plant Sci.* 87 479–87.

Šantrůčková, H. A. N. A. (1992): Microbial biomass, activity and soil respiration in relation to secondary succession. *Pedobiologia*, 36(6), 341.

Schindlbacher, A., Wunderlich, S., Borke, W., Kitzler, B., Zechmeister-Boltenstern, S., & Jandl, R. (2012): Soil respiration under climate change: prolonged summer drought offsets soil warming effects. *Global Change Biology*, 18(7), 2270-2279.

Schlesinger, W. H. (1977): Carbon balance in terrestrial detritus. *Annual review of ecology and systematics*, 51-81.

Shaver, G. R., Canadell, J., Chapin III, F. S., Gurevitch, J., Henry, G., Ineson, P., Jonasson, S., Melillo, J., Pitelka, L., and Rustad, L. (2000): Global warming and terrestrial ecosystems: A conceptual framework for analysis. *Bioscience* 50, 871–882.

Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czóbel, S., Domingues, R., Flechard, C., Fuhrer, J., Hensen, A., Horvath, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Rees, R.M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tuba, Z. & Valentini, R. (2007): Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 121-134.

Szentes, S., Tasi, J., Házi, J., & Penksza, K. (2009): A legeltetés hatásának gyepgazdálkodási és természetvédelmi vizsgálata Tapolcai-és Káli-medencei lólegelőn a 2008. évi legeltetési időnyben. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 7(1-2), 65-72.

Szépligeti, M., Kőrösi, Á., Szentirmai, I., Házi, J., Bartha, D., & Bartha, S. (2018): Evaluating alternative mowing regimes for conservation management of Central European mesic hay

meadows: a field experiment. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 152(1), 90-97.

Tang, J.W., Baldocchi, D.D., Xu, L. (2005): Tree photosynthesis modulates soil respiration on a diurnal time scale. *Global Change Biology* 11: 1298-1304.

Tasi Julianna, Bajnok Márta, Halász András, Szabó Ferenc, Harkányiné Székely Zsuzsanna, Láng Vince (2014): Magyarországi komplex gyepgazdálkodási adatbázis létrehozásának első lépései és eredményei. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 2014(1-2): 57-64.

Tate, K. R., Ross, D. J. (1997): Elevated CO₂ and moisture effects on soil carbon storage and cycling in temperate grasslands *Glob. Change Biol.* 3 225–35.

Tilman, D. (1999): The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80:1455-1474.

Tilman D, Downing JA. (1994): Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367:363–65.

Tilman D, Reich PB, Knops JMH (2006): Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* 441: 629–632.

Tóthmérész, B. (1994): Diverzitási rendezések és térsorozatok. *Doktori Értekezés*, Debrecen.

Török, P., & Dengler, J. (2018): Palaearctic grasslands in transition: overarching patterns and future prospects. *Grasslands of the world: Diversity, management and conservation*, 15-26.

Tuba, Z. (2007): Növényökofiziológia. Az autökofiziológia és szünfiziológia diszciplináris helyzete az ökológián belül. *Magyar Tudomány* 7: 1242-1249.

Tsakalos, J. L. et al. (2022): comspat: an R package to analyze within-community spatial organization using species combinations. – *Ecography* 2022: 1–8 (ver. 1.0).

Tuba, Z., Csintalan, Zs., Nagy, Z., Sente, K., Kemény, G., Takács, Z., Koch, J., Badacsonyi, A., Murakeözy, P., Palicz, G., Kóbor, Sz., Ötvös, E., Bartha, S. (1998): Szünfiziológia: alapozó gondolatok és exploratív vizsgálatok egy születő növényökológiai tudományterülethez. In: Fekete, G. (szerk.): *A közösségi ökológia frontvonalai*. Scientia Kiadó, Budapest. pp. 171-196.

Tuba, Z., Nagy, Z., Czóbel, Sz., Balogh, J., Csintalan, Zs., Fóti, Sz., Juhász, A., Péli, E., Sente, K., Palicz, G., Horváth, L., Weidinger, T., Pintér, K., Virágh, K., Nagy, J., Szerdahelyi, T., Engloner, A., Szirmai, O., Bartha, S. (2004): Hazai gyeptársulások funkcionális ökológiai válaszai, C-körforgalma és üvegházhatású gázainak mérlege jelenlegi és jövőbeni várható éghajlati viszonyok, illetve eltérő használati módok mellett. *AGRO 21 Füzetek* 37: 123-138.

Vadász, C., Máté, A., Kun, R., & Vadász-Besnyői, V. (2016): Quantifying the diversifying potential of conservation management systems: An evidence-based conceptual model for managing species-rich grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 234, 134-141.

Vinczeffy I. (2006): A legelő értéke. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 4: 129-137.

Virágh, K., Horváth, A., Bartha, S., Somodi, I. (2006): Kompozíciós diverzitás és términtázati rendezettség a szálkaperjés erdőssztyeppretermészetközeli és zavart állományokban. In: Molnár, E. (ed.): *Kutatás, oktatás, értékkeremtés*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 89–111.

- Virágh, K., Horváth, A., Bartha, S., Somodi, I. (2008): A multiscale methodological approach for monitoring the effectiveness of grassland management. *Community Ecology* 9: 237-246.
- Weigelt A, Weisser W W, Buchmann N and Scherer-Lorenzen M (2009): Biodiversity for multifunctional grasslands. Equal productivity in high-diversity low-input and low-diversity high-input systems *Biogeosci. Discuss.* 6 3187–214
- Wen, L., Jinlan, W., Xiaojiao, Z., Shangli, S., & Wenxia, C. (2018): Effect of degradation and rebuilding of artificial grasslands on soil respiration and carbon and nitrogen pools on an alpine meadow of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Ecological Engineering*, 111, 134-142.
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., & Pärtel, M. (2012): Plant species richness: the world records. *Journal of vegetation Science*, 23(4), 796-802.
- Wohlfahrt G., Bahn M., Tappeiner U., Cernusca A. (2001): A multi-component, multi-species model of vegetation-atmosphere CO₂ and energy exchange for mountain grasslands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 106 261-287. p.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., ... & Watson, R. (2006): Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *science*, 314(5800), 787-790.
- Yachi S, Loreau M (1999): Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96: 1463–1468.
- Yahdjian, L., Tognetti, P. M., & Chaneton, E. J. (2017): Plant functional composition affects soil processes in novel successional grasslands. *Functional Ecology*, 31(9), 1813-1823.
- Zar, J. H. (1999): *Biostatistical analysis*, 4th edition, Pearson College Div.
- Zhou L, Zhou X, Zhang B, Lu M, Luo Y, Liu L & Li B (2014): Different responses of soil respiration and its components to nitrogen addition among biomes: a meta-analysis *Glob. Change Biol.* 20 2332–43.
- Zimmermann, Z., Szabó, G., Csathó, I. A., Sallainé Kapocsi, J., Szentes, S., Juhasz, M., Házi, J., Komoly, C., Virágh, K., Sutyinszki, Zs., Uj, B. & Bartha, S. (2014): The impact of the lesser blind mole rat [*Nannospalax* (superspecies *leucodon*)] on the species composition and diversity of a loess steppe in Hungary. *Applied Ecology and Environmental Research*, 12(2), 577-588.

11. MELLÉKLETEK

M1. Összefoglaló adatok a transzszektek normalitás-vizsgálatáról

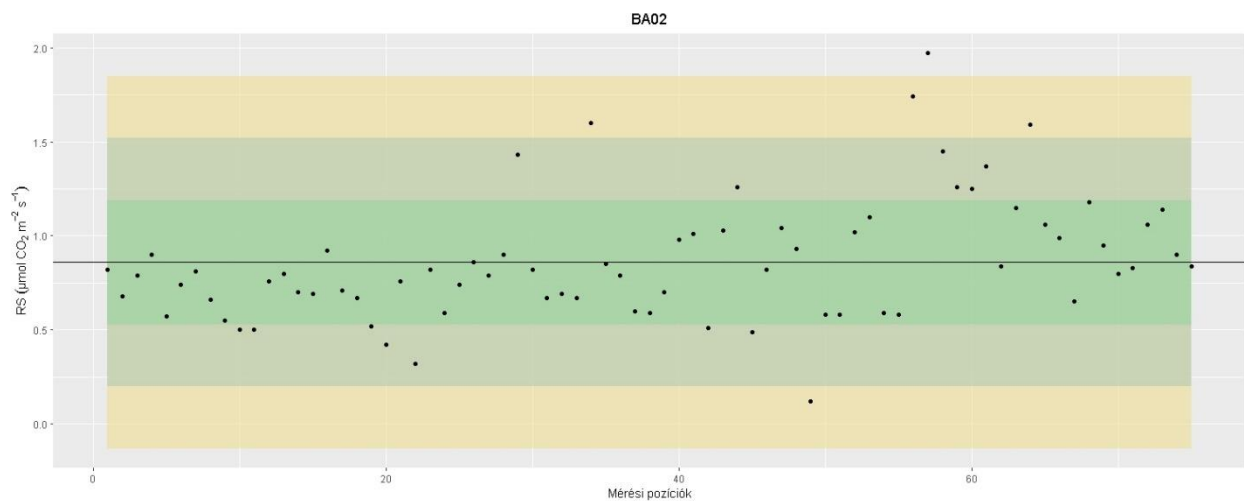
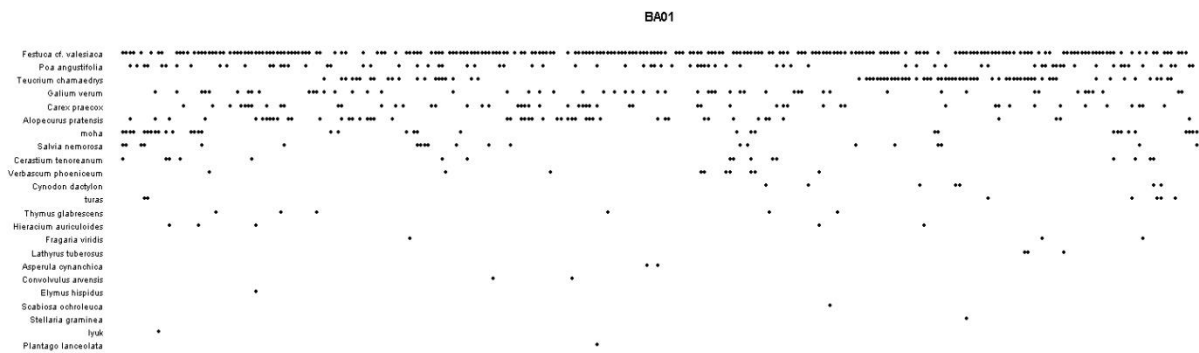
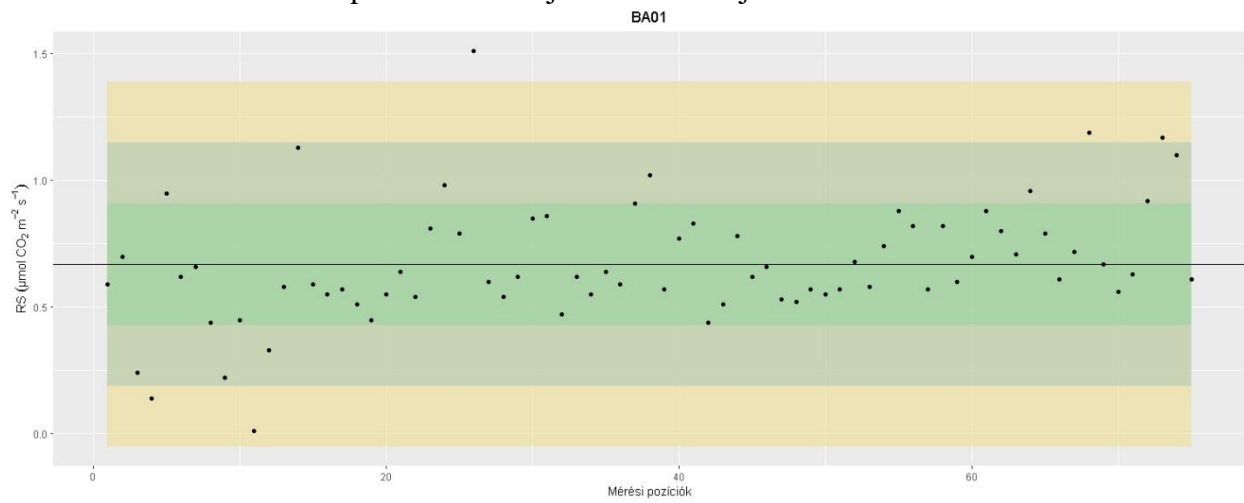
Transzszekt	Helység	Típus	Élőhelytípus	Átlag SWC (%)	Átlag		Shapiro-teszt P				
					Rs	Rs SD	érték	$\mu \pm \sigma$	$\mu \pm 2\sigma$	$\mu \pm 3\sigma$	$\mu \pm 4\sigma$
BA01	Battonya	gyep	löszgyep	11,36	0,67	0,24	0,01	59	11	4	1
BA02	Battonya	gyep	löszgyep	13,3	0,86	0,33	0	57	13	4	1
BA1	Battonya	gyep	löszgyep	11,31	0,86	0,29	0	57	14	3	1
BA2	Battonya	gyep	löszgyep	19,43	1,04	0,67	0	62	7	5	1
BA3	Battonya	gyep	löszgyep	9,04	0,93	0,24	0,25	47	26	2	0
BA4	Battonya	gyep	löszgyep	21,61	1,15	0,27	0	53	20	0	2
BA5	Battonya	gyep	löszgyep	20,68	1,23	0,35	0,68	53	17	5	0
BAP1	Battonya	parlag	löszgyep	28,51	0,58	0,52	0	67	5	2	1
BAP2	Battonya	parlag	löszgyep	28,85	0,68	0,68	0	68	5	1	1
BAP3	Battonya	parlag	löszgyep	25,9	0,74	0,79	0	71	3	0	1
BAS1	Battonya	szántó	löszgyep	16,96	0,22	0,13	0,01	54	18	3	0
BAP4	Battonya	parlag	löszgyep	29,5	0,72	0,47	0,01	49	22	4	0
BAP5	Battonya	parlag	löszgyep	33,83	0,81	0,54	0	57	13	4	1
BAP6	Battonya	parlag	löszgyep	31,41	1,16	0,67	0	57	16	1	1
BAV1	Battonya	vetett gyep	löszgyep	28,59	1,11	0,43	0,06	55	15	4	1
BAV2	Battonya	vetett gyep	löszgyep	26,83	0,96	0,38	0,21	50	21	4	0
BAV3	Battonya	vetett gyep	löszgyep	22,32	0,92	0,42	0,04	55	17	2	1
BA18	Battonya	gyep	löszgyep	10,85	1,97	0,45	0	50	24	0	1
BA19	Battonya	gyep	löszgyep	10,46	2,35	0,62	0	60	10	3	2
BAP7	Battonya	parlag	löszgyep	21,31	1,45	0,35	0,67	51	21	3	0
BAP8	Battonya	parlag	löszgyep	17,51	1,55	1,26	0	72	1	1	1
BA20	Battonya	gyep	löszgyep	10,37	1,95	0,59	0	61	11	1	2
BA21	Battonya	gyep	löszgyep	9,92	1,74	0,51	0	62	11	1	1
BA22	Battonya	gyep	löszgyep	8,1	2,03	0,56	0	61	13	0	1

BAP9	Battonya	parlag	löszgyep	19,14	1,28	0,38	0	57	14	3	1
BAP10	Battonya	parlag	löszgyep	16,62	1,18	0,3	0,3	57	13	5	0
BAP11	Battonya	parlag	löszgyep	14,54	1,2	0,3	0,65	54	17	4	0
BAP12	Battonya	parlag	löszgyep	14,66	1,22	0,43	0	62	10	1	2
BAP13	Battonya	parlag	löszgyep	13,04	1,05	0,38	0	57	16	1	1
BAP14	Battonya	parlag	löszgyep	11,51	1,05	0,5	0	56	15	3	1
BA23	Battonya	gyep	löszgyep	10,06	1,66	0,28	0,03	50	22	2	1
BA24	Battonya	gyep	löszgyep	9,97	1,4	0,23	0,15	56	14	4	1
BA25	Battonya	gyep	löszgyep	6,9	1,95	0,6	0,01	48	23	4	0
BU01	Bugac	gyep	homoki legelő	4,83	0,76	0,16	0,7	48	23	4	0
BU02	Bugac	gyep	homoki legelő	6,64	1,02	0,2	0,28	55	16	3	1
E1	Esztergom	gyep	nyílt homokpusztagyep	8,41	0,81	0,25	0	57	17	0	1
E2	Esztergom	gyep	nyílt homokpusztagyep	11	0,95	0,2	0,25	55	16	4	0
E3	Esztergom	gyep	nyílt homokpusztagyep	10,08	0,95	0,18	0,05	46	28	1	0
FH01	Fülöpháza	gyep	nyílt homokpusztagyep	3,21	0,13	0,04	0	53	19	1	2
FH02	Fülöpháza	gyep	nyílt homokpusztagyep	3,55	0,18	0,07	0	55	17	2	1
FH2	Fülöpháza	gyep	nyílt homokpusztagyep	0,12	0,13	0,08	0	63	8	1	3
FHP1	Fülöpháza	parlag	nyílt homokpusztagyep	0,2	0,18	0,07	0	60	10	4	1
FHP2	Fülöpháza	parlag	nyílt homokpusztagyep	0,61	0,29	0,08	0,01	59	10	4	2
FHP3	Fülöpháza	parlag	nyílt homokpusztagyep	0,47	0,27	0,06	0,01	46	24	4	1
FH14	Fülöpháza	gyep	nyílt homokpusztagyep	4,03	0,22	0,05	0	57	13	3	2
FH15	Fülöpháza	gyep	nyílt homokpusztagyep	4,75	0,22	0,06	0	59	13	2	1
FHP4	Fülöpháza	parlag	nyílt homokpusztagyep	3,06	0,47	0,23	0	70	2	0	3
FHP5	Fülöpháza	parlag	nyílt homokpusztagyep	2,5	0,29	0,12	0	62	9	2	2
FH20	Fülöpháza	gyep	nyílt homokpusztagyep	3,41	0,32	0,14	0	67	6	1	1
FH21	Fülöpháza	gyep	nyílt homokpusztagyep	2,82	0,28	0,09	0	63	11	0	1
FH22	Fülöpháza	gyep	nyílt homokpusztagyep	2,53	0,26	0,07	0	59	13	2	1
FHP6	Fülöpháza	parlag	nyílt homokpusztagyep	4,54	0,45	0,11	0	57	15	2	1
FHP7	Fülöpháza	parlag	nyílt homokpusztagyep	3,61	0,46	0,12	0,37	52	20	2	1
FHP8	Fülöpháza	parlag	nyílt homokpusztagyep	3,13	0,41	0,09	0,04	49	22	4	0

FH23	Fülöpháza	gyep	nyílt homokpusztagyep	3,03	0,15	0,06	0	57	14	4	0
FH24	Fülöpháza	gyep	nyílt homokpusztagyep	2,88	0,18	0,08	0	56	13	4	2
G1	Gönyű	gyep	nyílt homokpusztagyep	3,13	0,4	0,16	0	61	12	1	1
G2	Gönyű	gyep	nyílt homokpusztagyep	3,6	0,46	0,14	0	56	15	3	1
G3	Gönyű	gyep	nyílt homokpusztagyep	3,46	0,35	0,09	0	57	14	3	1
G4	Gönyű	gyep	nyílt homokpusztagyep	9,08	0,95	0,19	0,01	50	23	1	1
G5	Gönyű	gyep	nyílt homokpusztagyep	0,37	0,33	0,09	0	60	10	4	1
G6	Gönyű	gyep	nyílt homokpusztagyep	0,97	0,4	0,12	0	52	18	5	0
G7	Gönyű	gyep	nyílt homokpusztagyep	3,72	0,95	0,25	0,11	48	24	3	0
G8	Gönyű	gyep	nyílt homokpusztagyep	3,29	0,67	0,17	0,05	48	24	3	0
G9	Gönyű	gyep	nyílt homokpusztagyep	2,94	0,51	0,2	0	54	18	2	1
G10	Gönyű	gyep	nyílt homokpusztagyep	2,7	0,46	0,19	0,01	47	26	2	0
KP1	Kunpeszér	gyep	homoki sztyepprét	55,15	2,52	0,55	0	56	14	2	3
KP2	Kunpeszér	gyep	homoki sztyepprét	50,94	2,47	0,49	0,39	49	23	3	0
MA1	Magyarszombatfa	gyep	mocsárrét	52,2	1,73	0,59	0	59	11	3	2
MA2	Magyarszombatfa	gyep	mocsárrét	56,75	1,07	0,31	0	58	15	1	1
MH01	Mórahalom	gyep	homoki sztyepprét	16,73	1,18	0,27	0	57	16	0	2
MH02	Mórahalom	gyep	homoki sztyepprét	18,39	1,25	0,26	0	50	22	1	2
MH1	Mórahalom	gyep	homoki sztyepprét	4,35	1,31	0,28	0,2	48	23	4	0
MH2	Mórahalom	gyep	homoki sztyepprét	10,67	1,76	0,24	0,46	50	22	3	0
MH3	Mórahalom	gyep	homoki sztyepprét	5,61	1,43	0,27	0	55	17	2	1
MH4	Mórahalom	gyep	homoki sztyepprét	18,38	2,09	0,36	0	54	18	2	1
MH5	Mórahalom	gyep	homoki sztyepprét	8,47	1,61	0,3	0	55	16	4	0
MHP1	Mórahalom	parlag	homoki sztyepprét	4,05	0,96	0,18	0,06	57	15	1	2
MHP2	Mórahalom	parlag	homoki sztyepprét	6,34	1,09	0,23	0,48	54	18	2	1
MHP3	Mórahalom	parlag	homoki sztyepprét	25,58	1,34	0,34	0	55	17	2	1
MHP4	Mórahalom	parlag	homoki sztyepprét	25,04	1,36	0,3	0,09	53	19	3	0
MHP5	Mórahalom	parlag	homoki sztyepprét	24,17	1,19	0,33	0,12	56	14	4	1
MHP6	Mórahalom	parlag	homoki sztyepprét	20,65	1,65	0,52	0,13	54	17	4	0
MHP7	Mórahalom	parlag	homoki sztyepprét	20,83	1,33	0,29	0,04	55	16	2	2

MH9	Mórahalom	gyep	homoki sztyepprét	10,65	2,38	0,41	0,01	54	18	2	1
MH10	Mórahalom	gyep	homoki sztyepprét	20,26	2,3	0,32	0,36	53	17	5	0
MH11	Mórahalom	gyep	homoki sztyepprét	15,15	2,46	0,49	0,21	50	23	2	0
N1	Nagyrákos	gyep	mocsárrét	58,03	1,47	0,67	0	66	7	0	2
N2	Nagyrákos	gyep	mocsárrét	47,17	1,38	0,32	0,91	52	18	5	0
SZ1	Szalafő	gyep	mocsárrét	55,17	1,02	0,22	0,65	57	14	3	1
SZ2	Szalafő	gyep	mocsárrét	56,61	0,91	0,21	0,17	48	24	3	0
TC1	Tece	gyep	nyílt homokpusztagyep	1,61	0,16	0,03	0,33	52	19	3	1
TA01	Tiszaalpár	gyep	löszgyep	8,38	0,46	0,12	0,03	60	9	5	1
TA02	Tiszaalpár	gyep	löszgyep	7,89	0,56	0,16	0,21	53	17	5	0
TA1	Tiszaalpár	gyep	löszgyep	39,45	1,93	0,35	0,27	57	14	3	1
TA2	Tiszaalpár	gyep	löszgyep	18,16	1,64	0,29	0	53	18	4	0
TA3	Tiszaalpár	gyep	löszgyep	25,53	1,69	0,26	0,67	55	17	2	1
TA4	Tiszaalpár	gyep	löszgyep	32,31	2,44	0,54	0	62	9	2	2
TAP1	Tiszaalpár	parlag	löszgyep	27,74	1,61	0,44	0,83	54	18	2	1
TAP2	Tiszaalpár	parlag	löszgyep	17,58	1,21	0,28	0,28	54	16	4	1
TAP8	Tiszaalpár	parlag	löszgyep	14,46	0,72	0,24	0,06	54	17	4	0

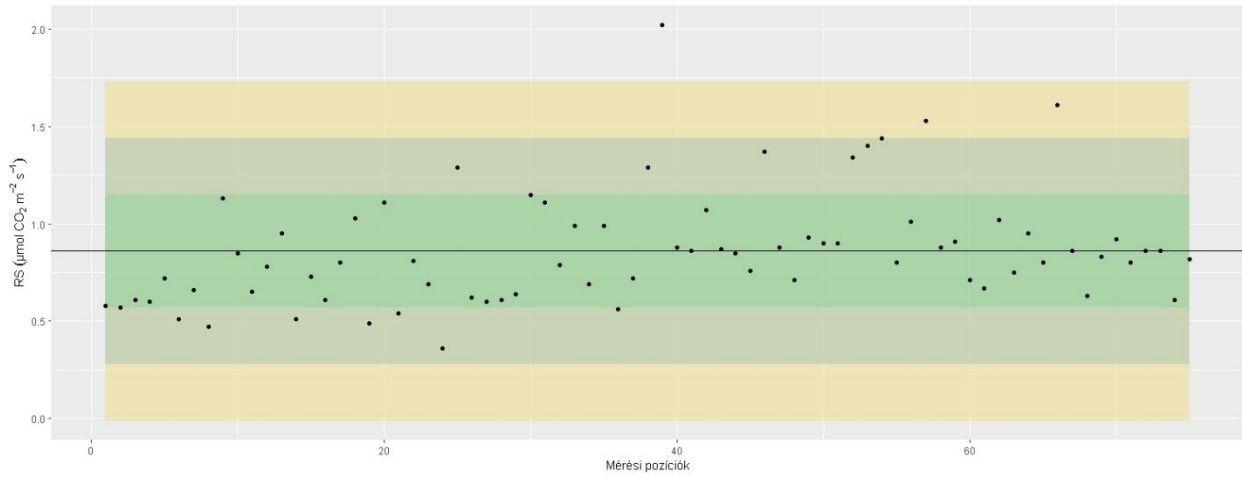
M2. A talajlégzés adatok profilja az egyes transzszektekben. A vízszintes fekete vonal jelzi az átlagot, a sötétzöld sáv reprezentálja az $\mu \pm \sigma$ tartományt, a szürkészöld sáv a $\mu \pm 2\sigma$ tartományt, a sárga a $\mu \pm 3\sigma$ tartományt, a szürke mező pedig a $\mu \pm 4\sigma$ vagy azon túli tartományt. A másik ábratípuson az egyes fajok előfordulásai láthatók a transzszekt mentén, a 300 db 5x5 cm-es mikrokvadrátban. A pont az adott faj előfordulását jelöli a mikrokvadrátban.



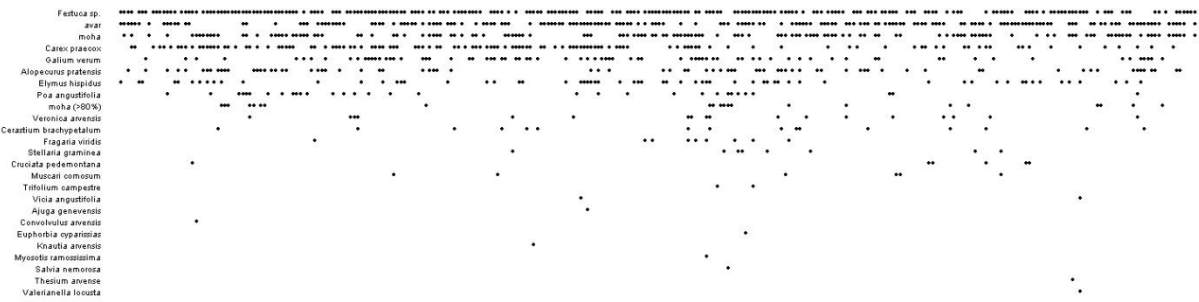
BA02



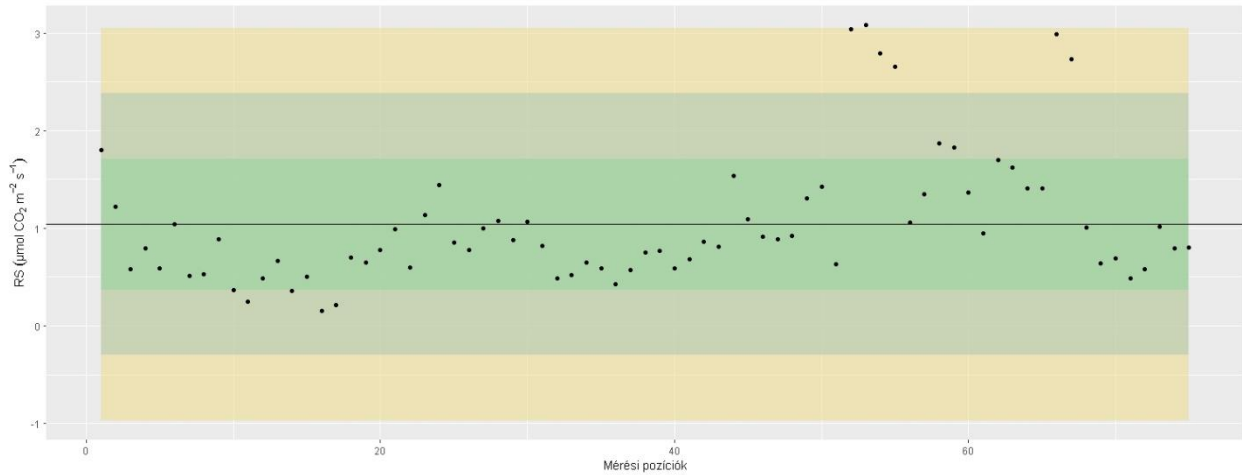
BA1



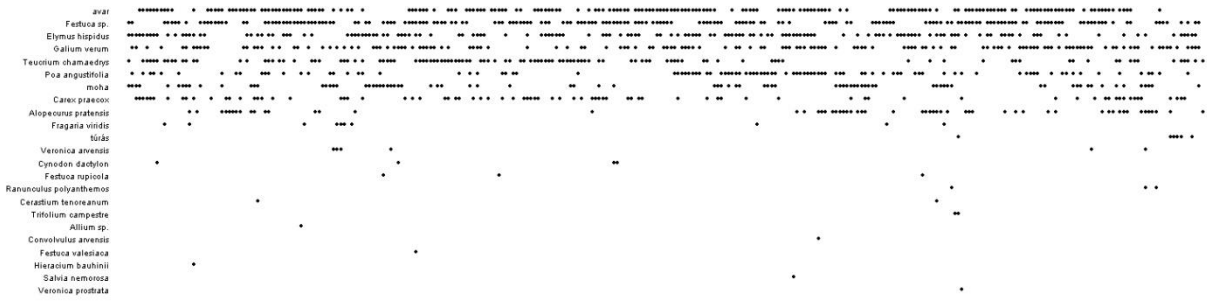
BA1



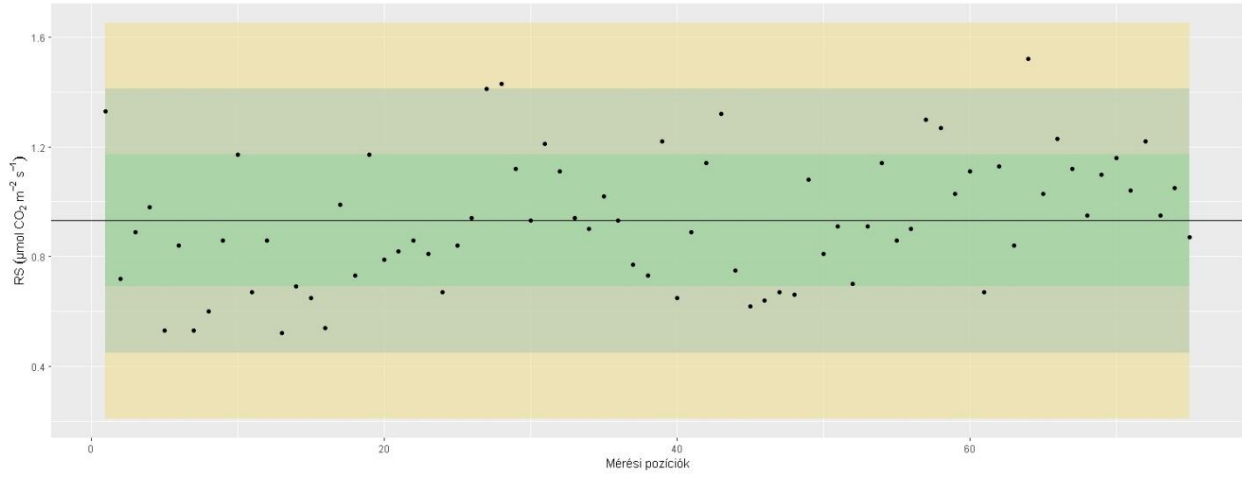
BA2



BA2



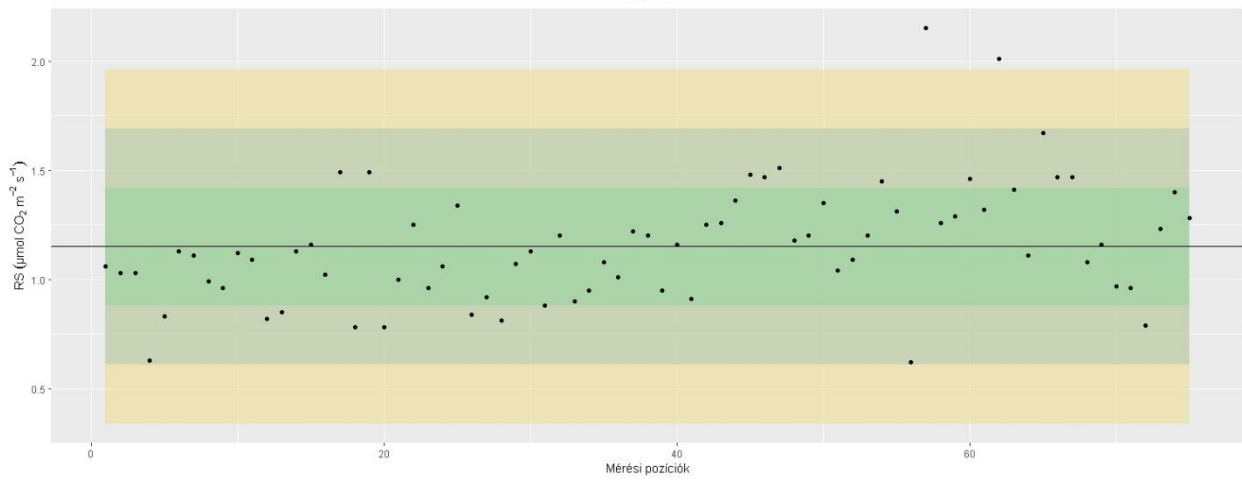
BA3



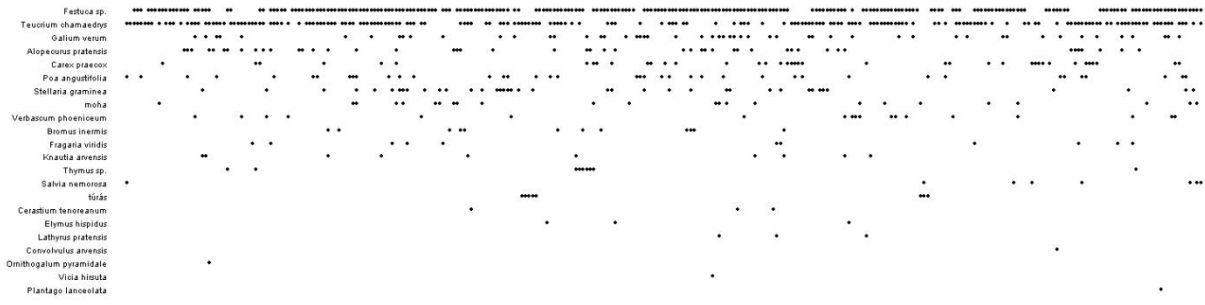
BA3



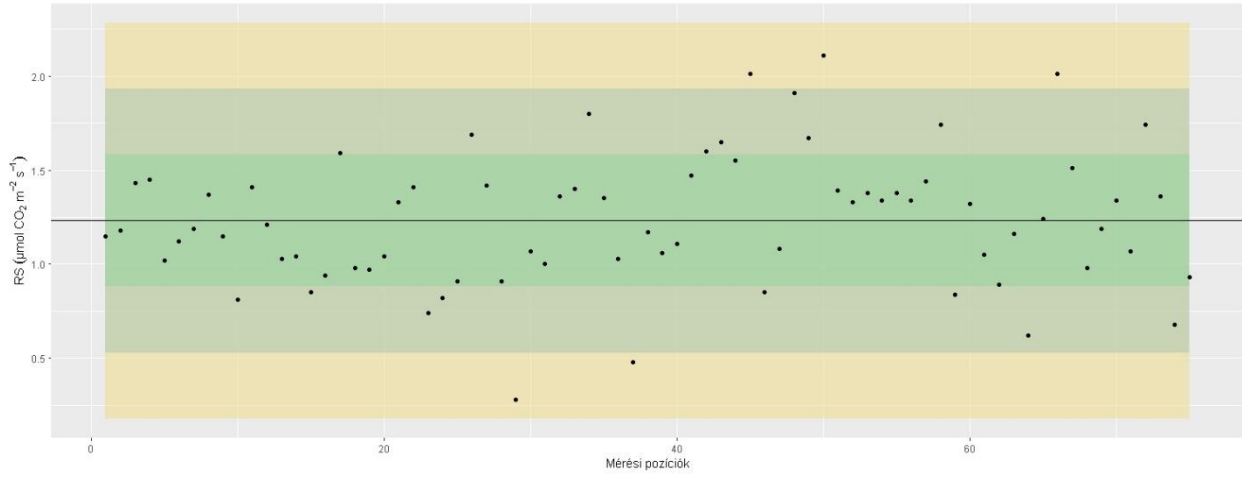
BA4



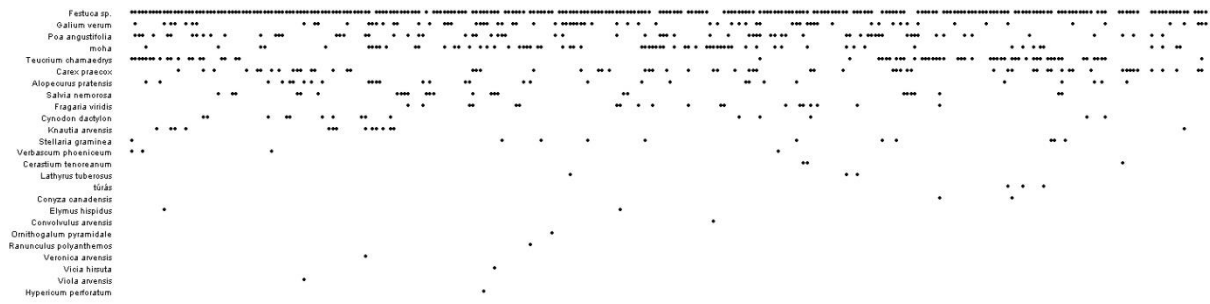
BA4



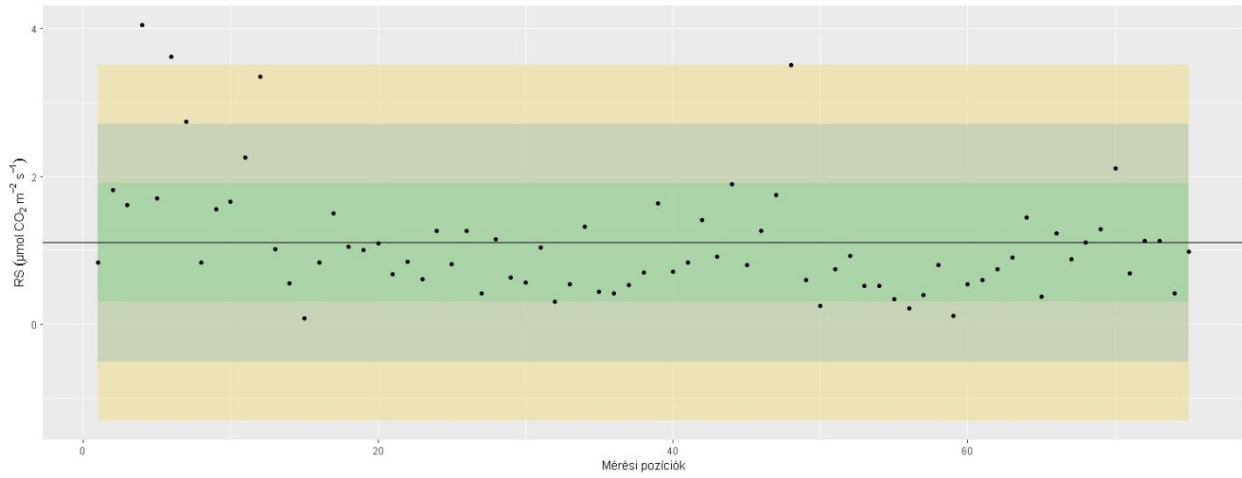
BA5

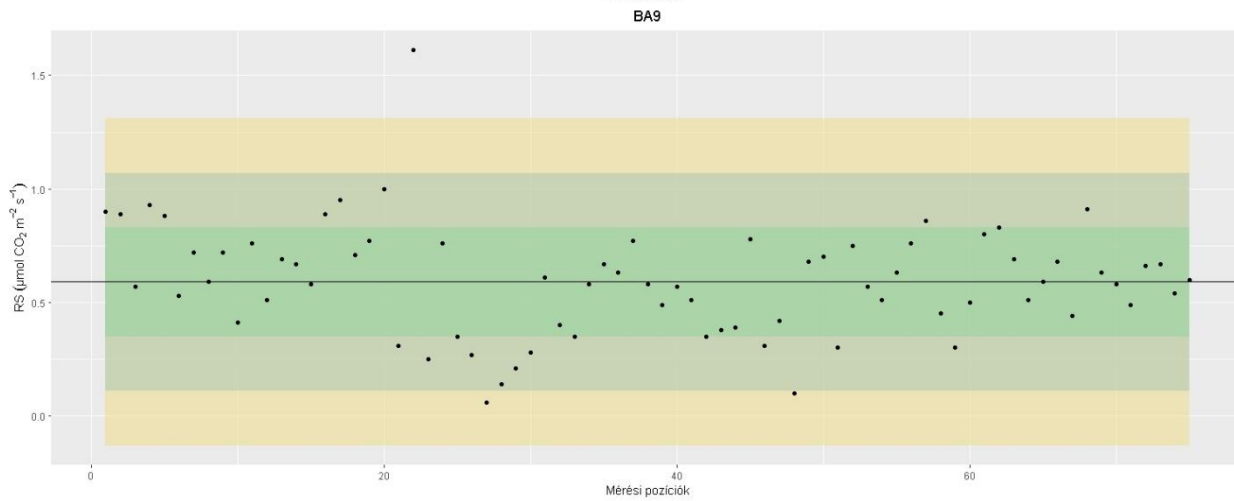
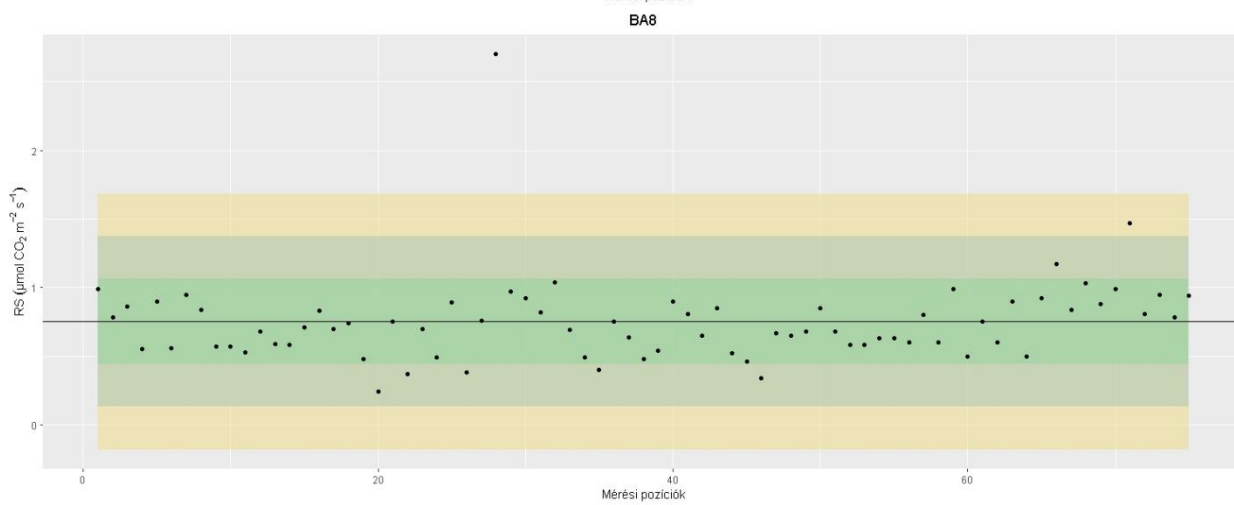
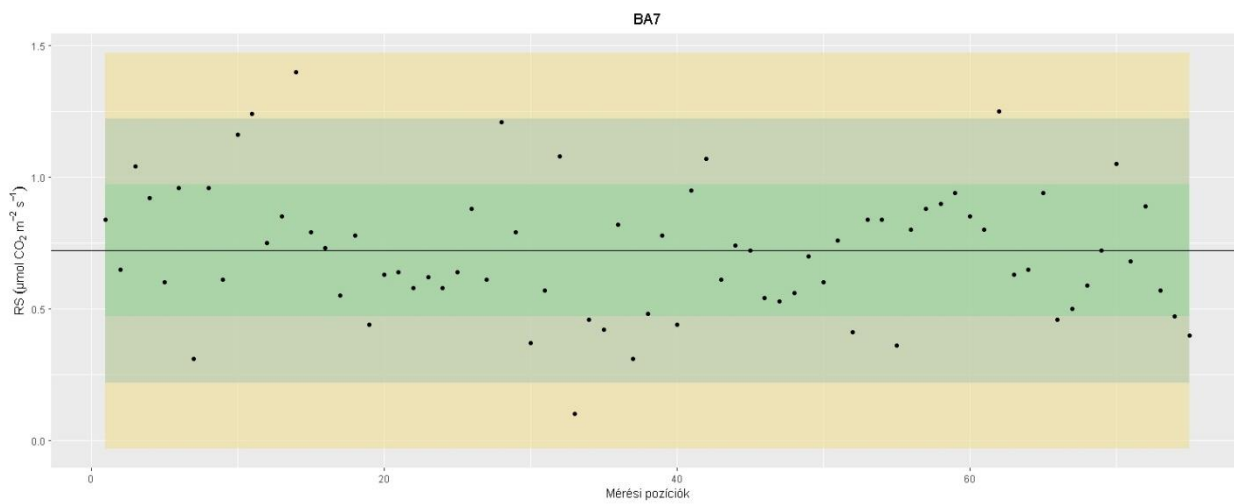


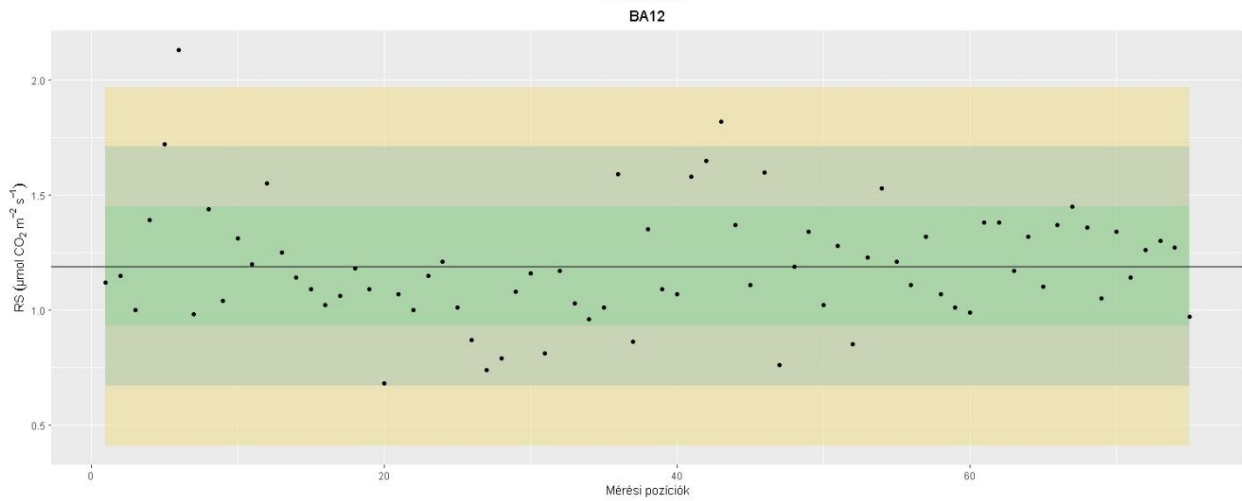
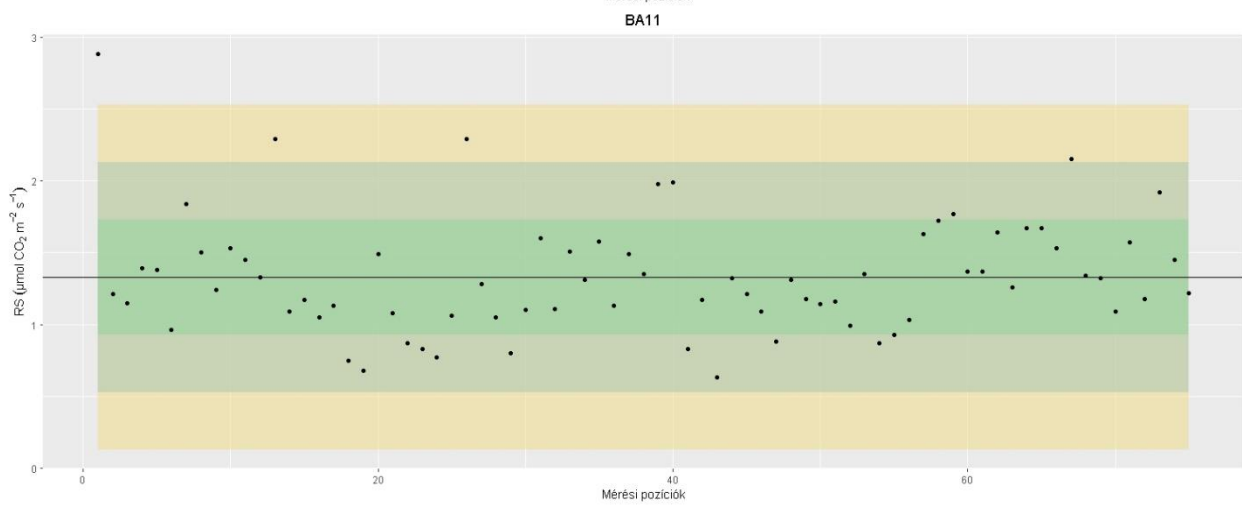
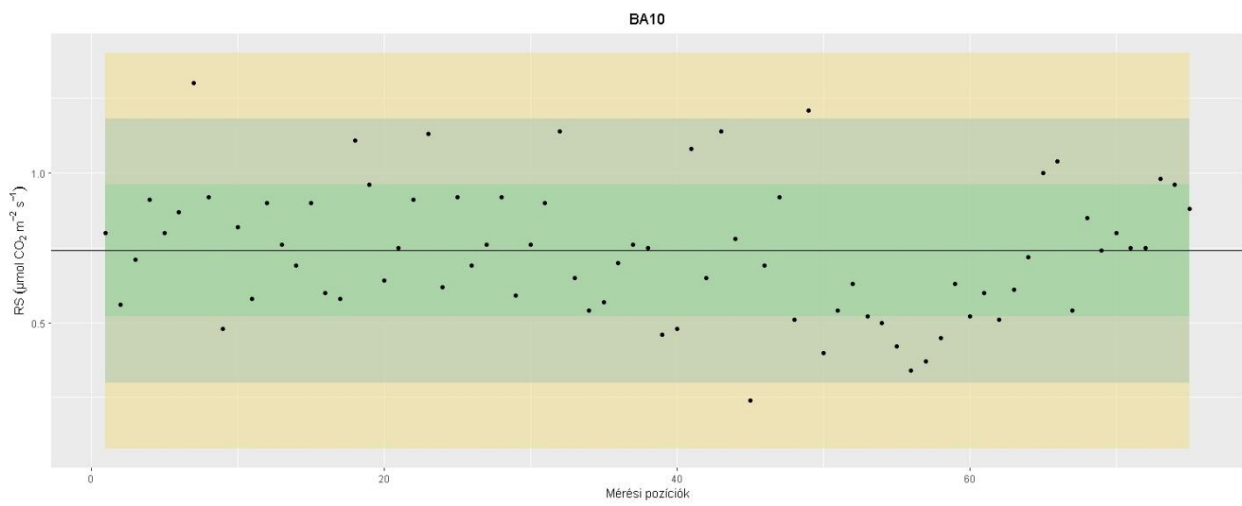
BA5

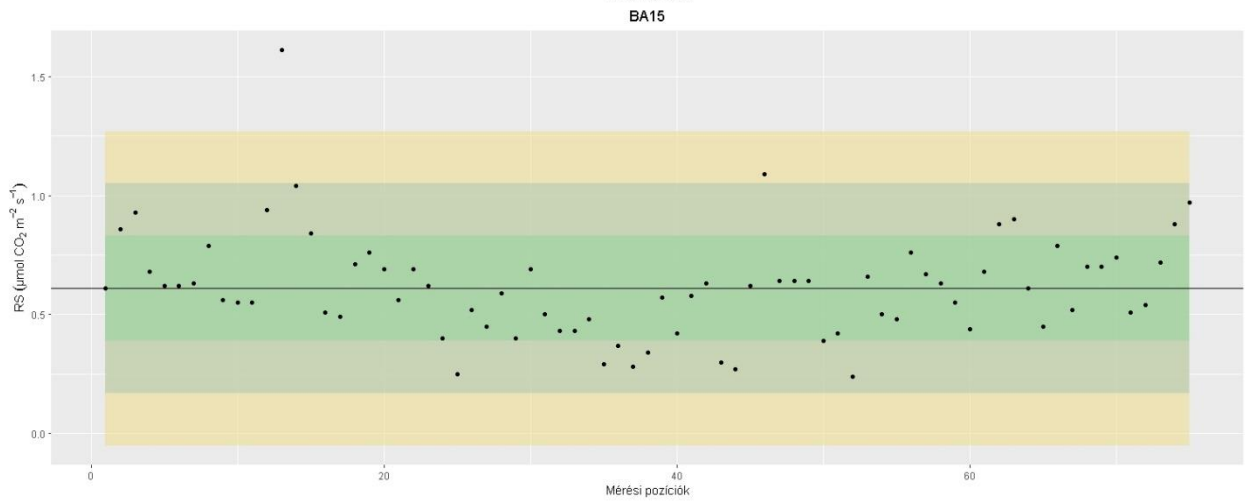
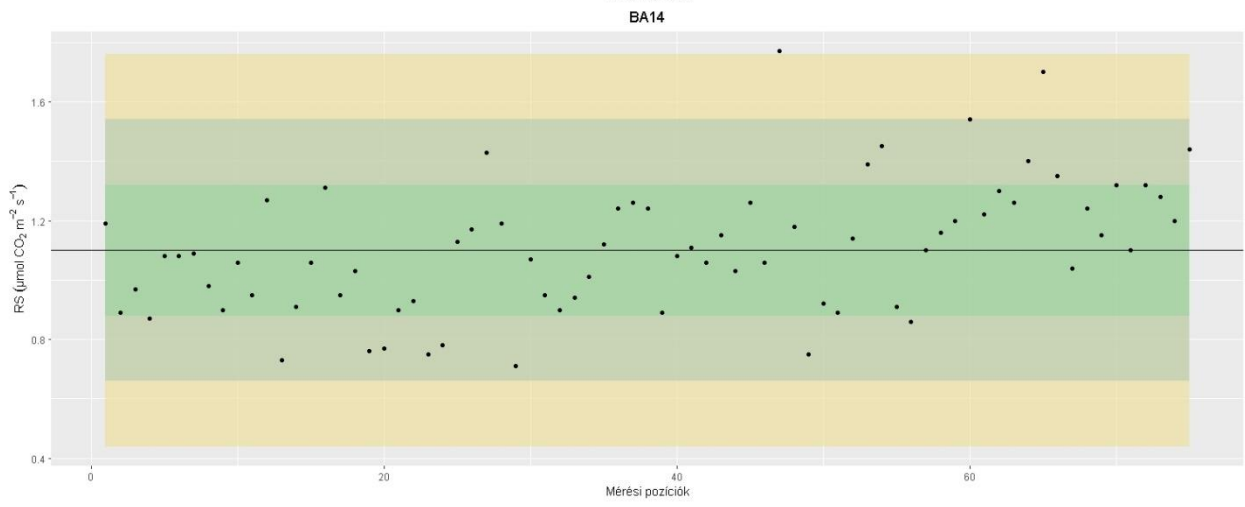
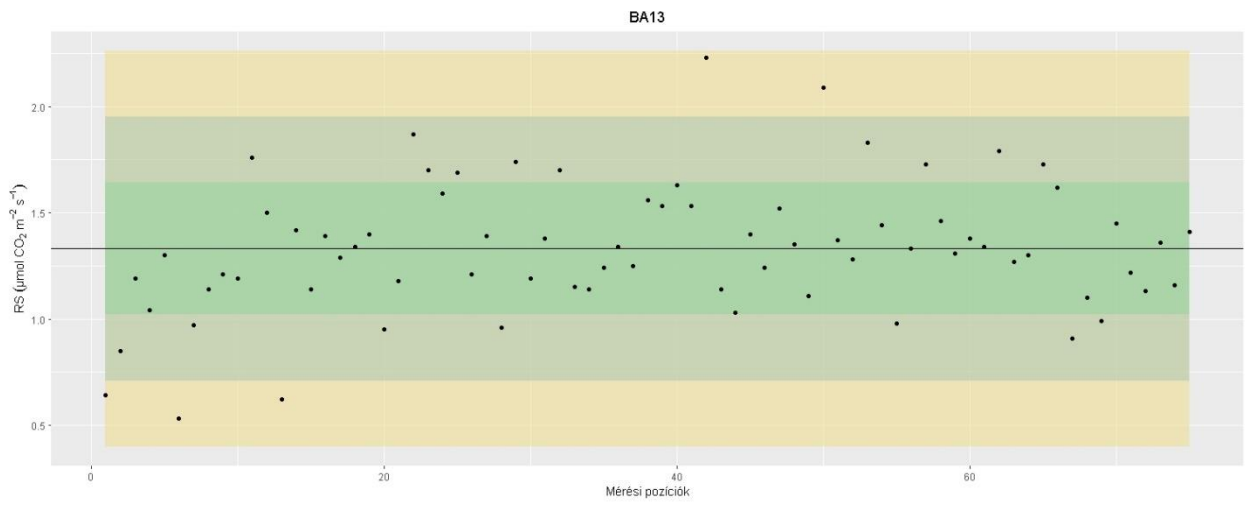


BA6

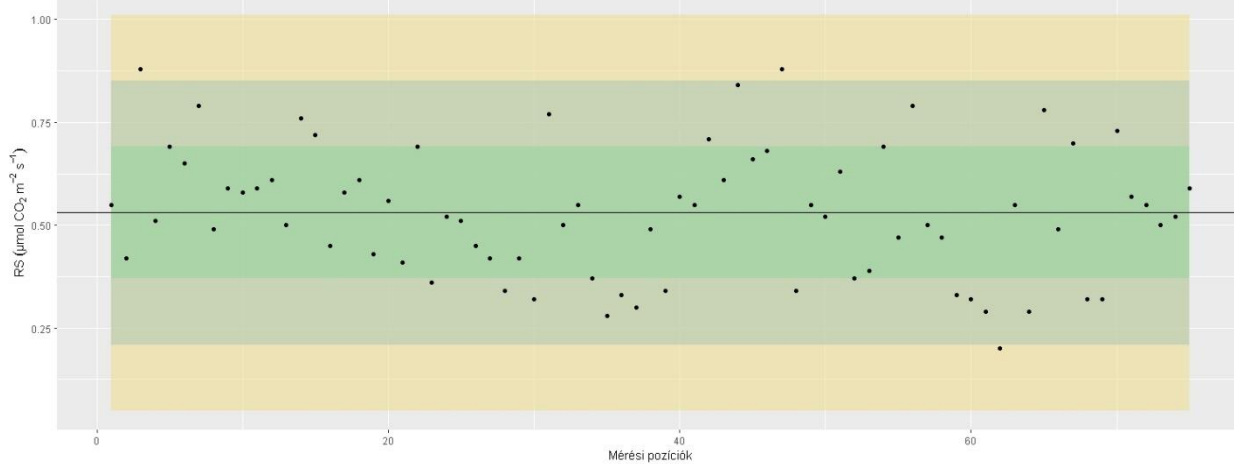




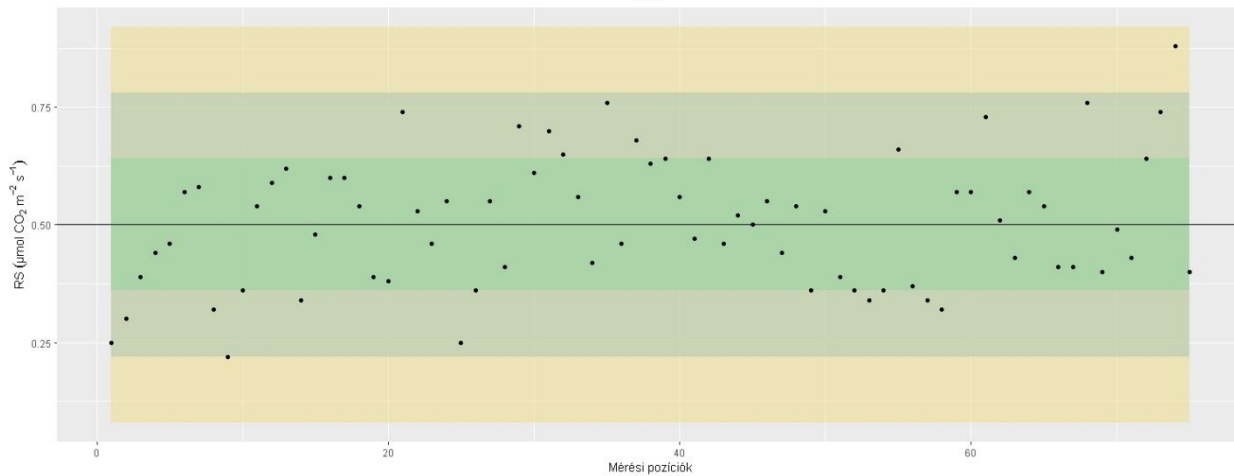




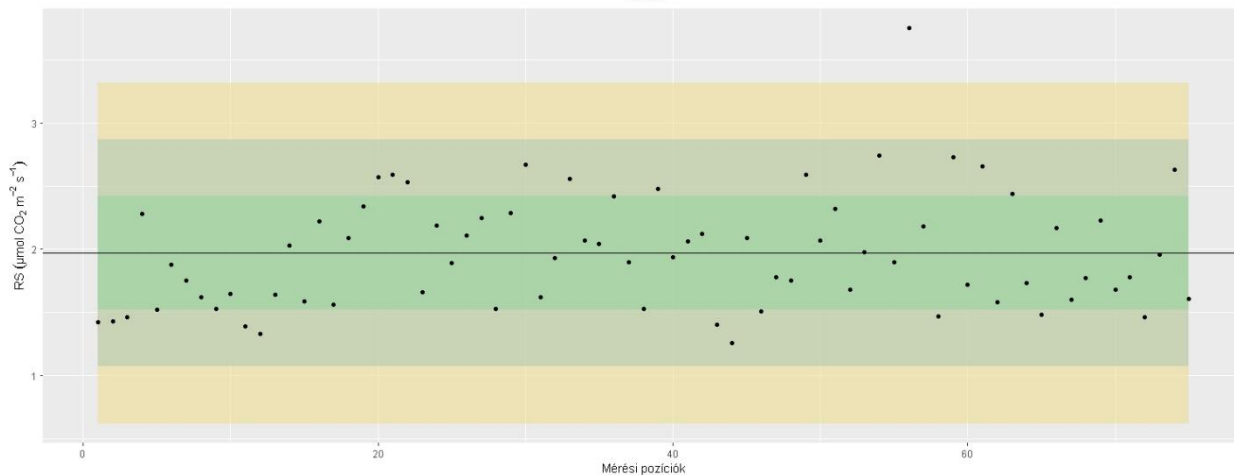
BA16



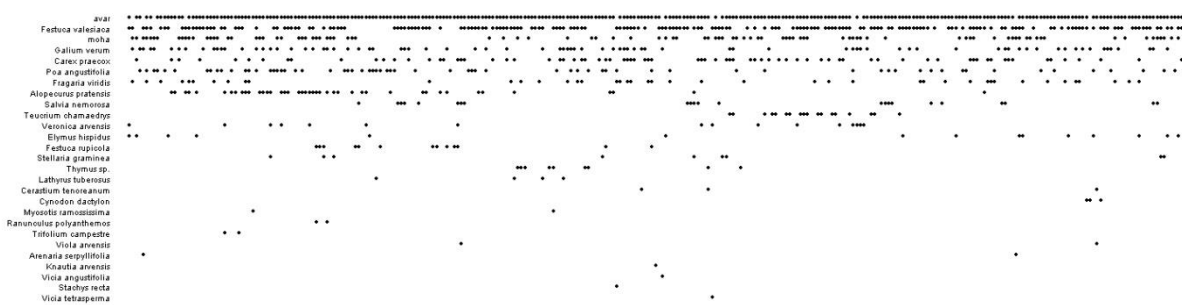
BA17

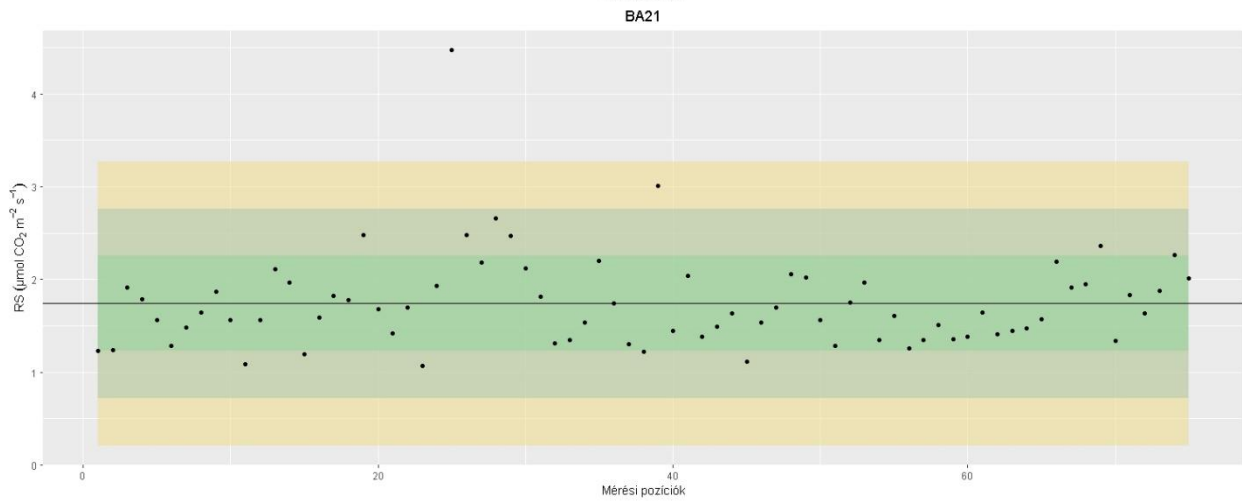
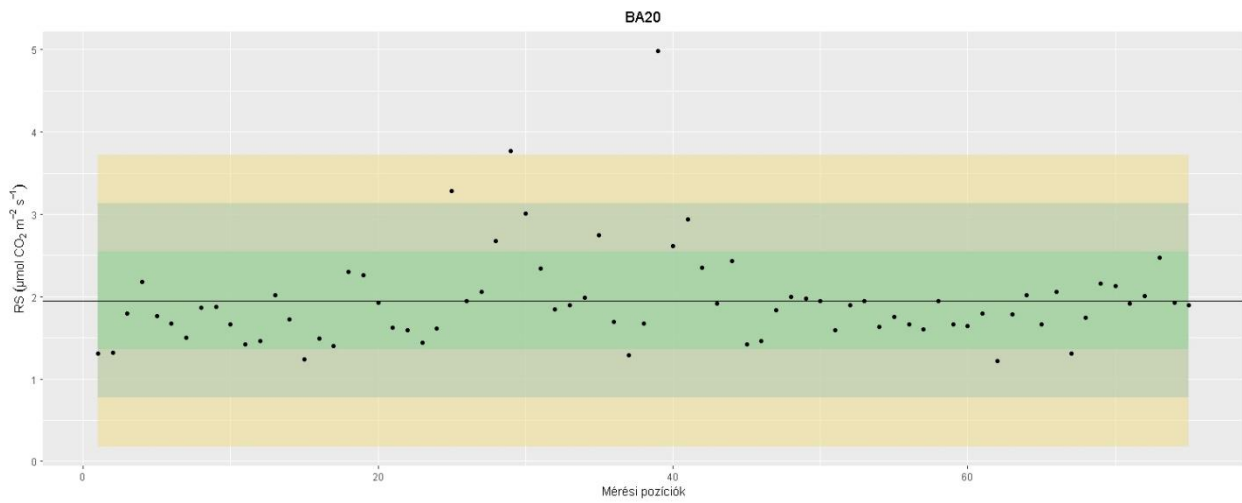
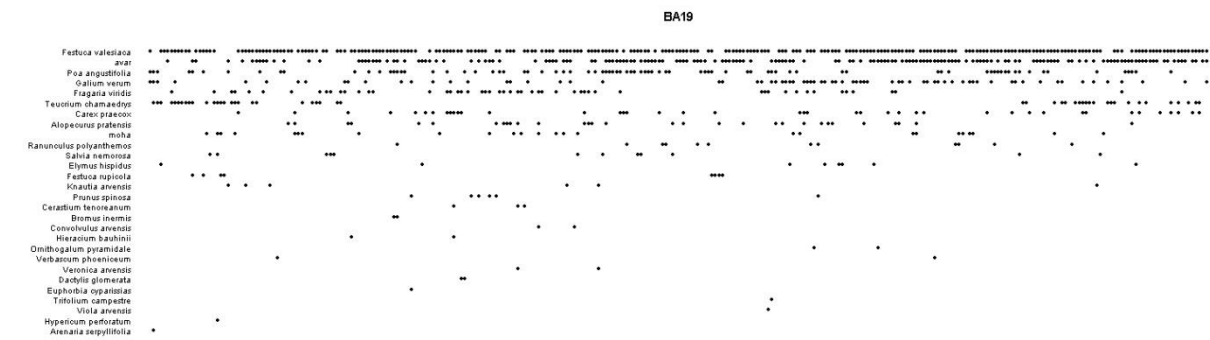
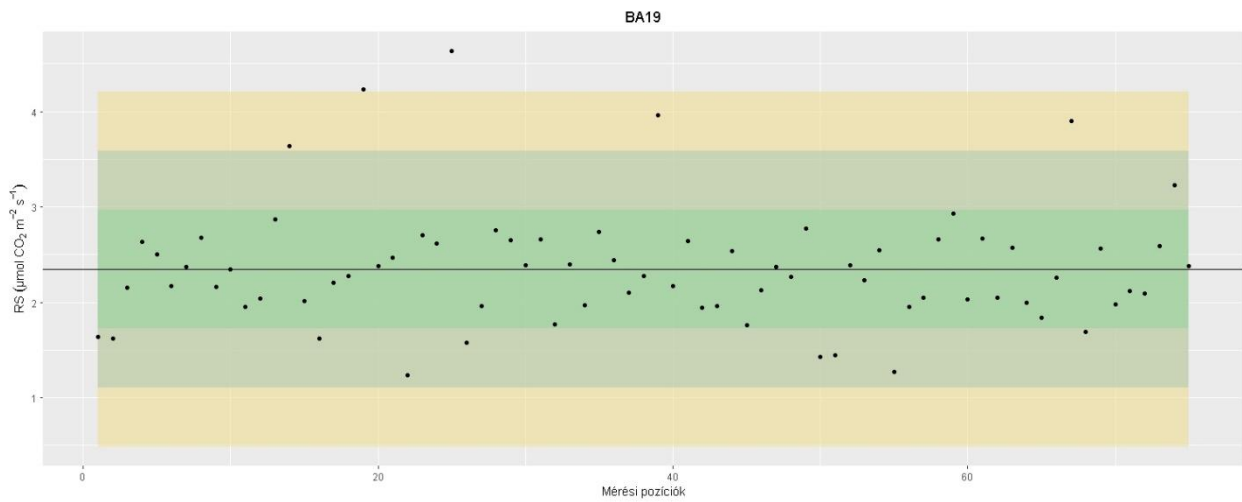


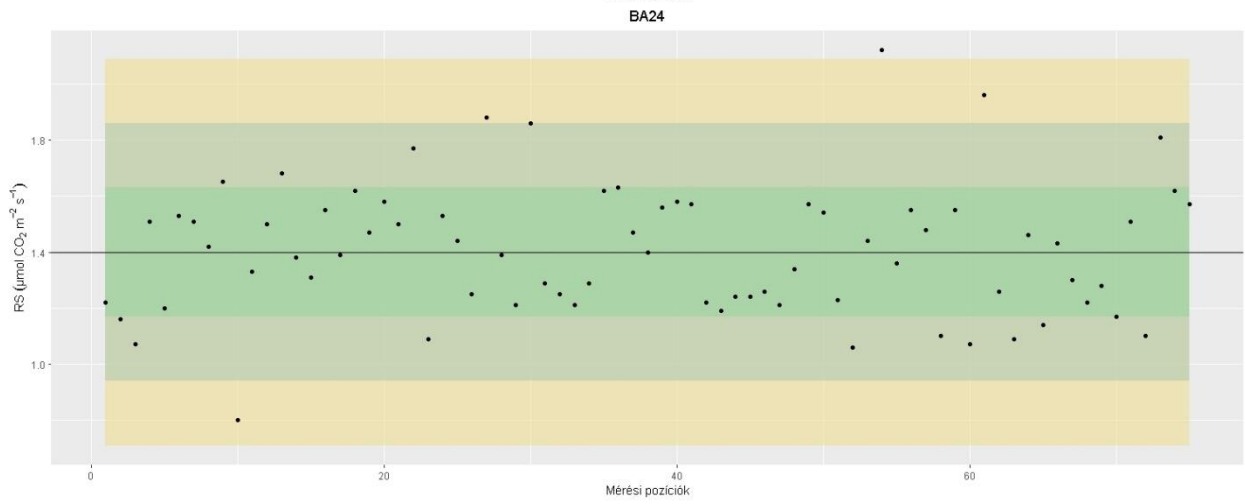
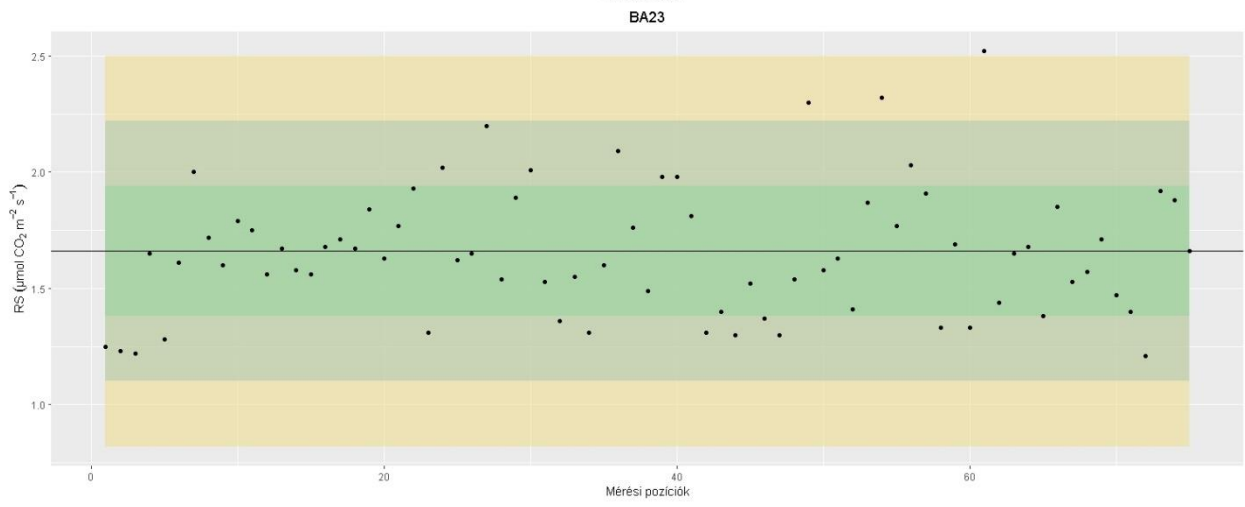
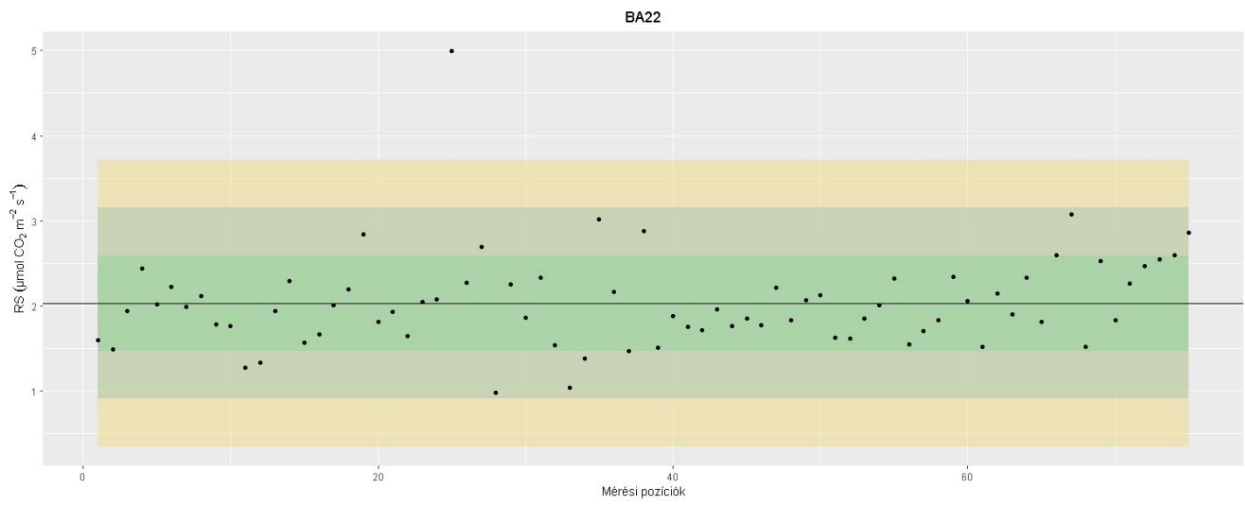
BA18

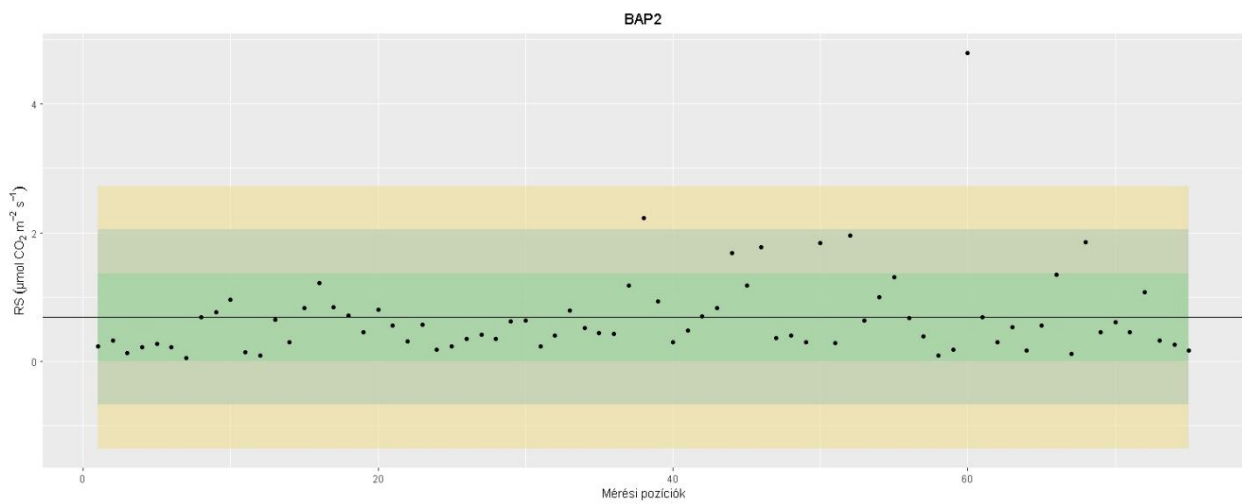
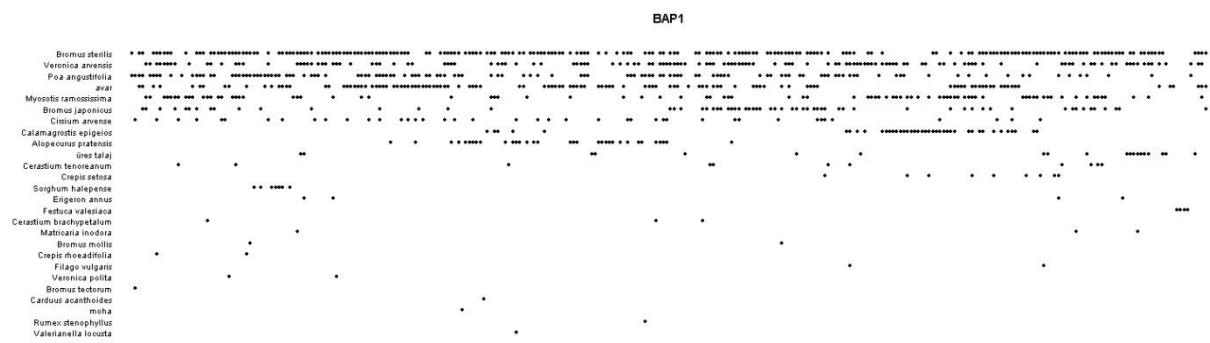
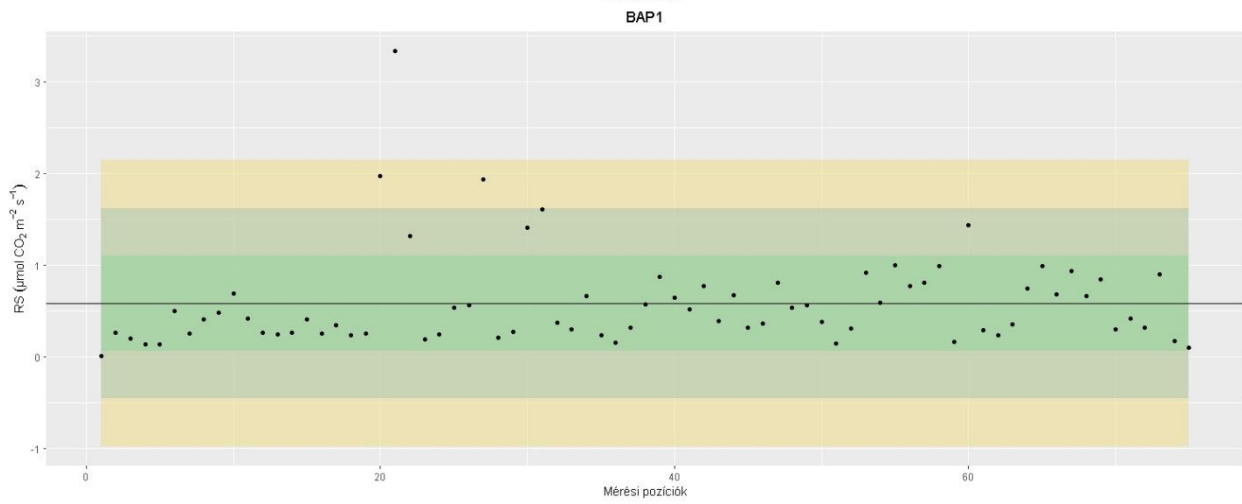
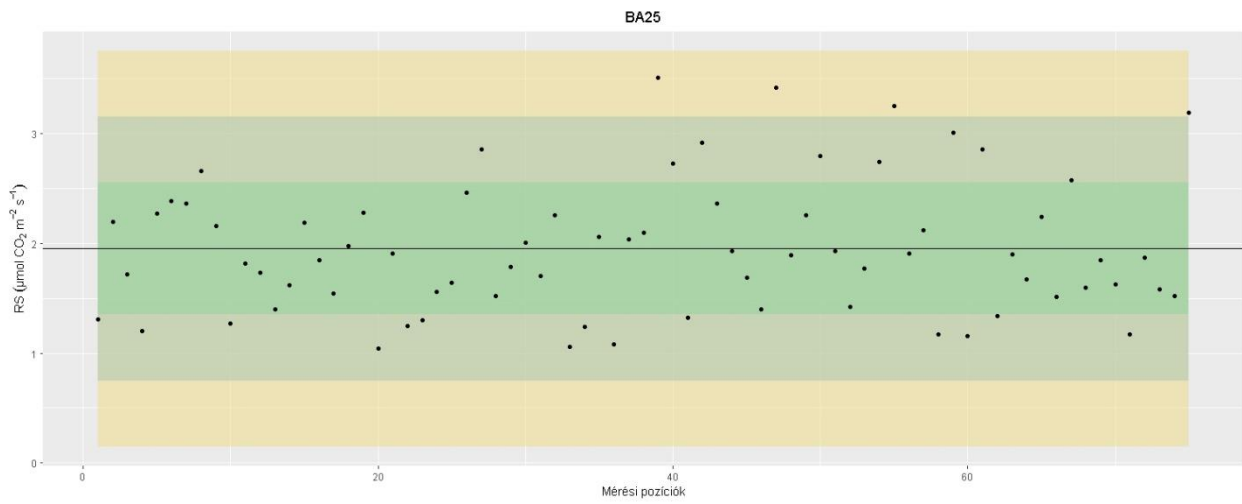


BA18





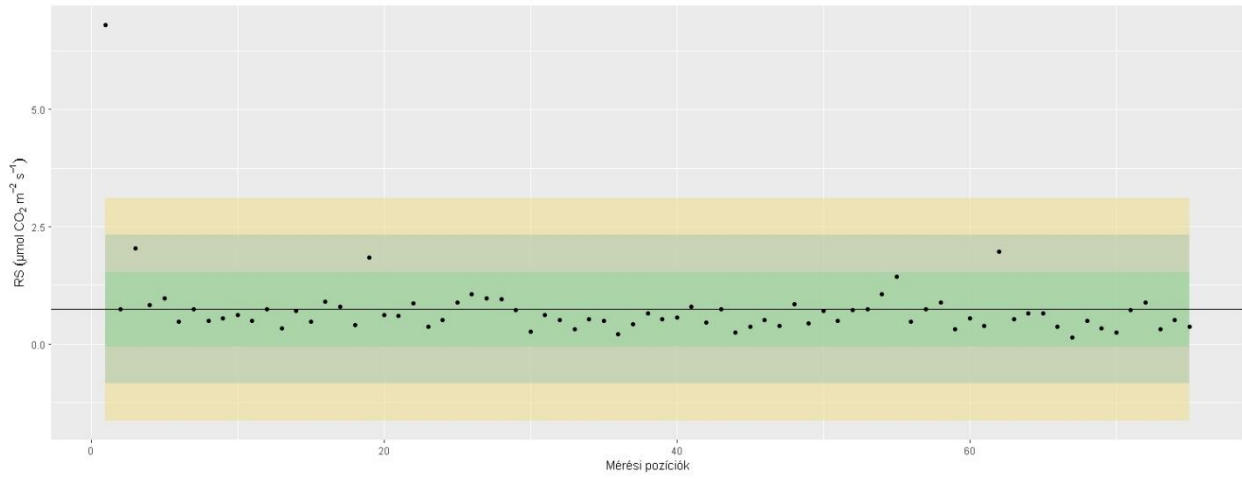




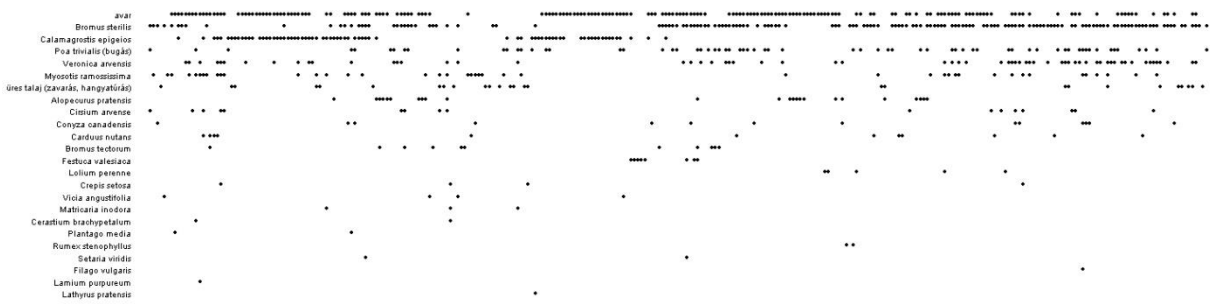
BAP2



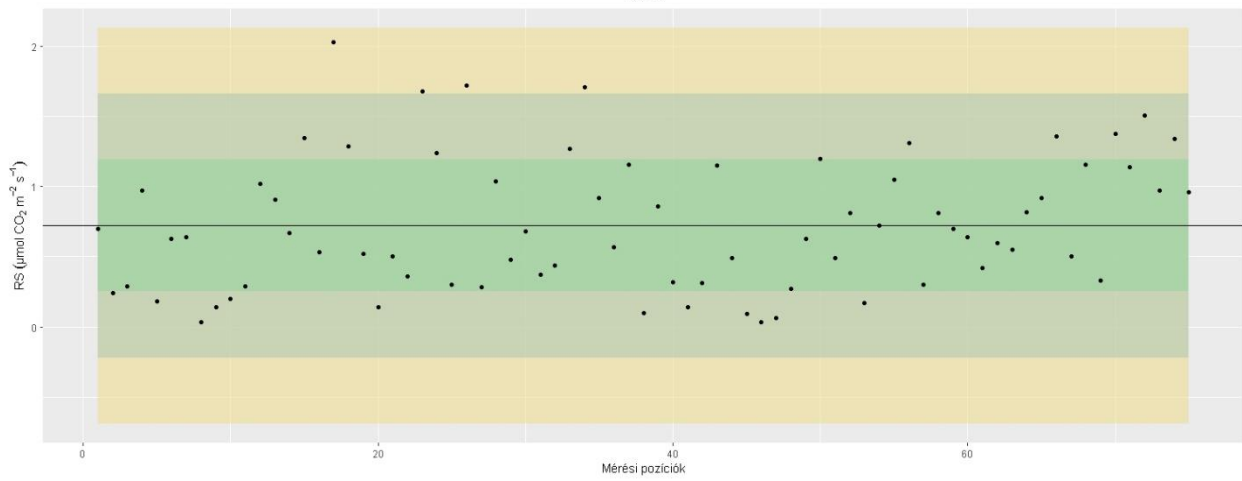
BAP3

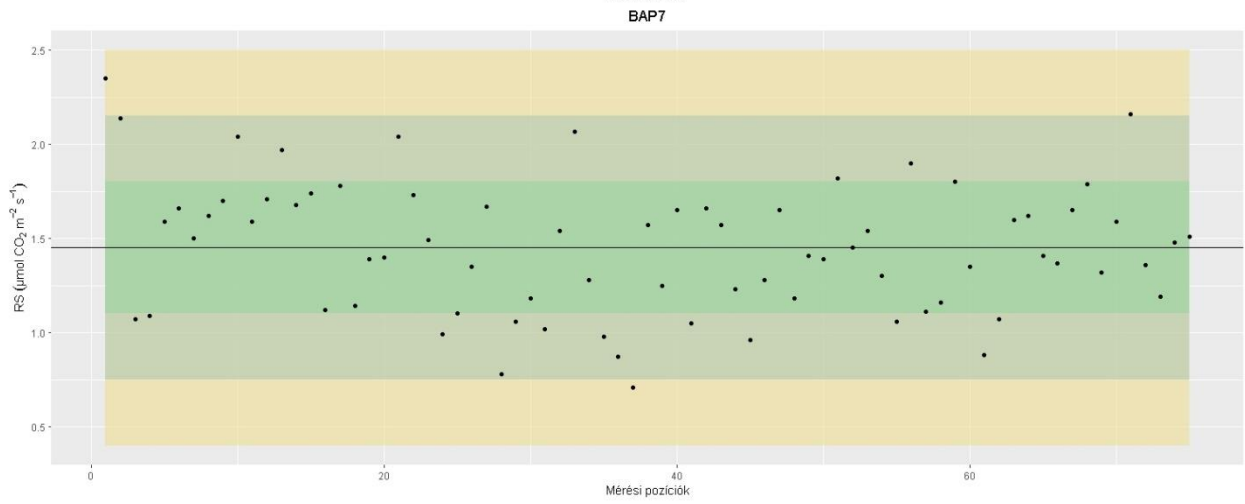
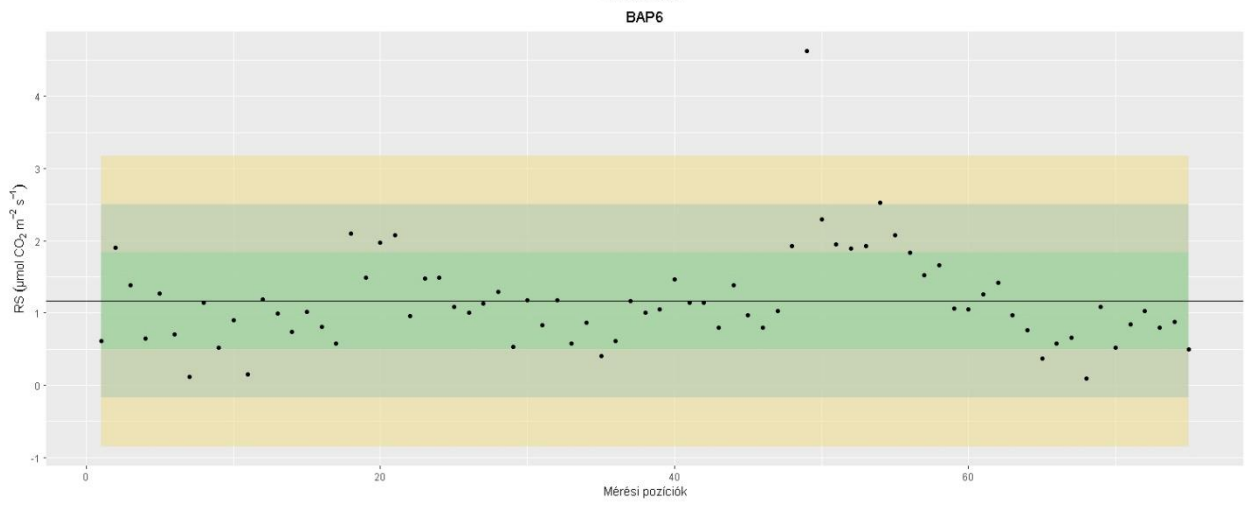
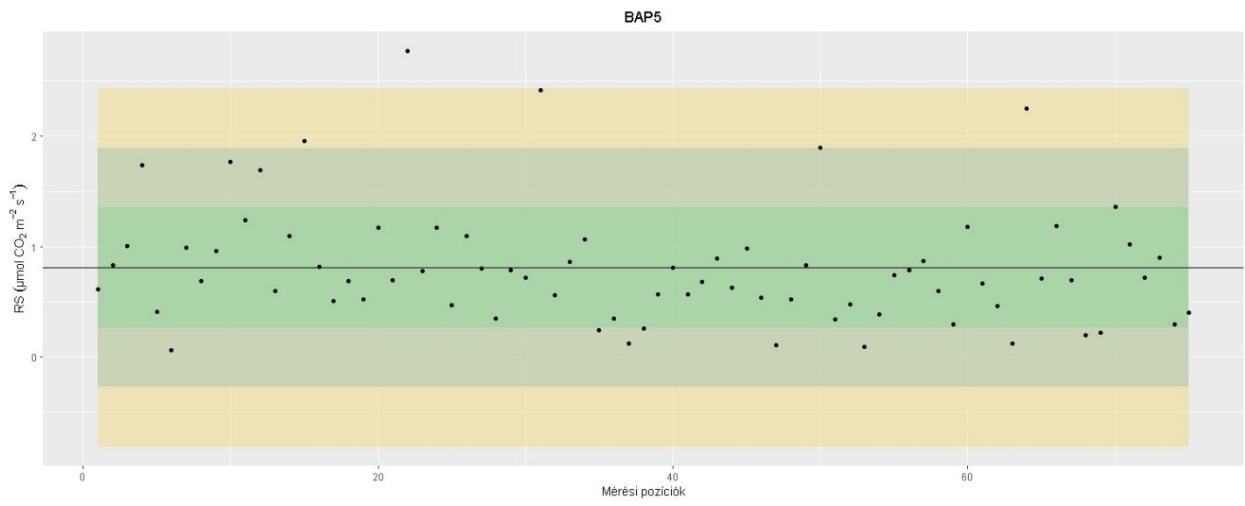


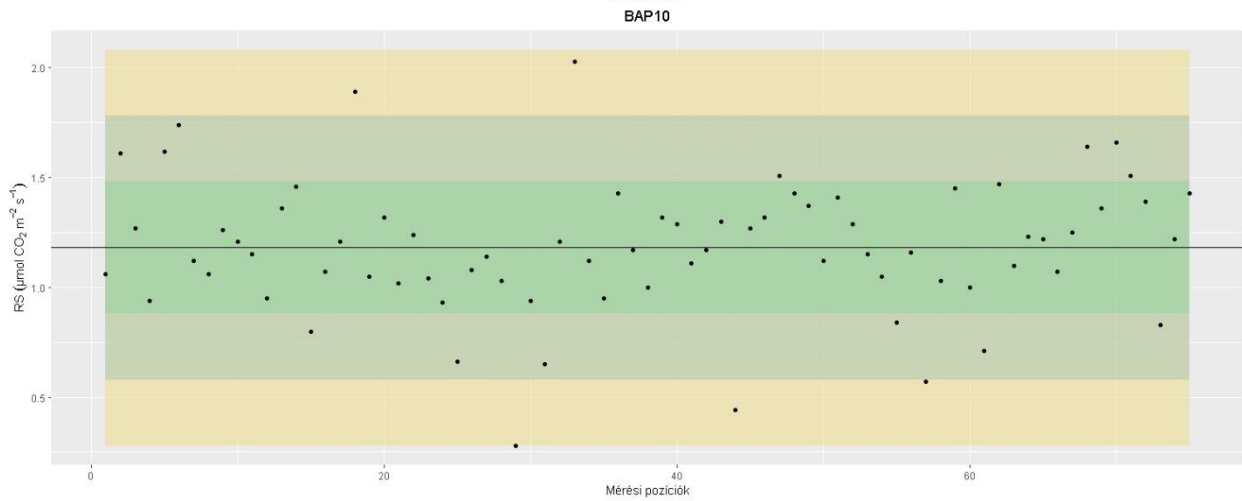
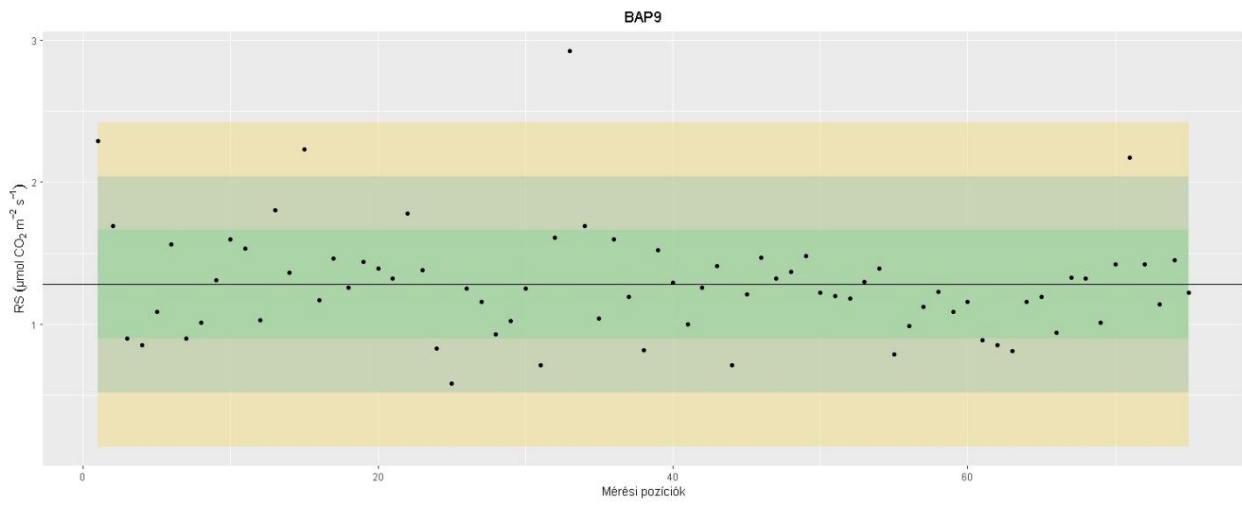
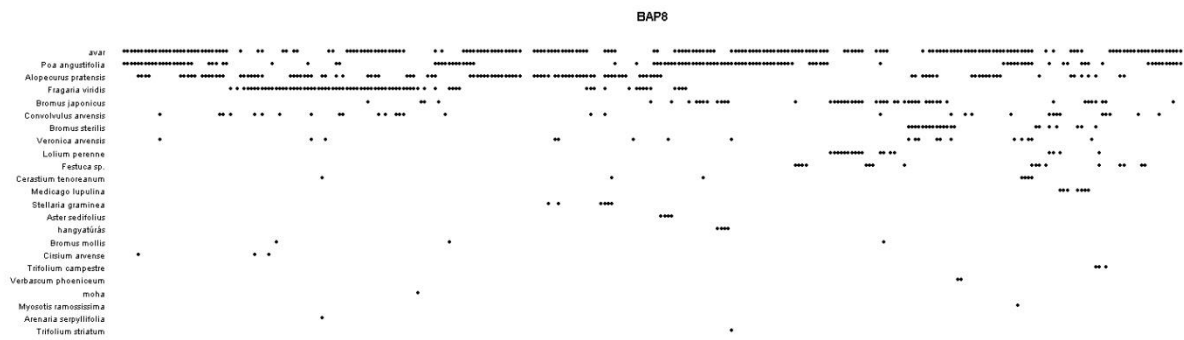
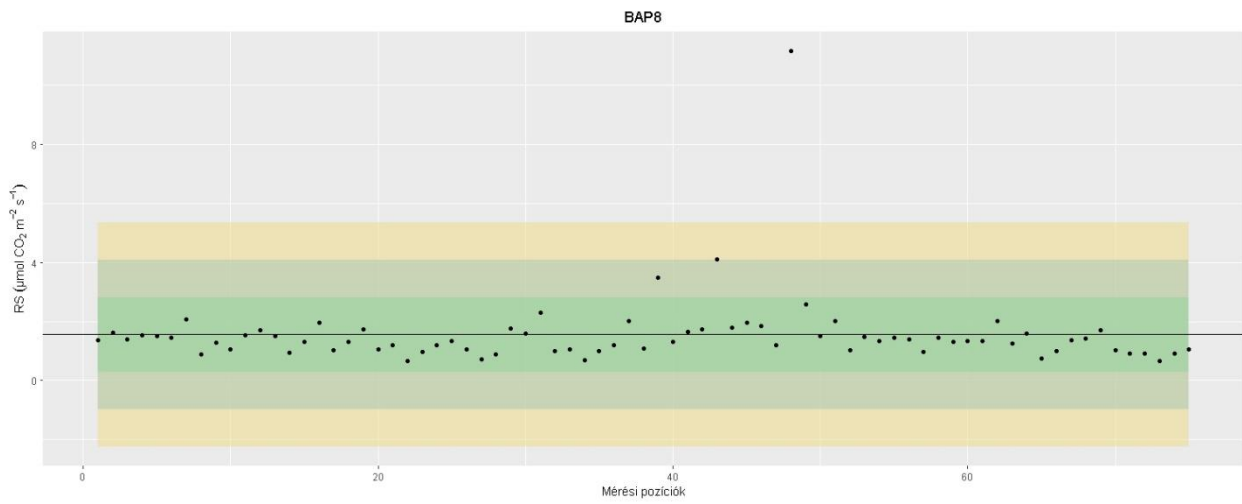
BAP3

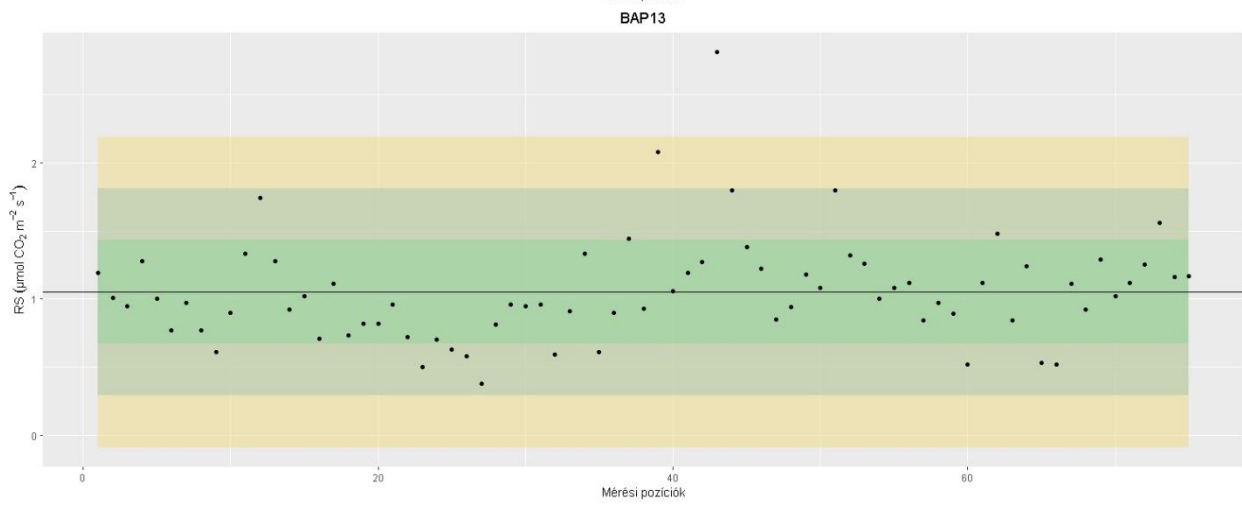
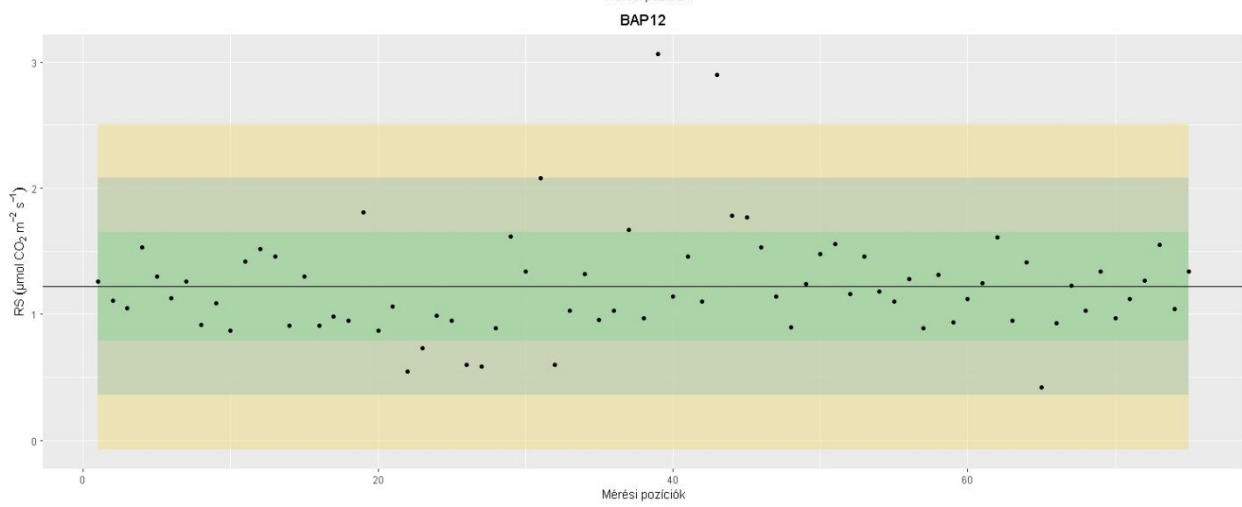
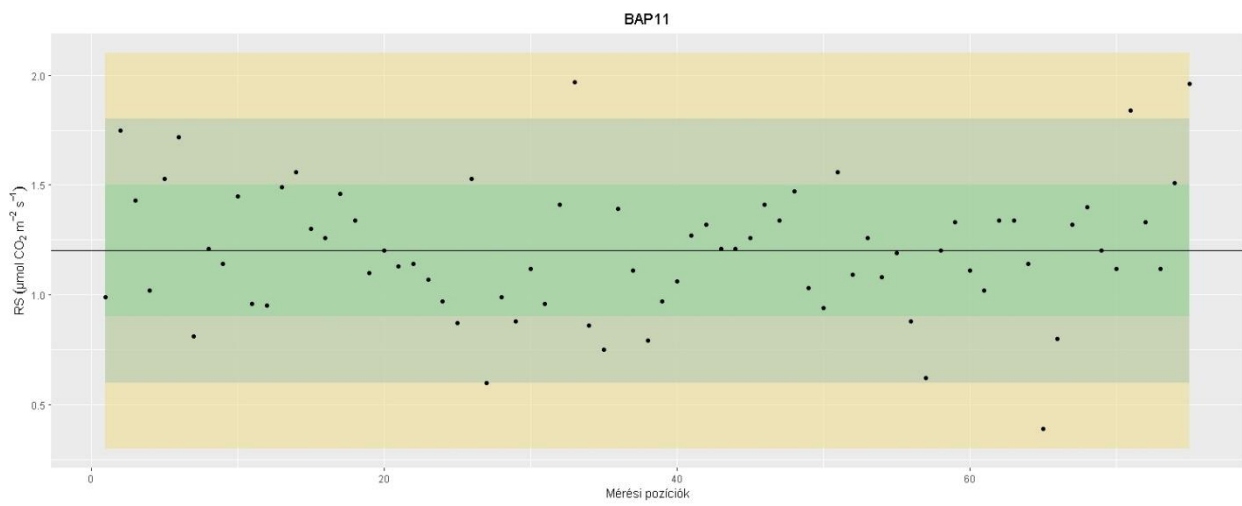


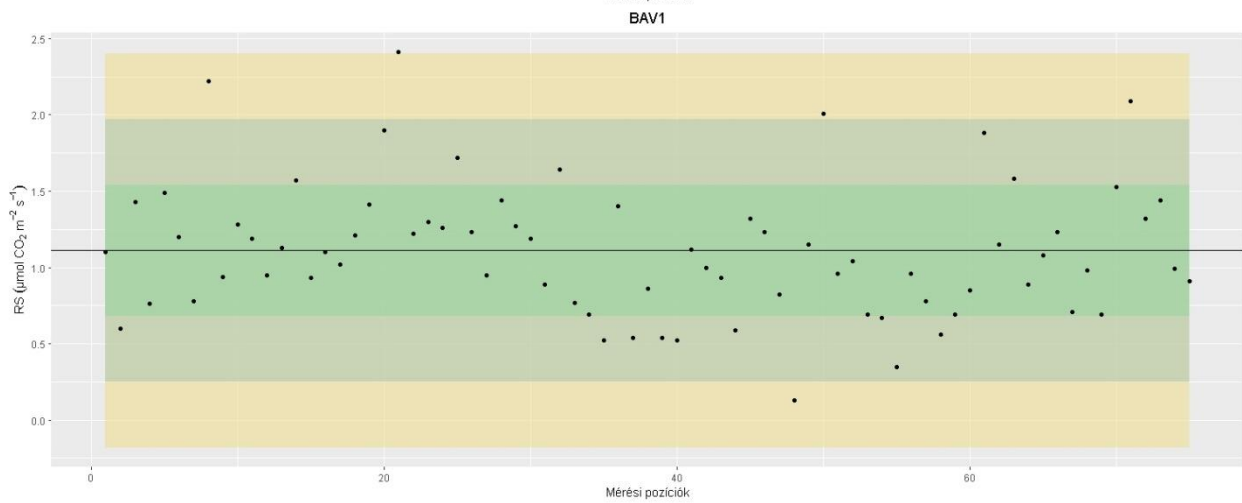
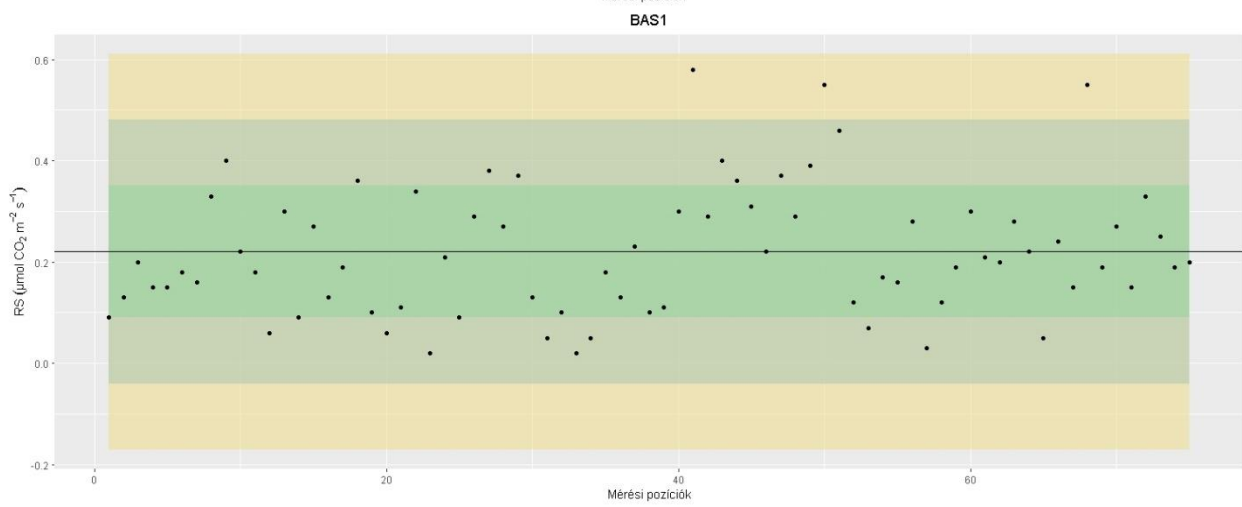
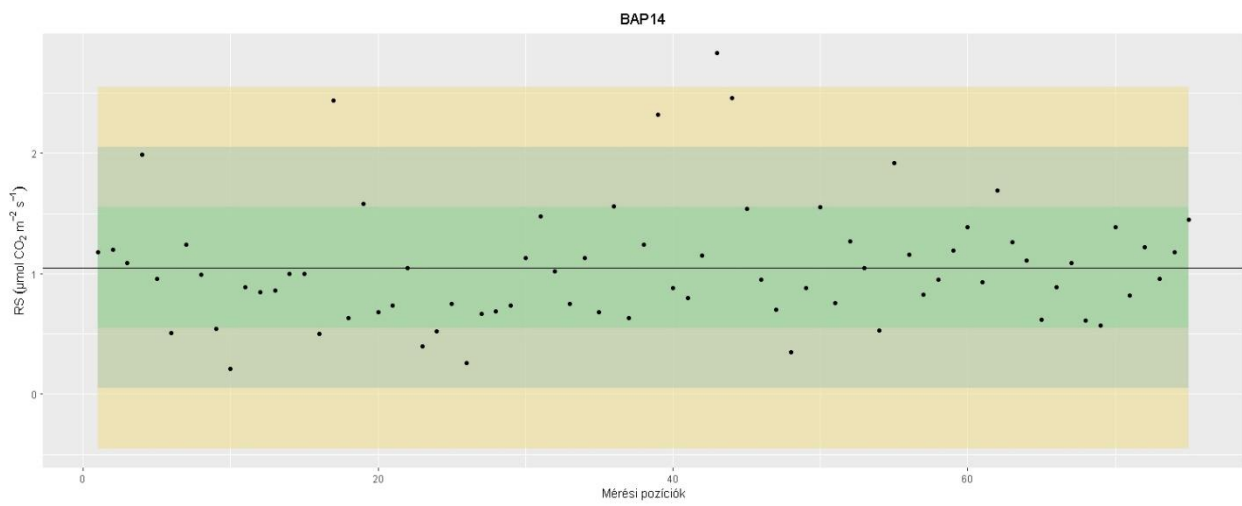
BAP4



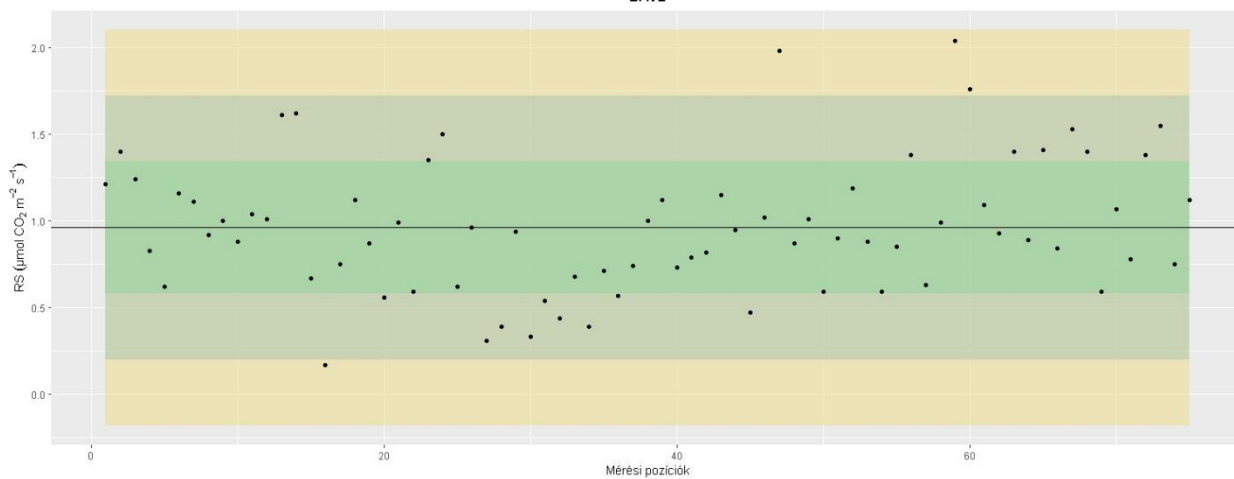




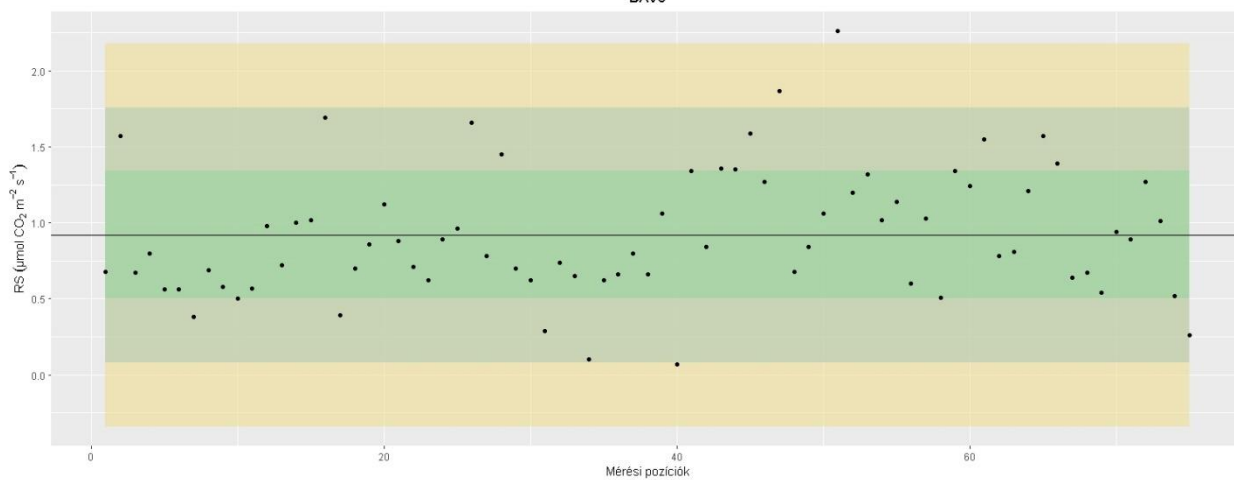




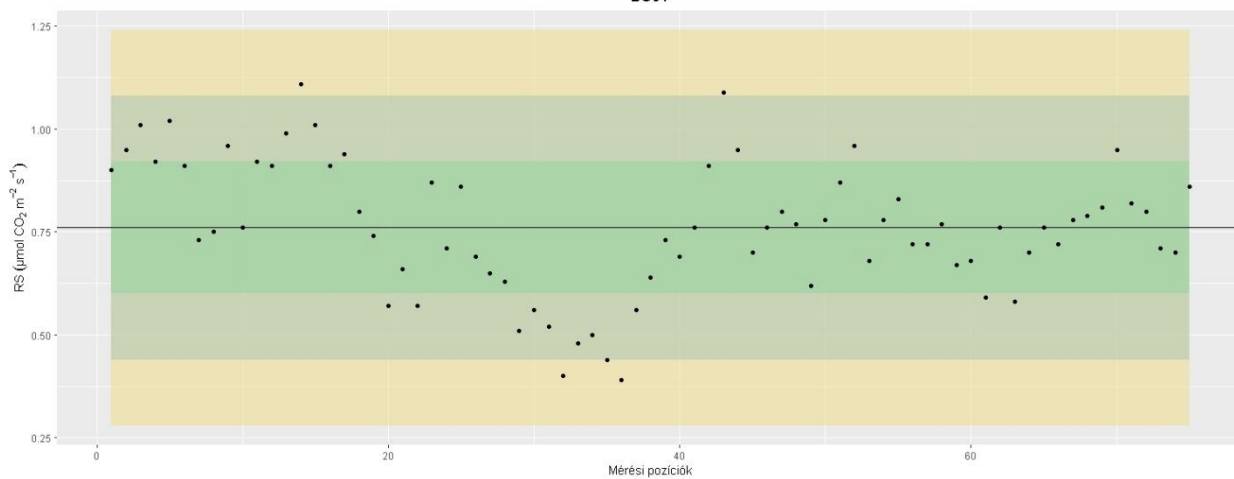
BAV2



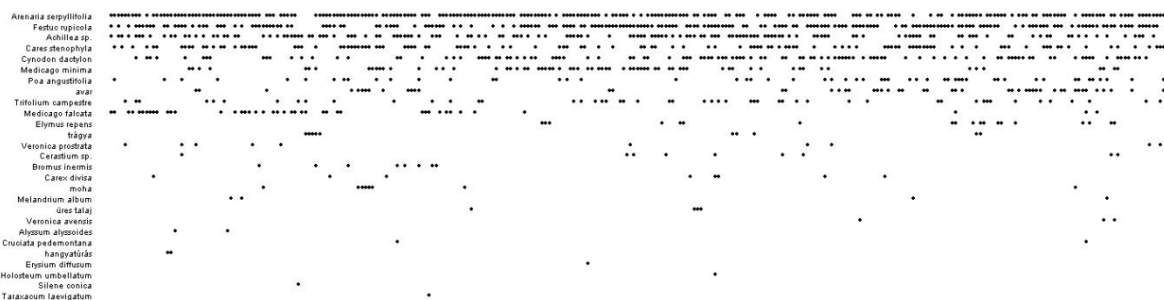
BAV3

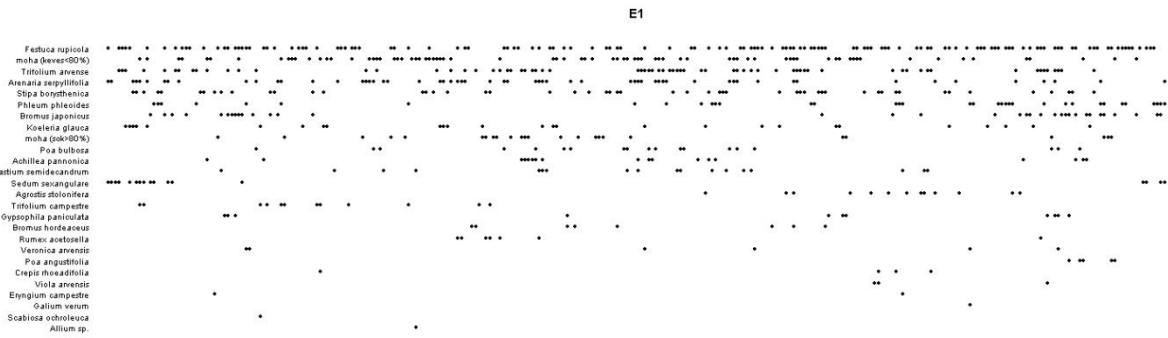
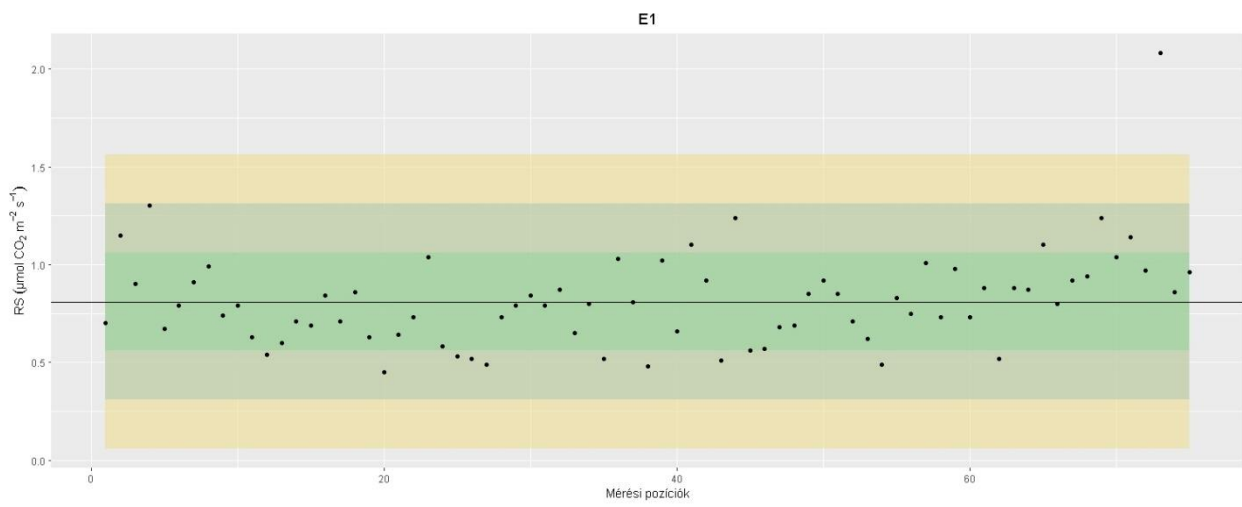
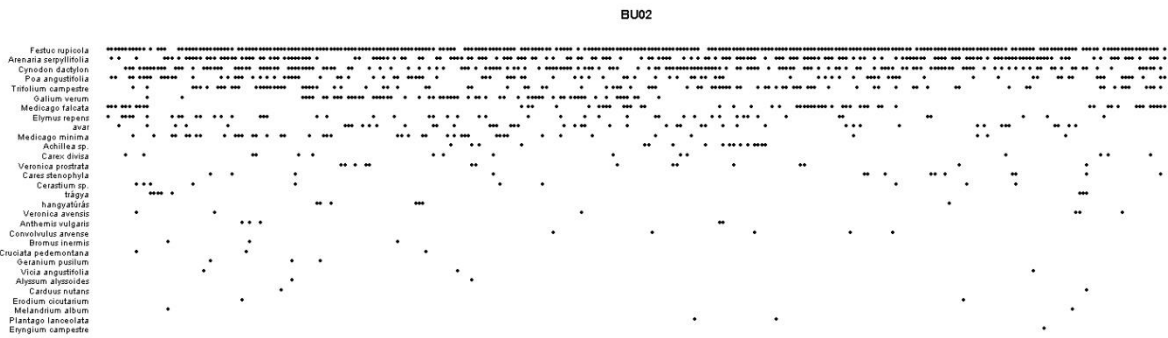
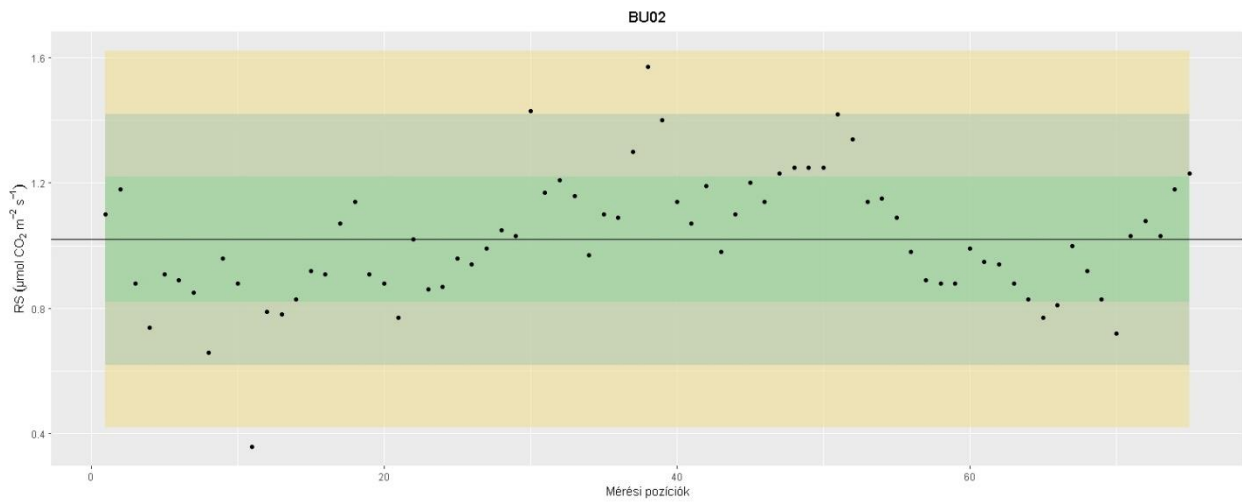


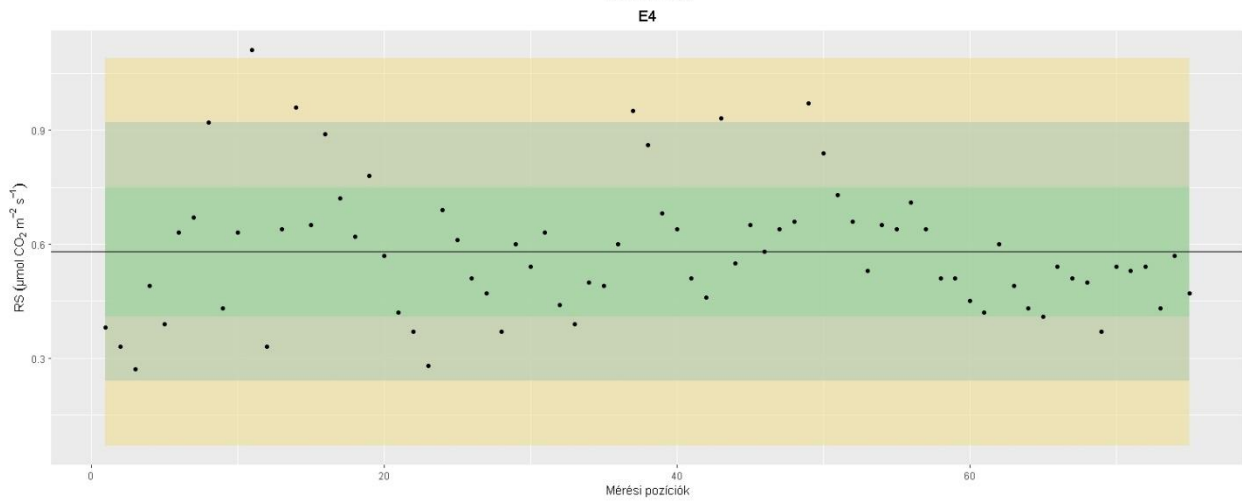
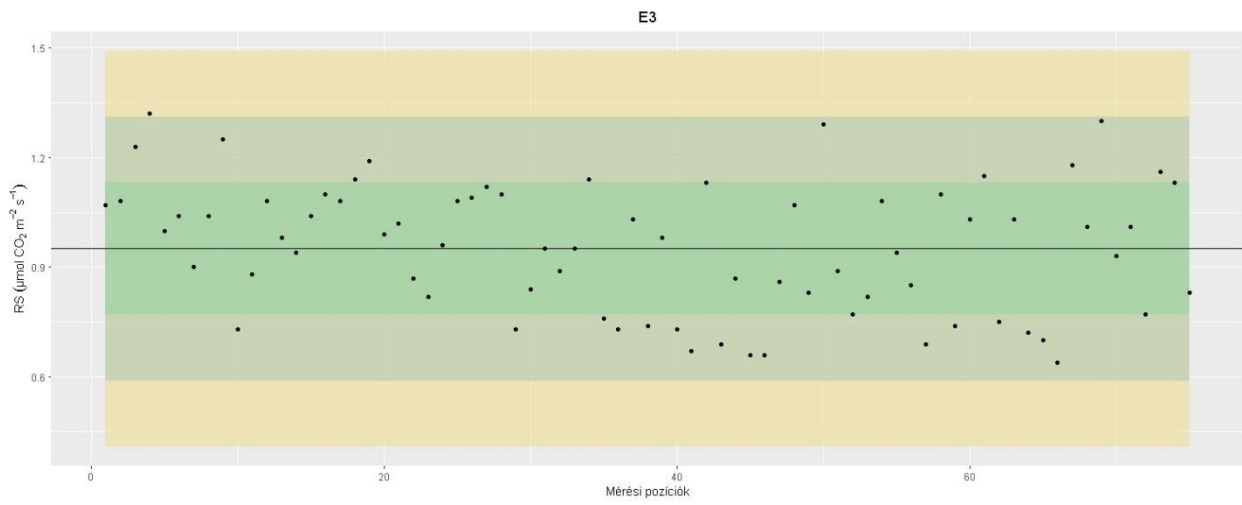
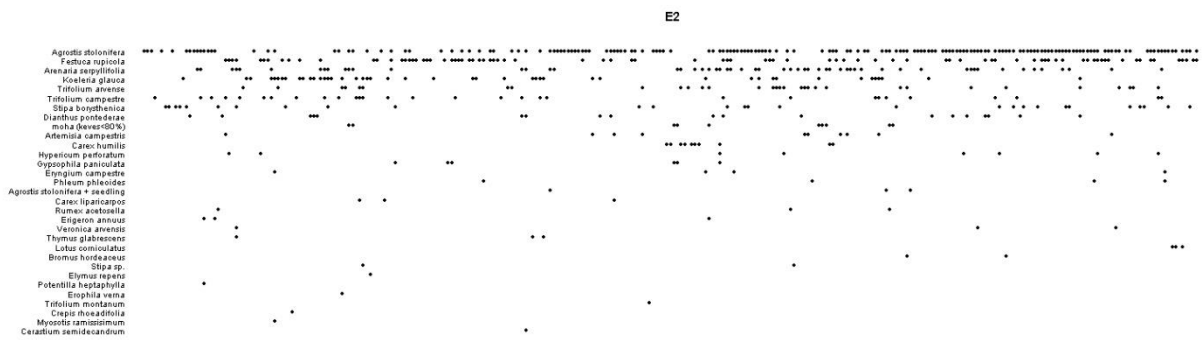
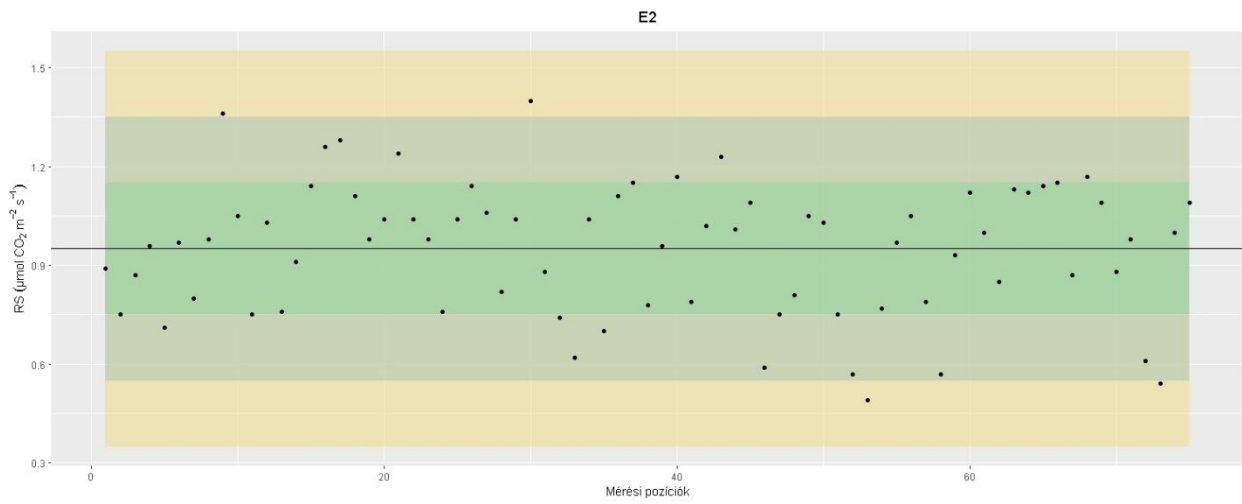
BU01



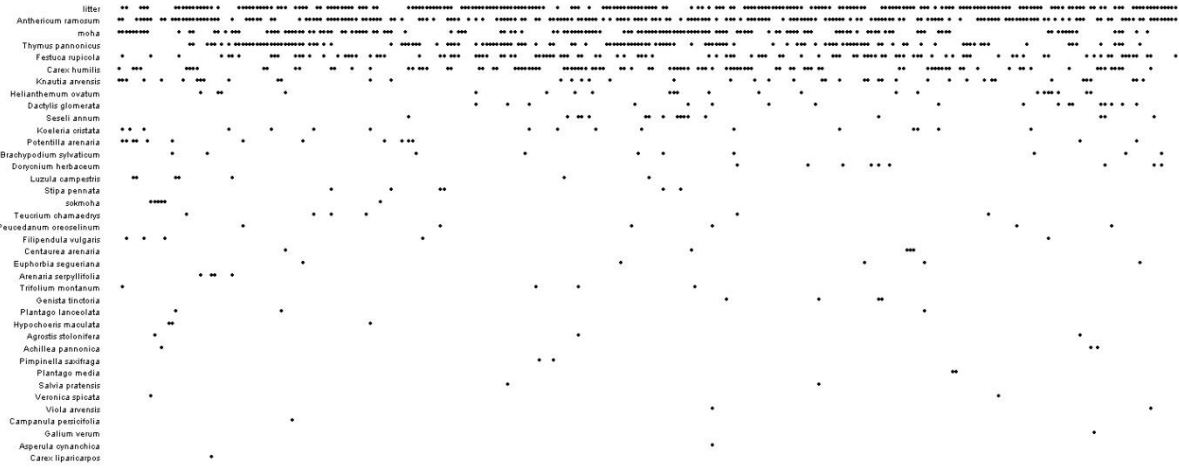
BU01



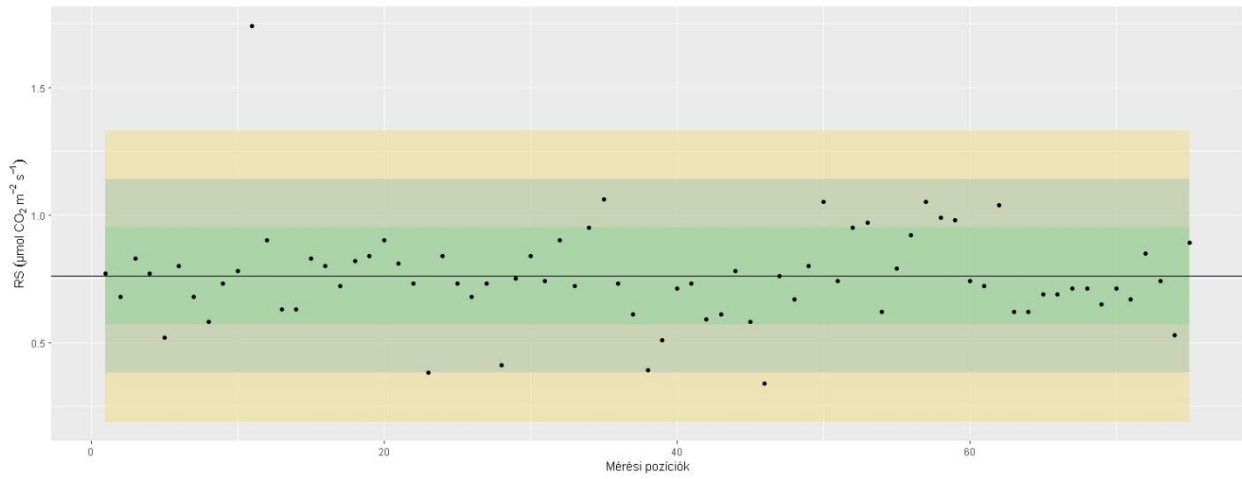




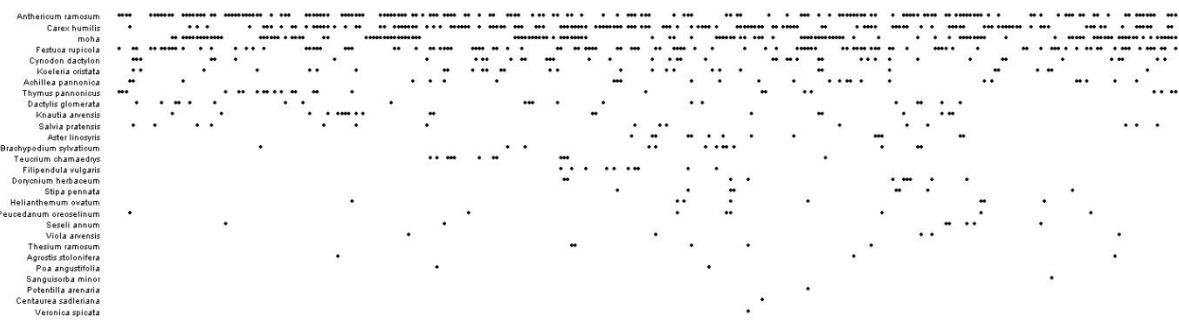
E4

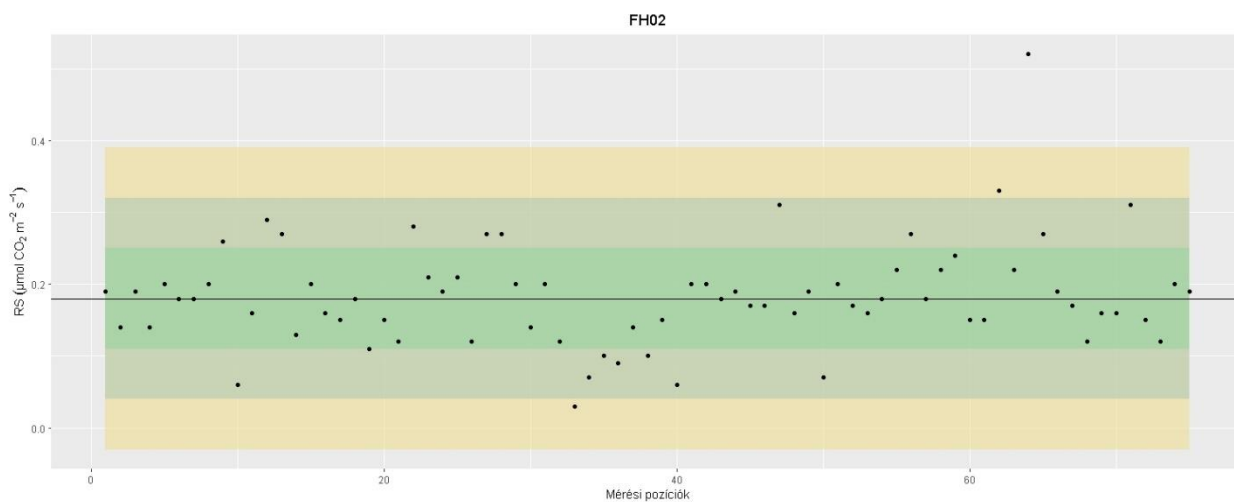
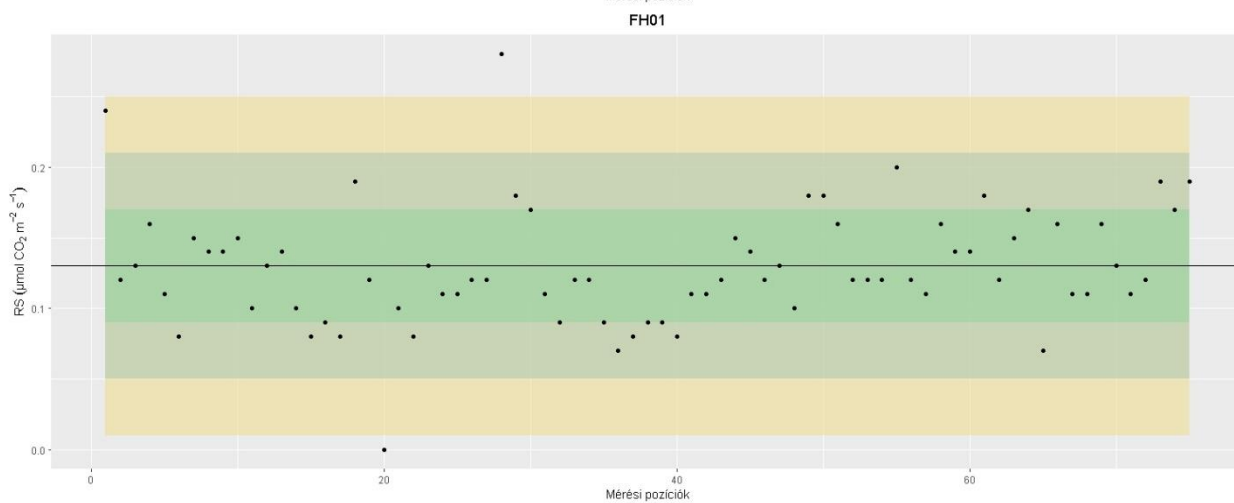
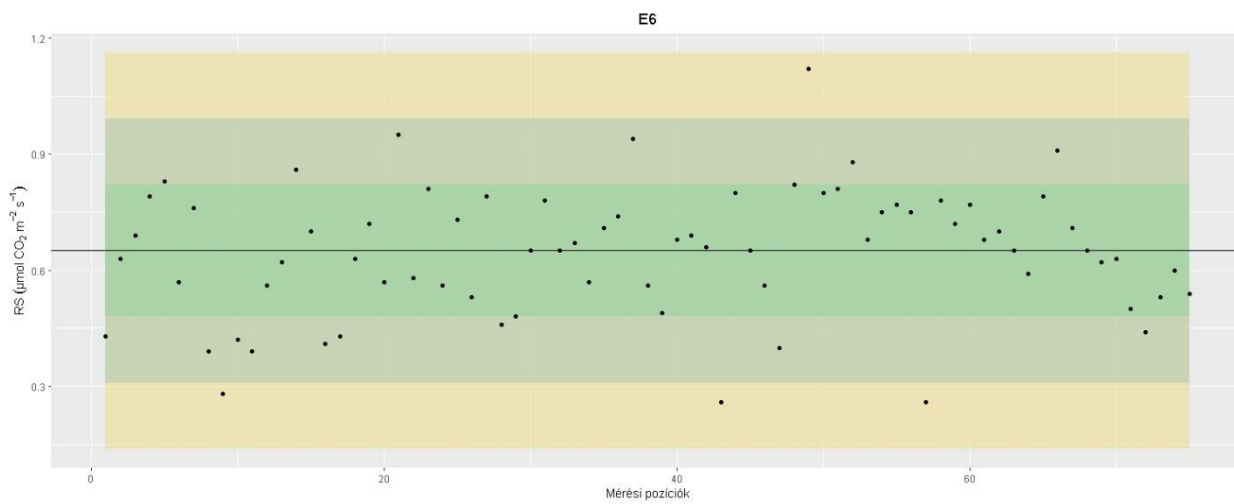


E5



E5

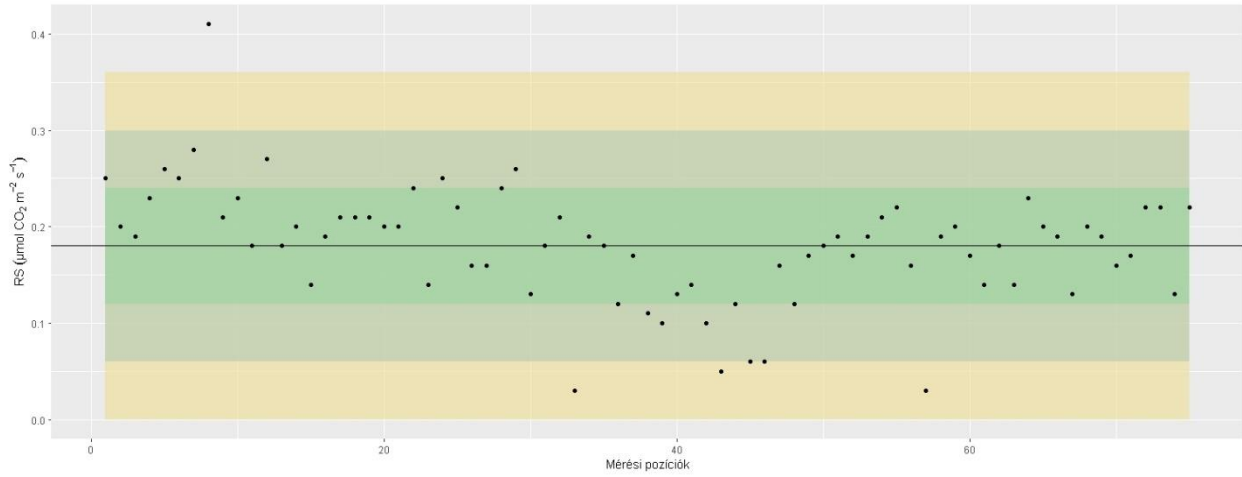




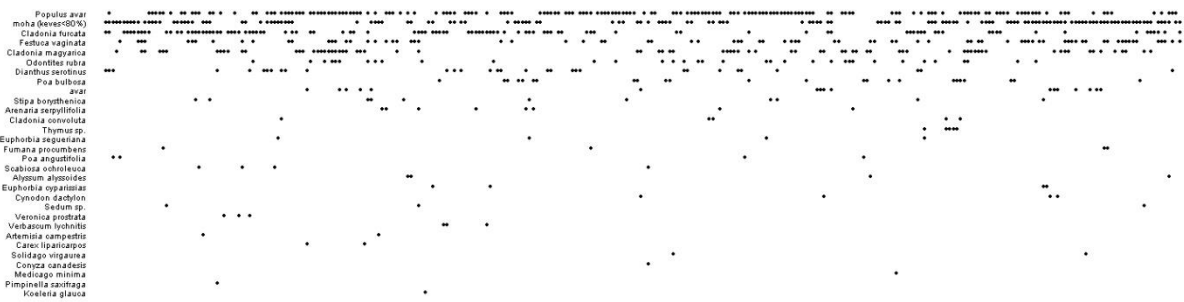
FH02



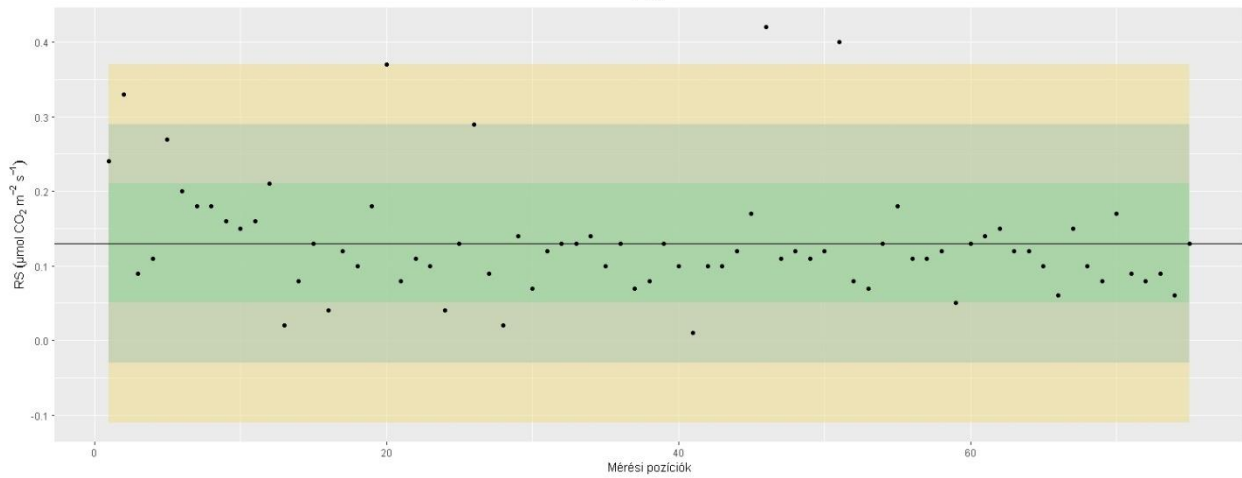
FH1

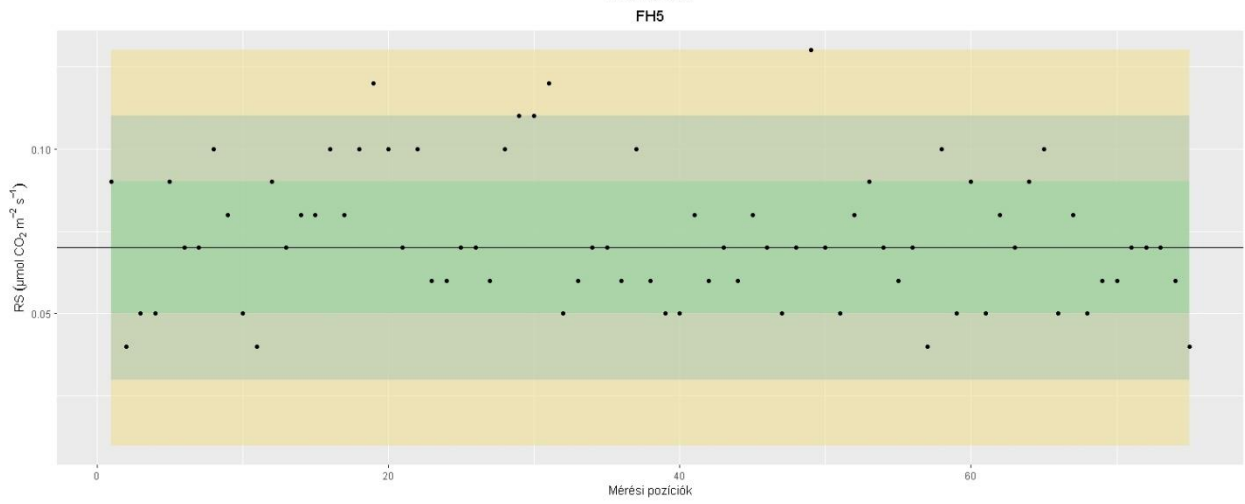
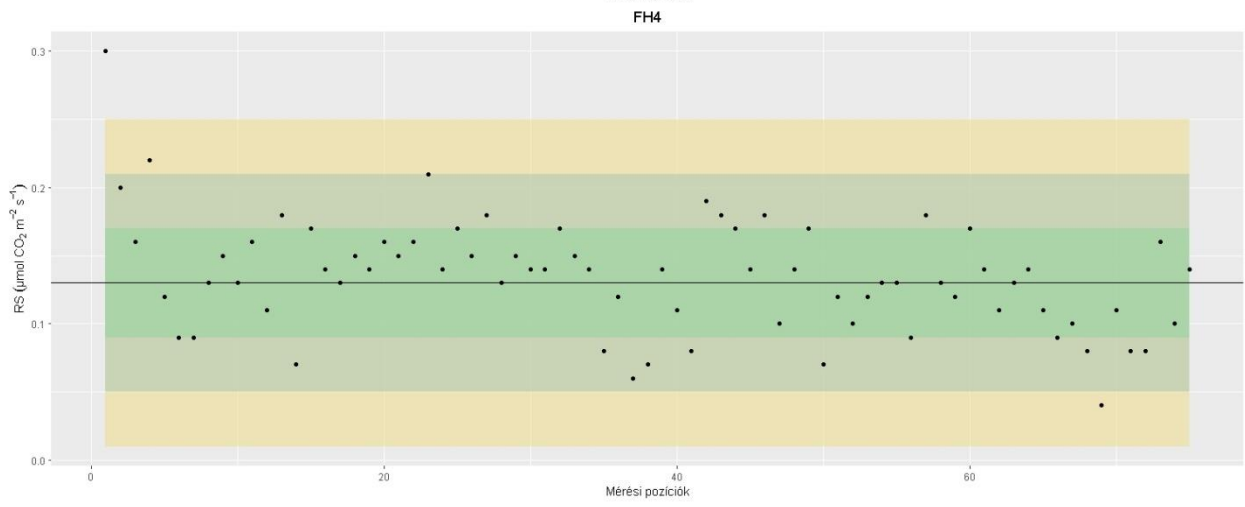
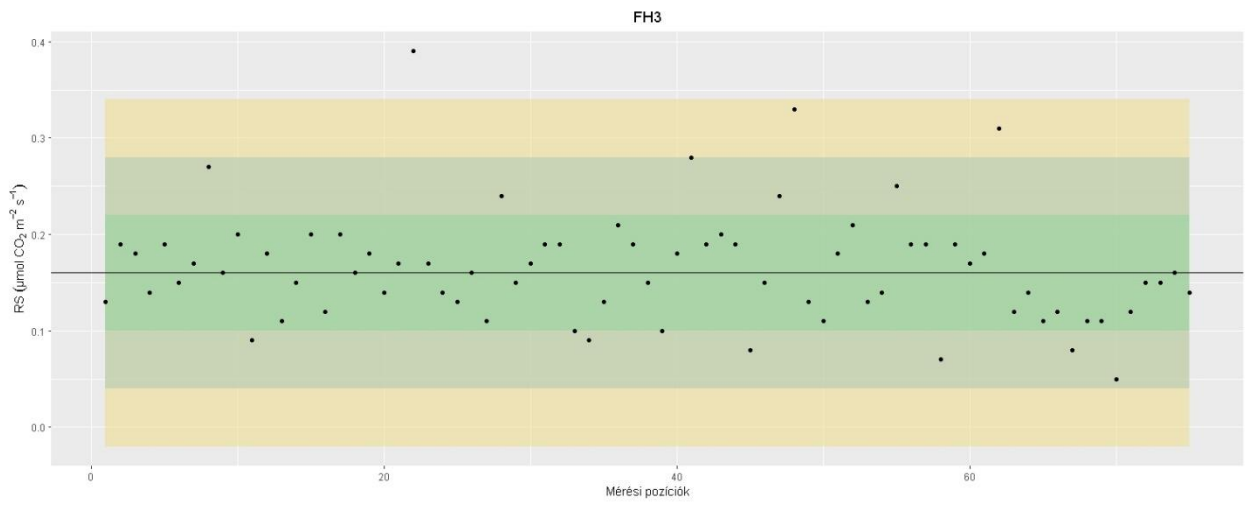


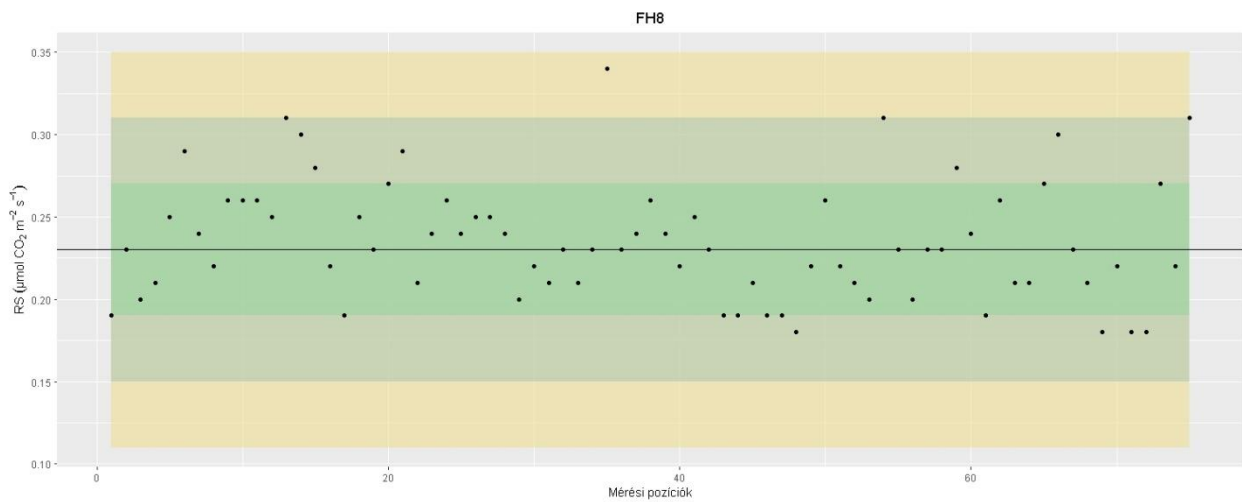
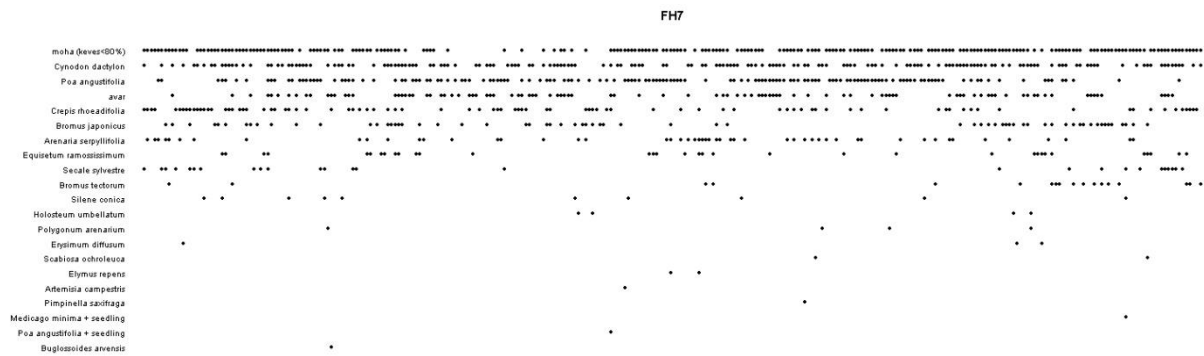
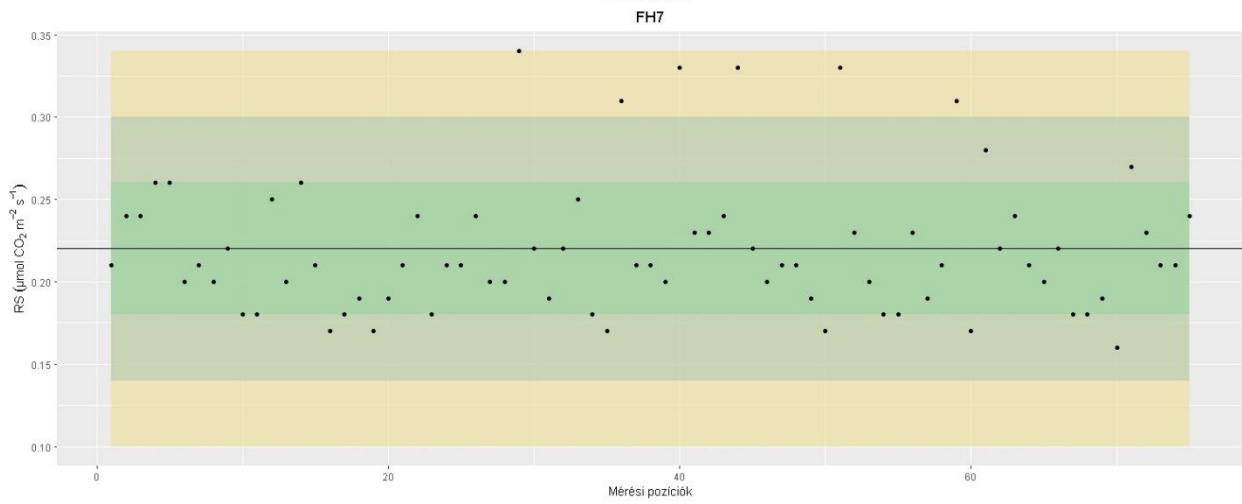
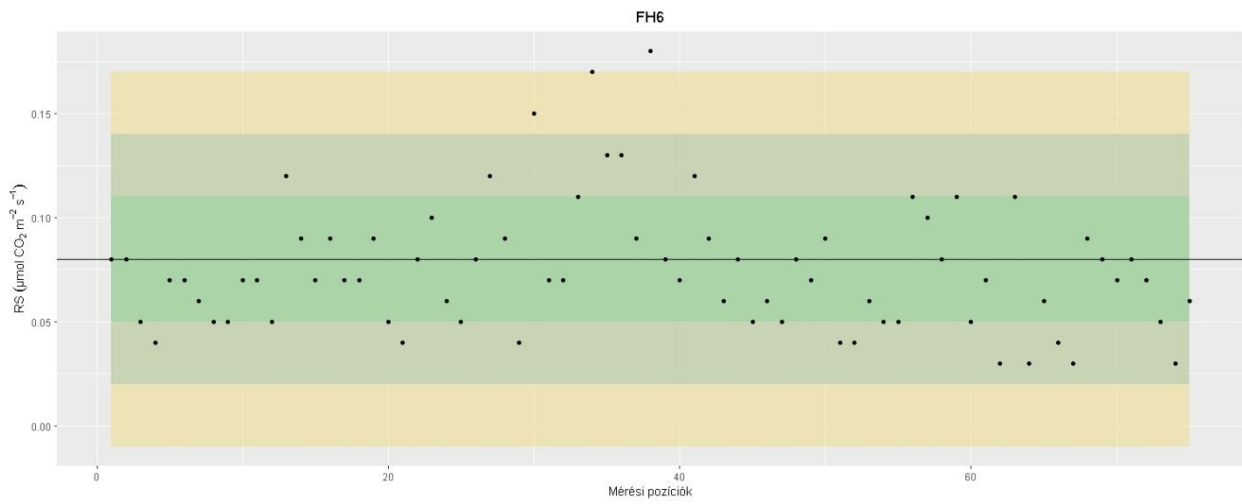
FH1



FH2



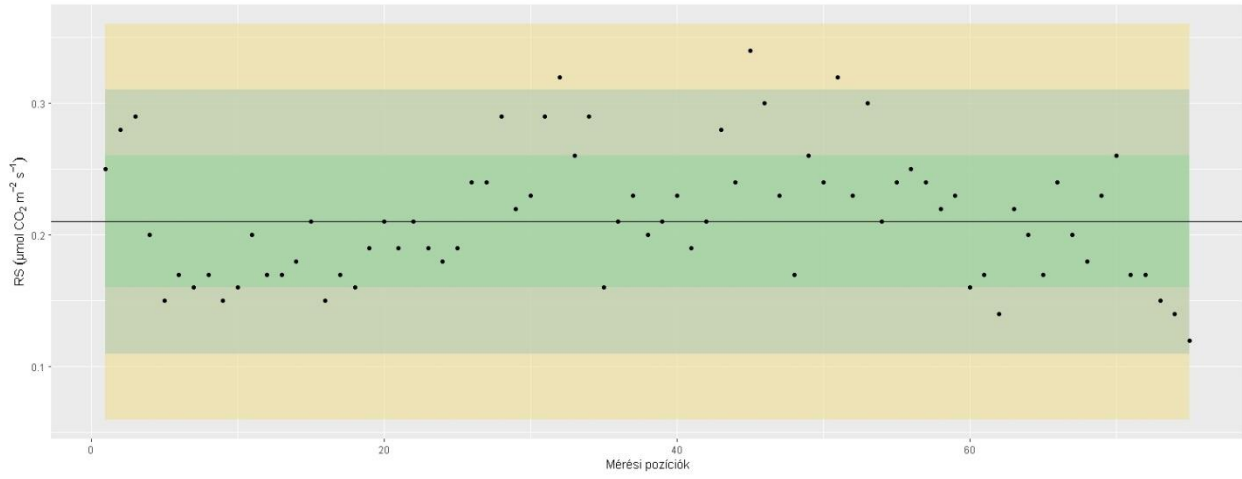




FH8



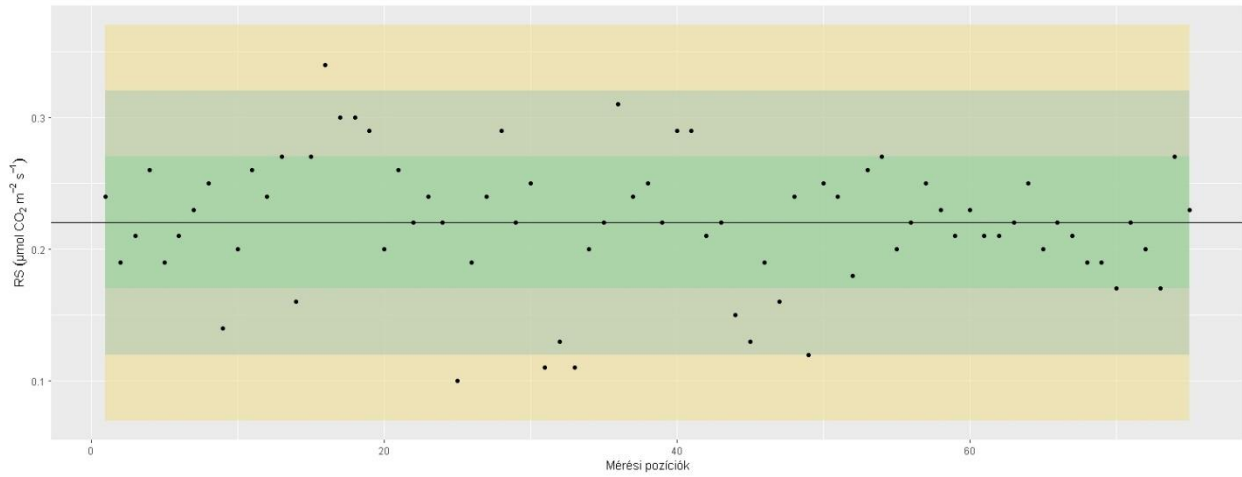
FH9

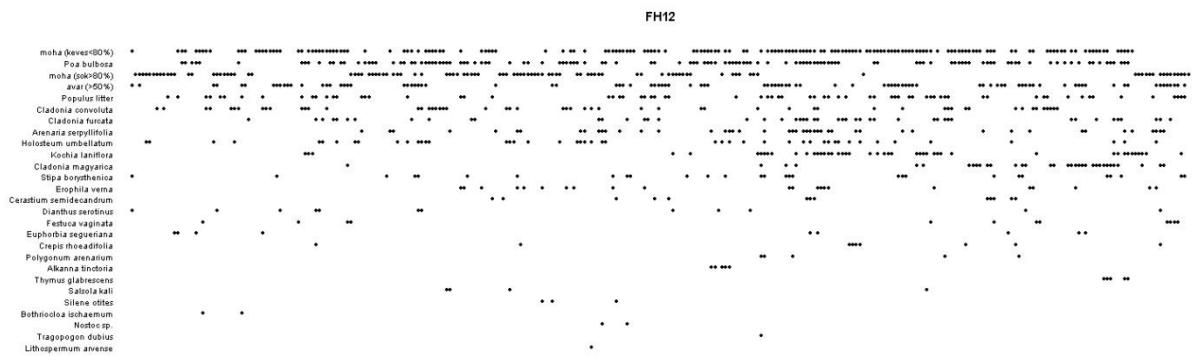
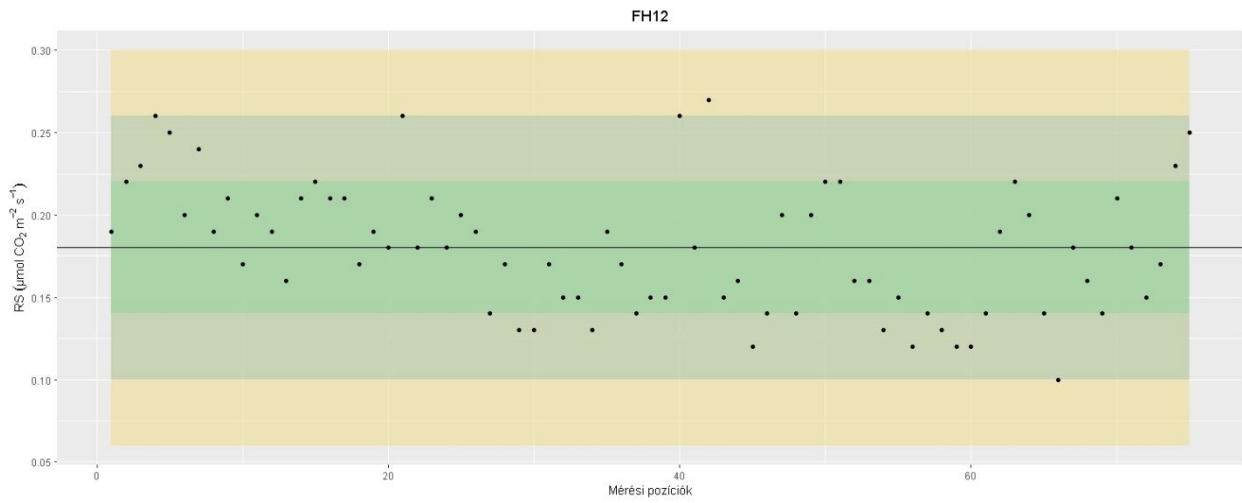
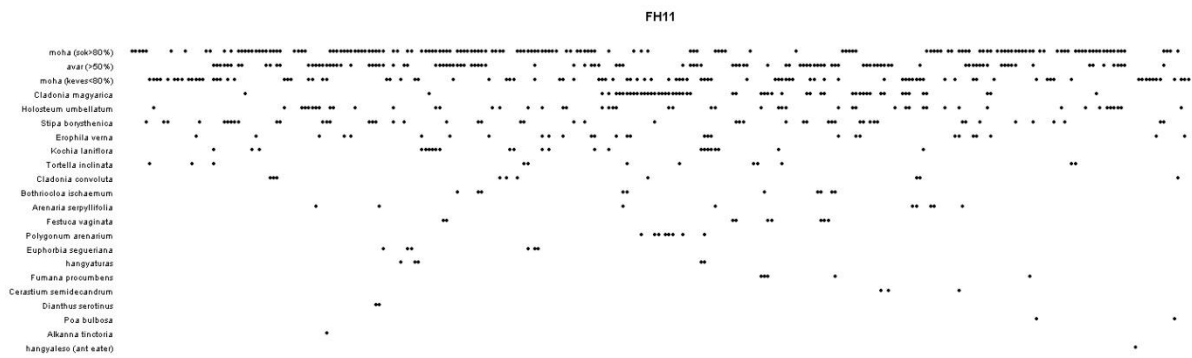
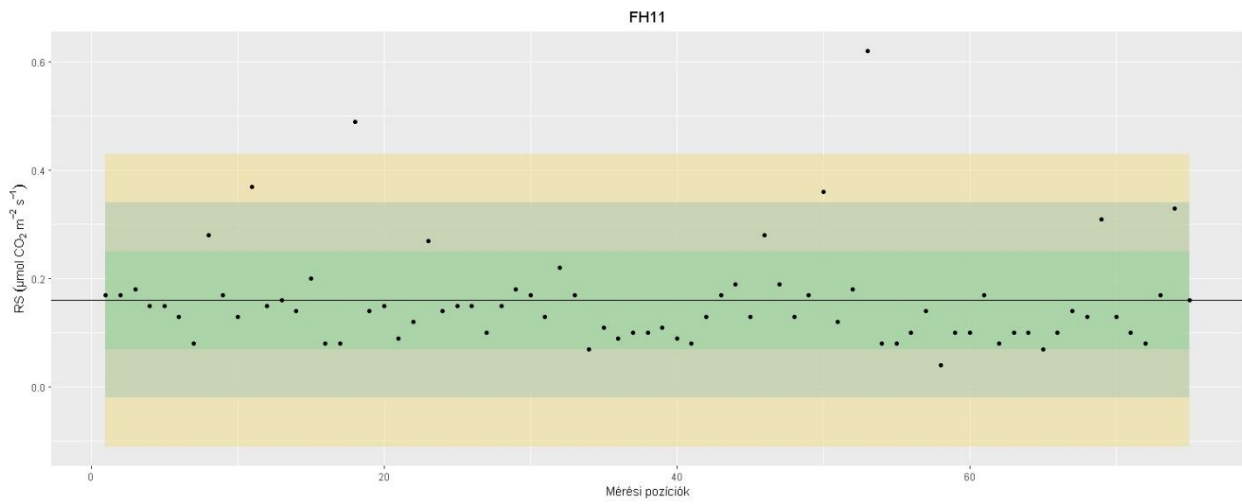


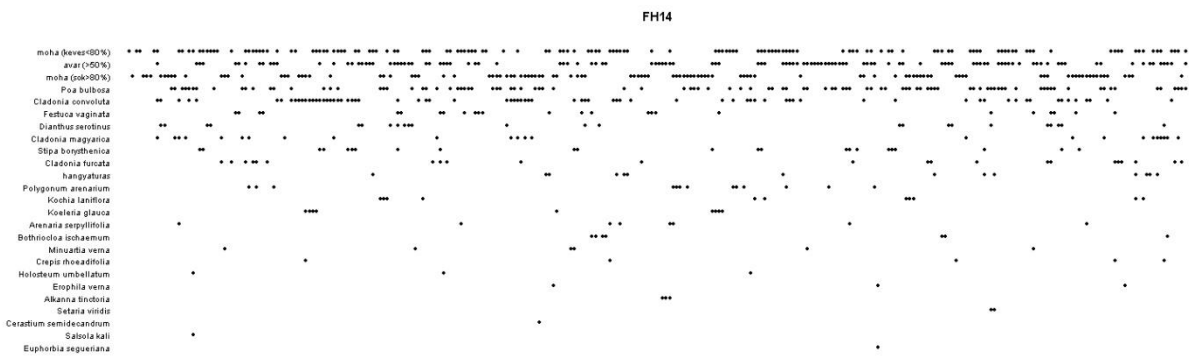
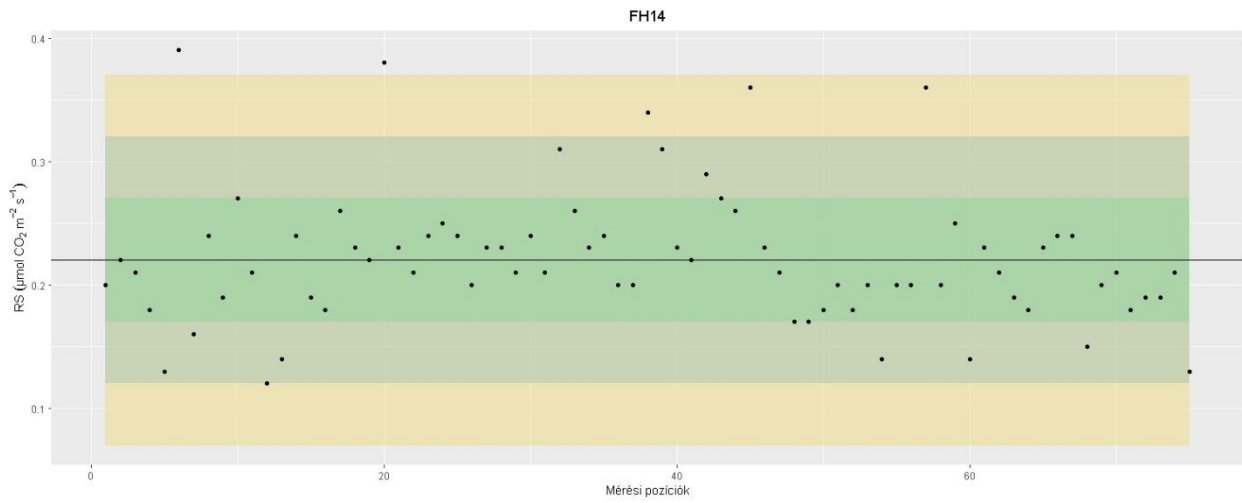
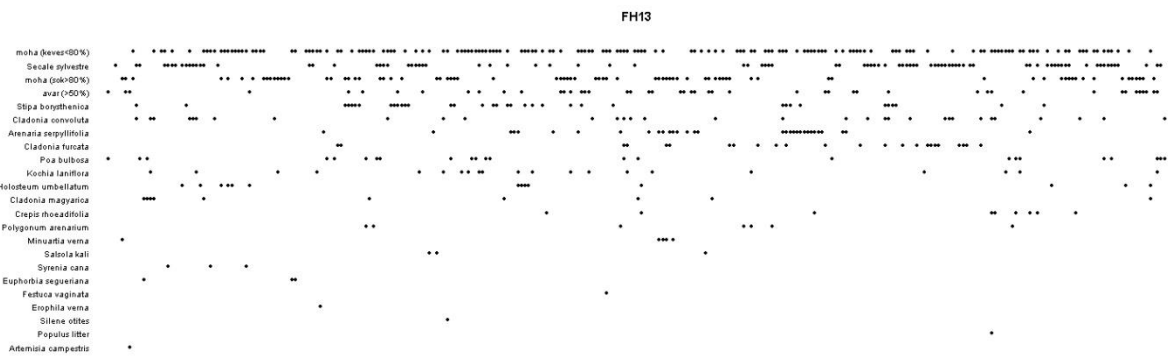
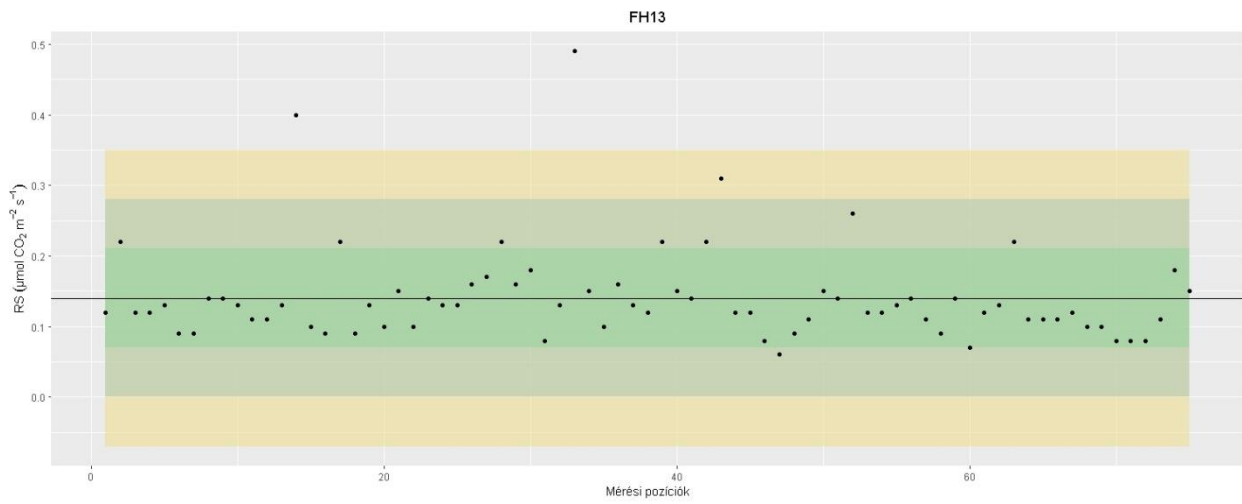
FH9

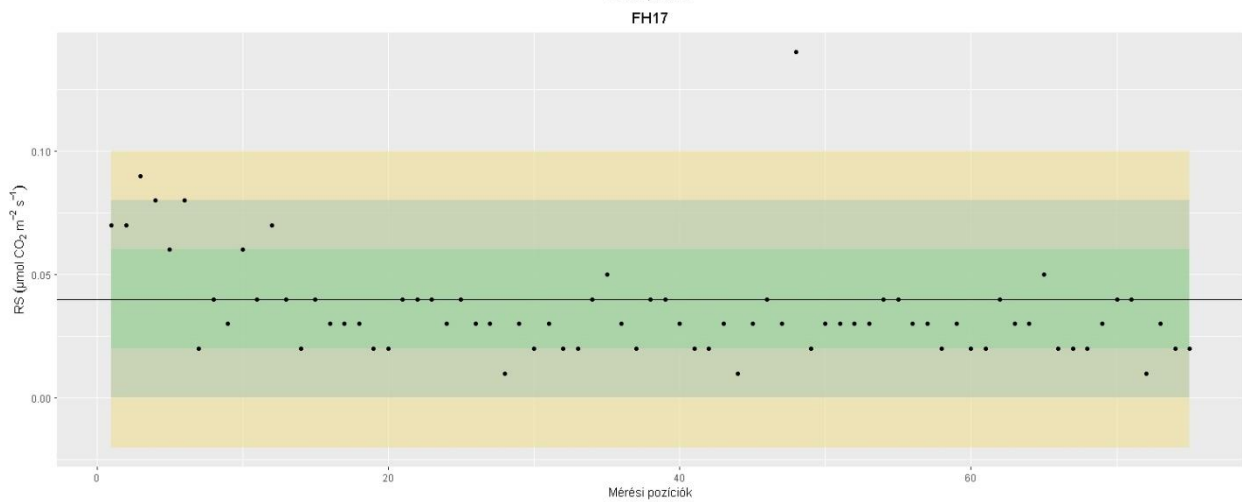
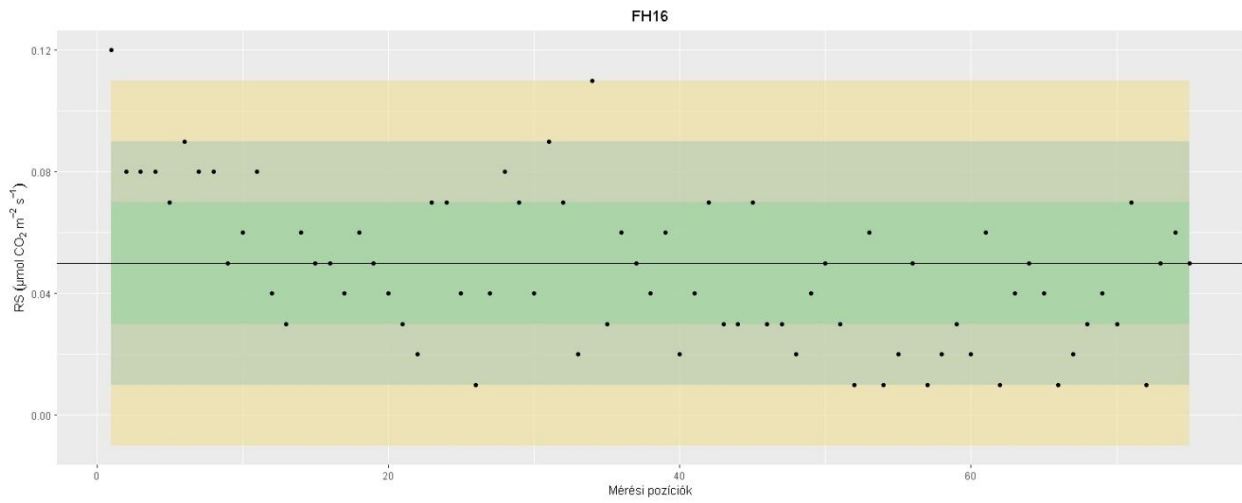
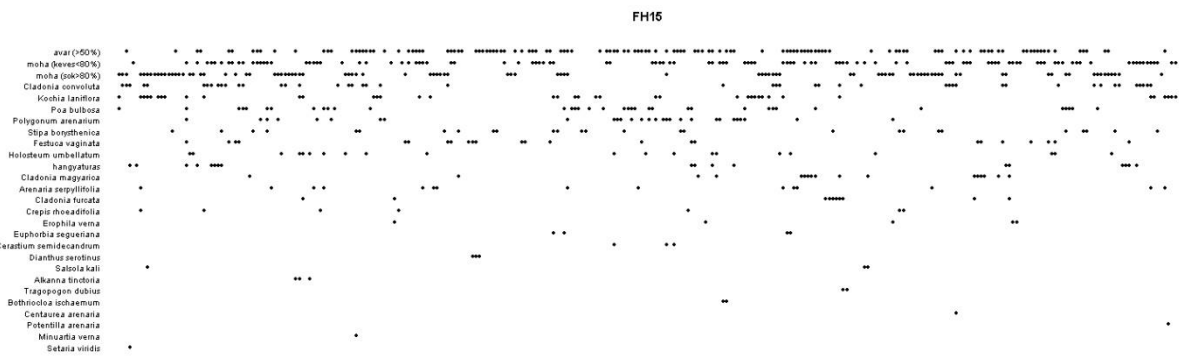
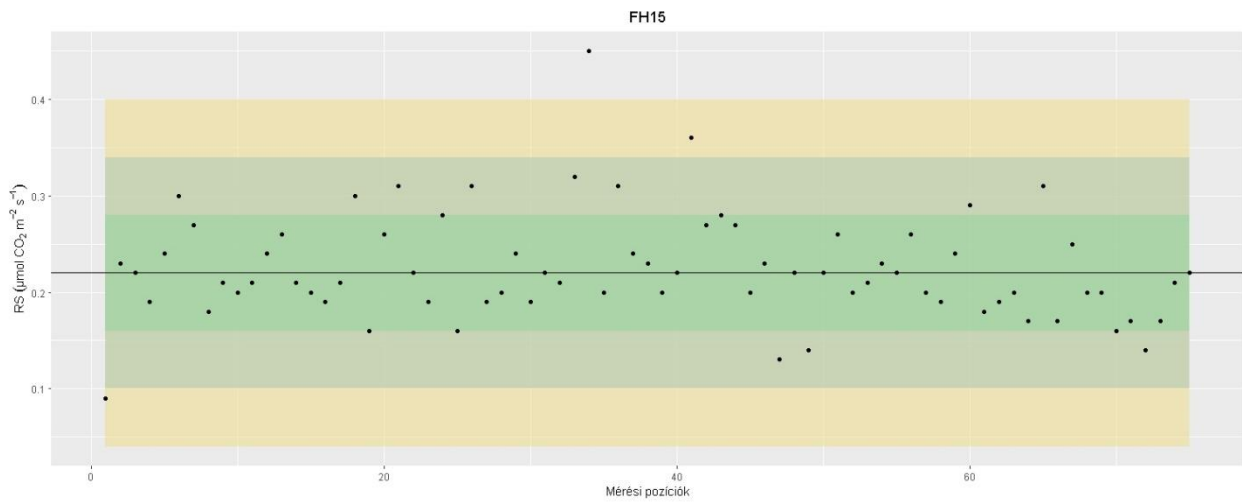


FH10

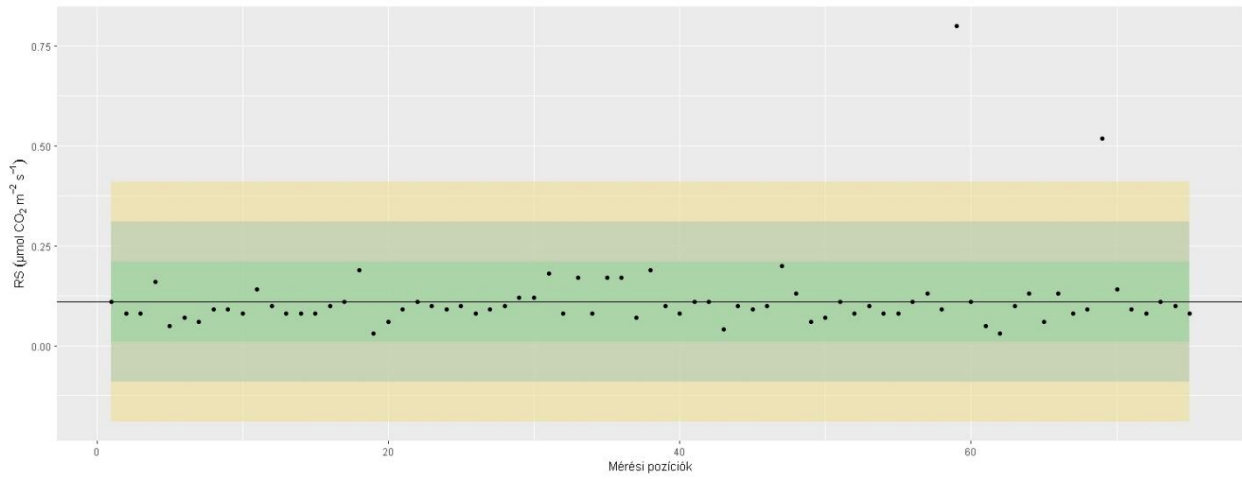




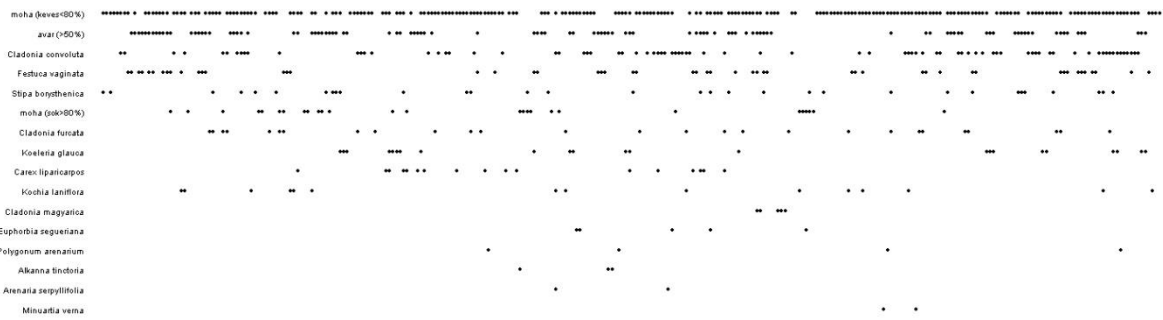




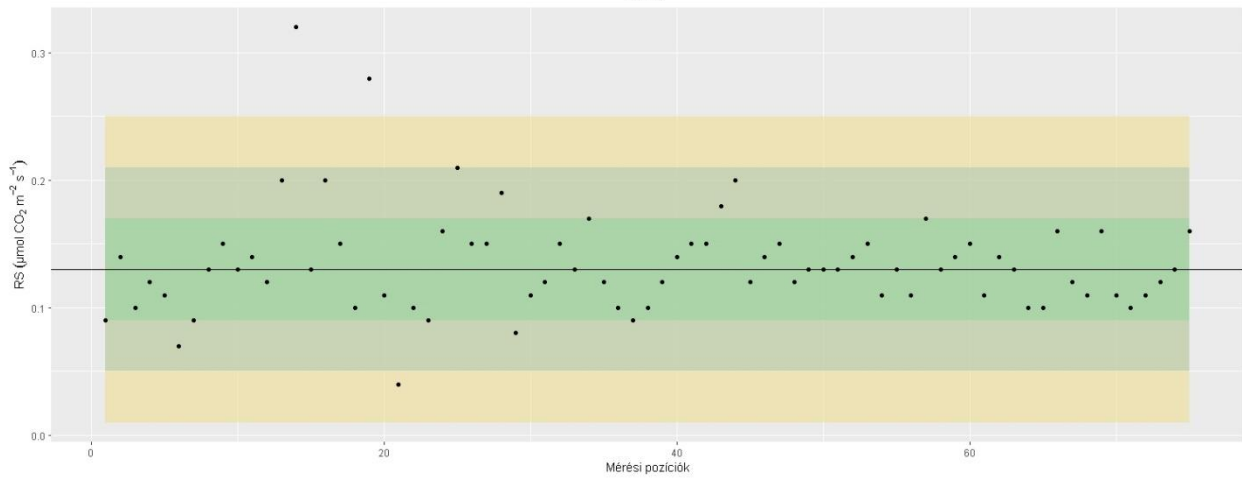
FH18



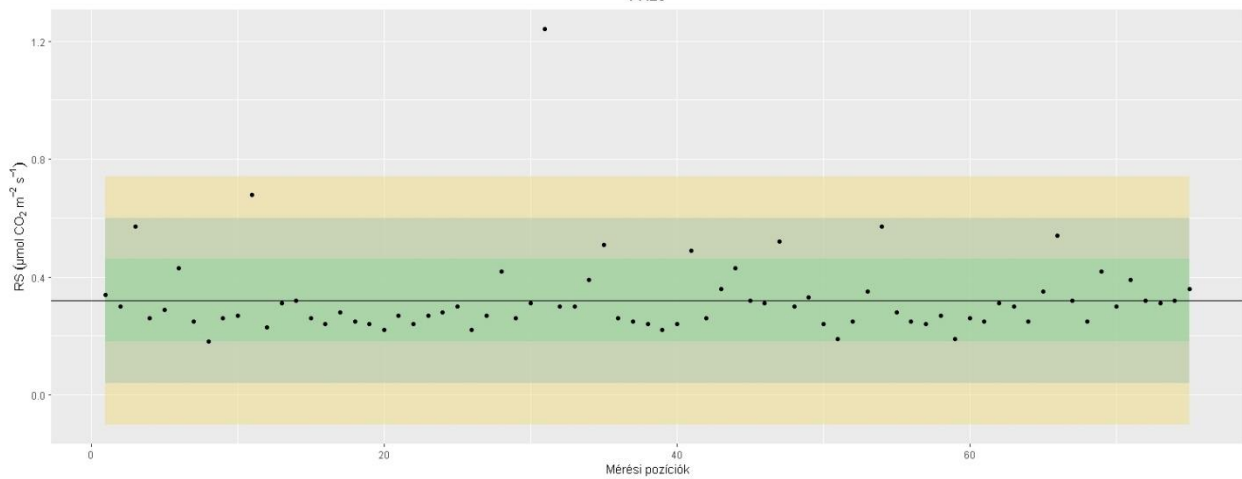
FH18



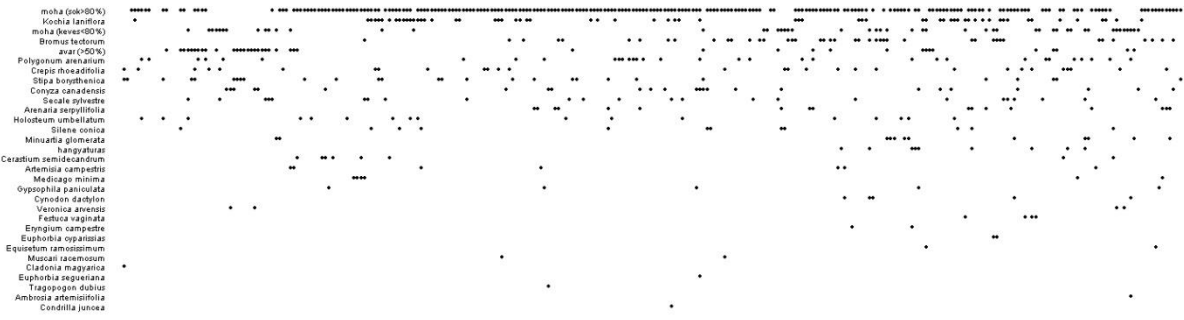
FH19



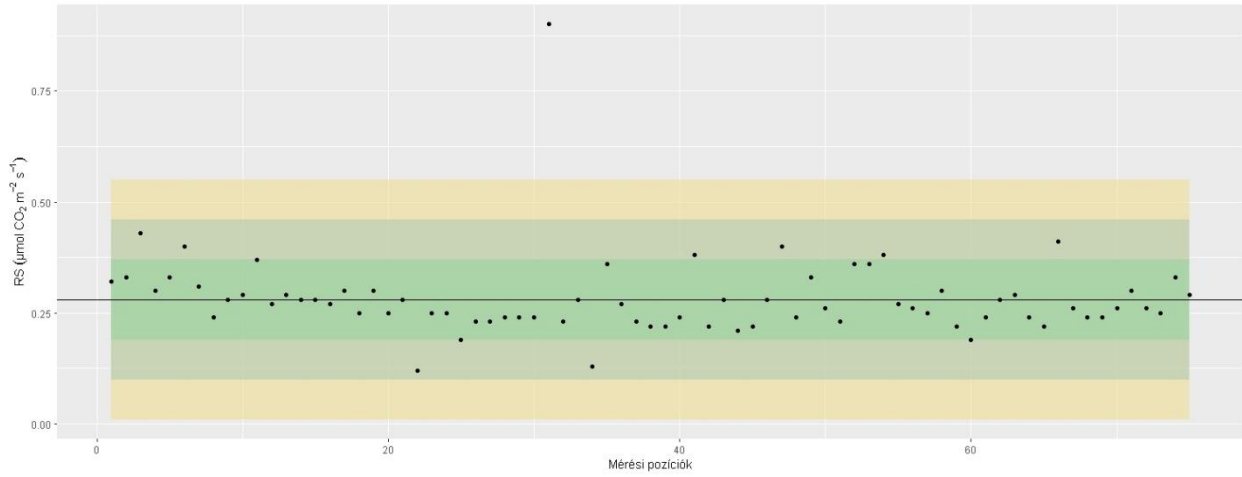
FH20



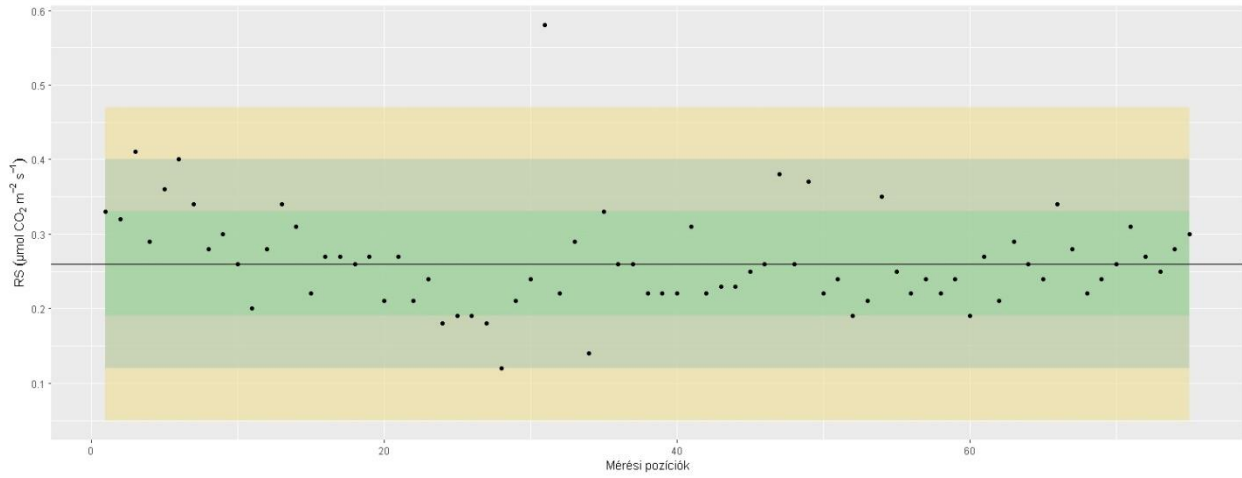
FH20



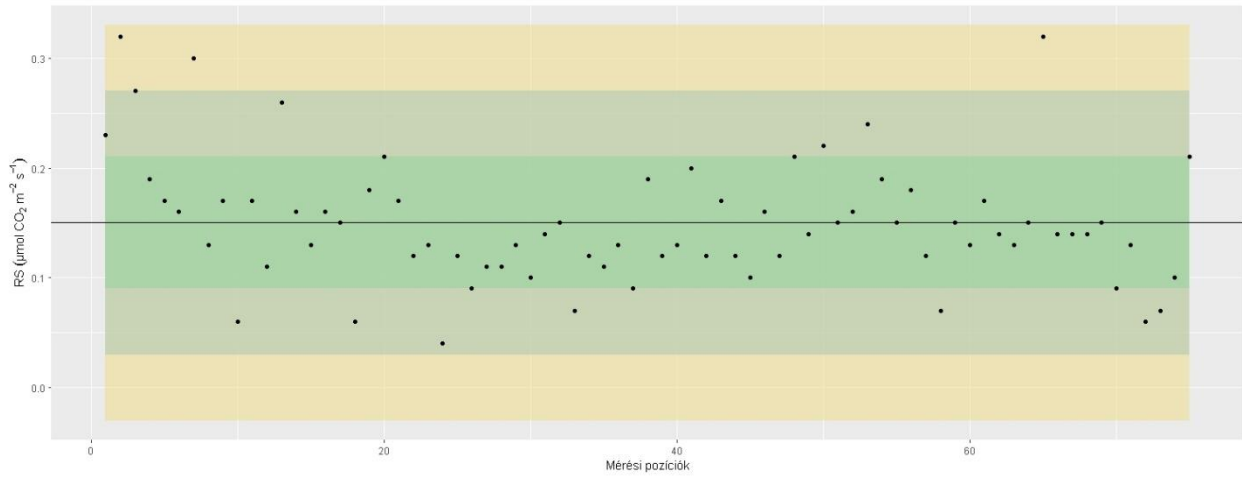
FH21



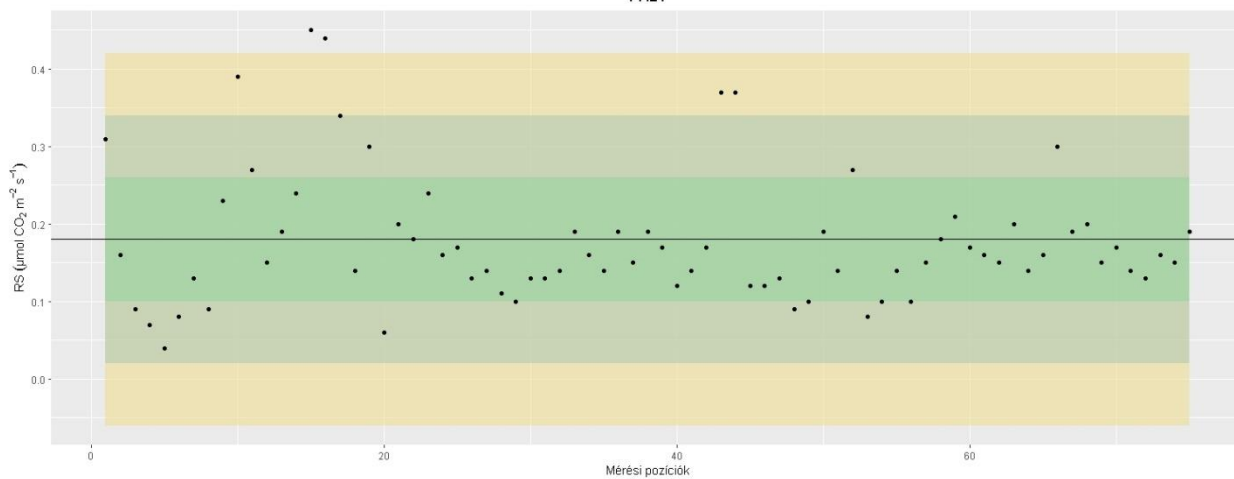
FH22



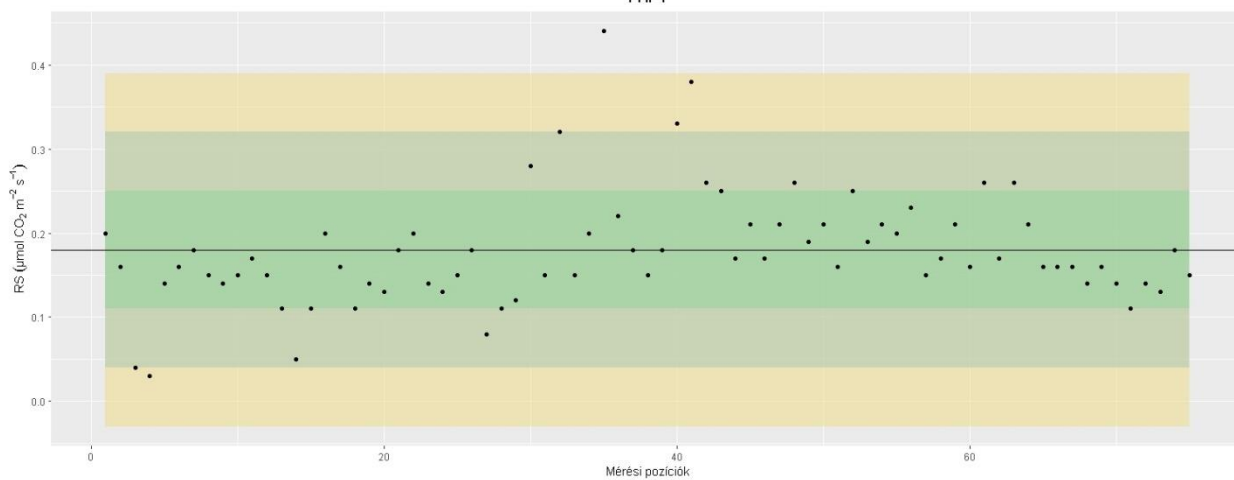
FH23



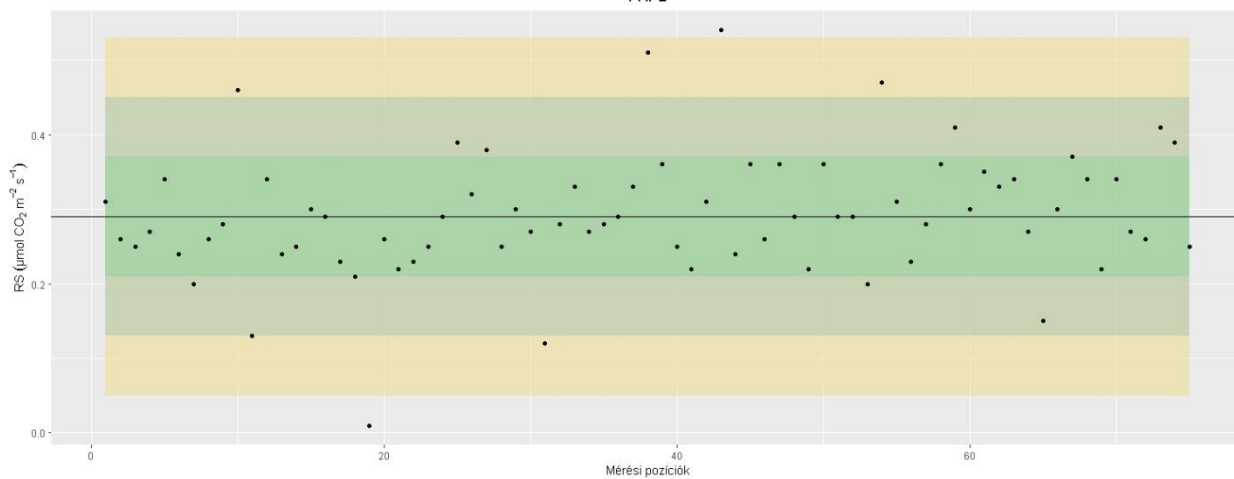
FH24



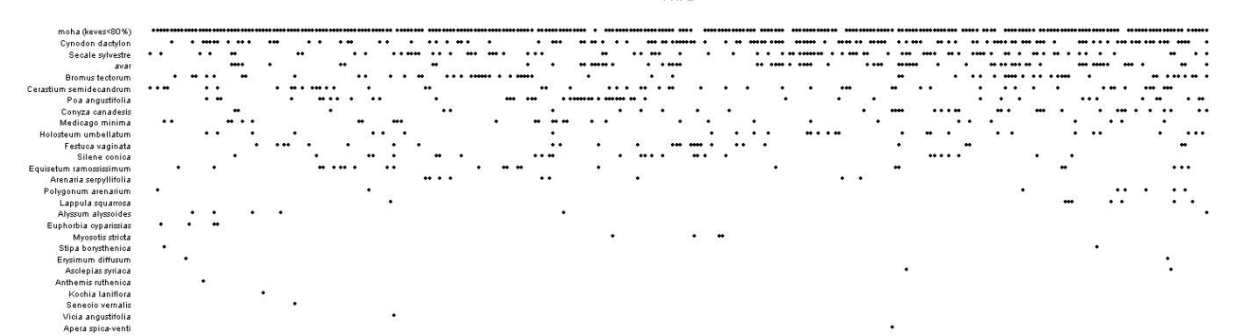
FHP1

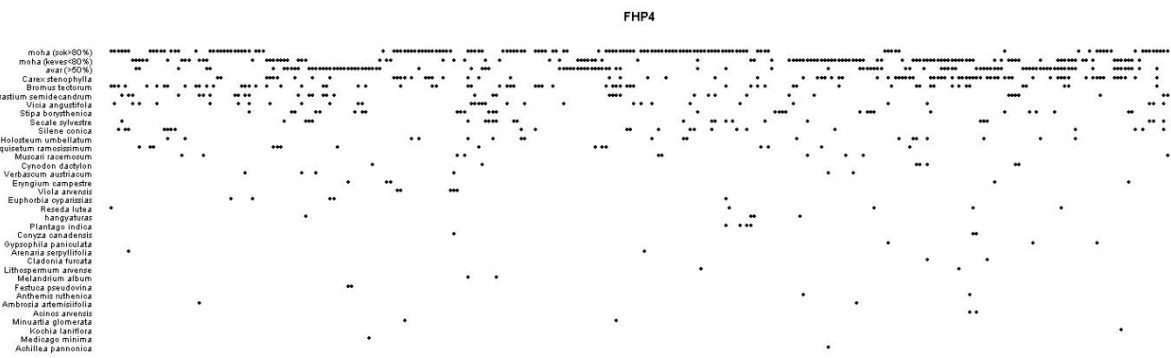
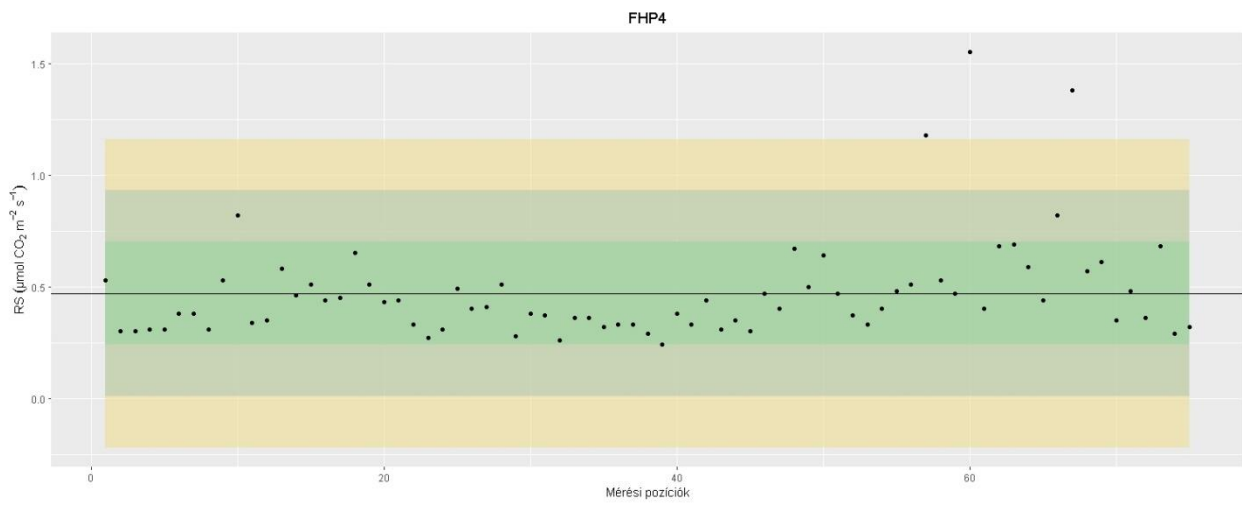
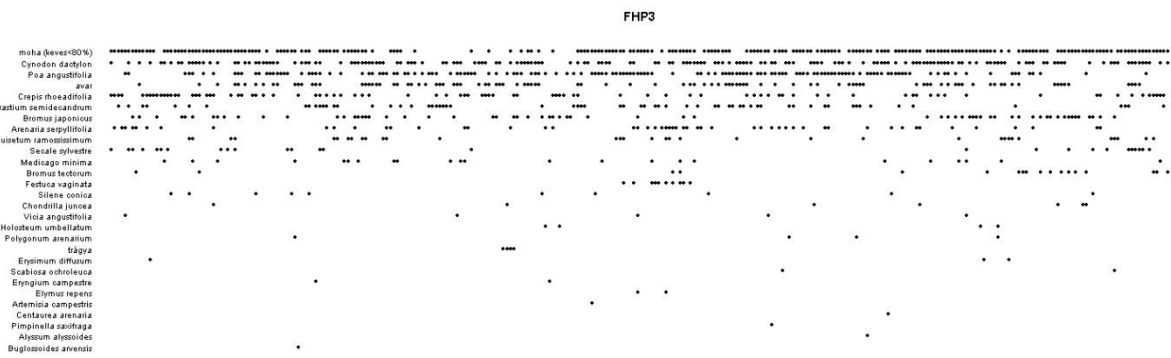
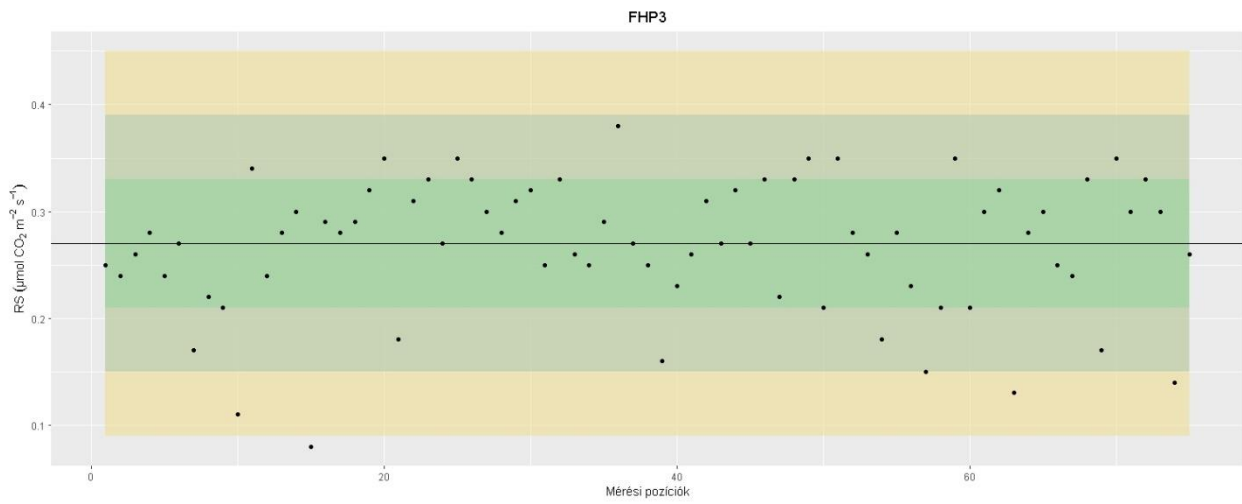


FHP2

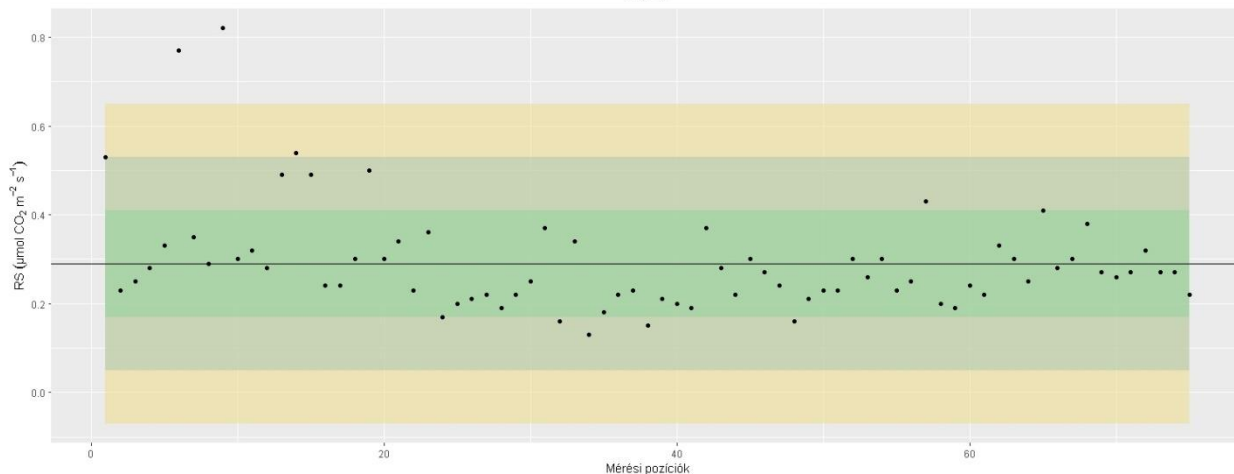


FHP2

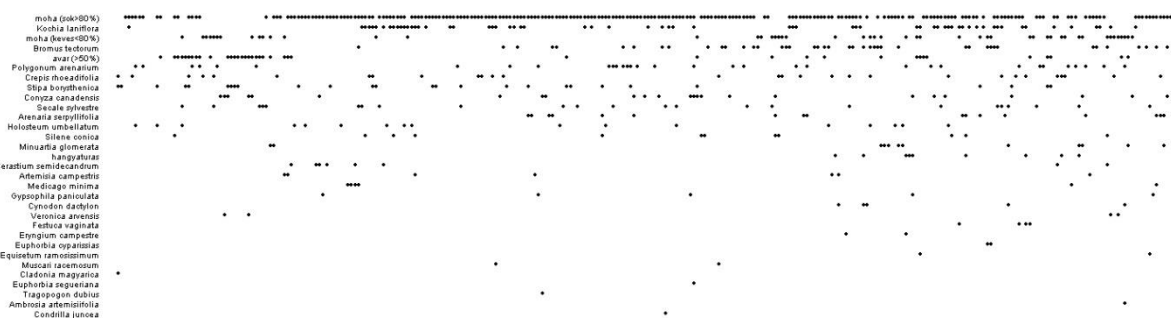




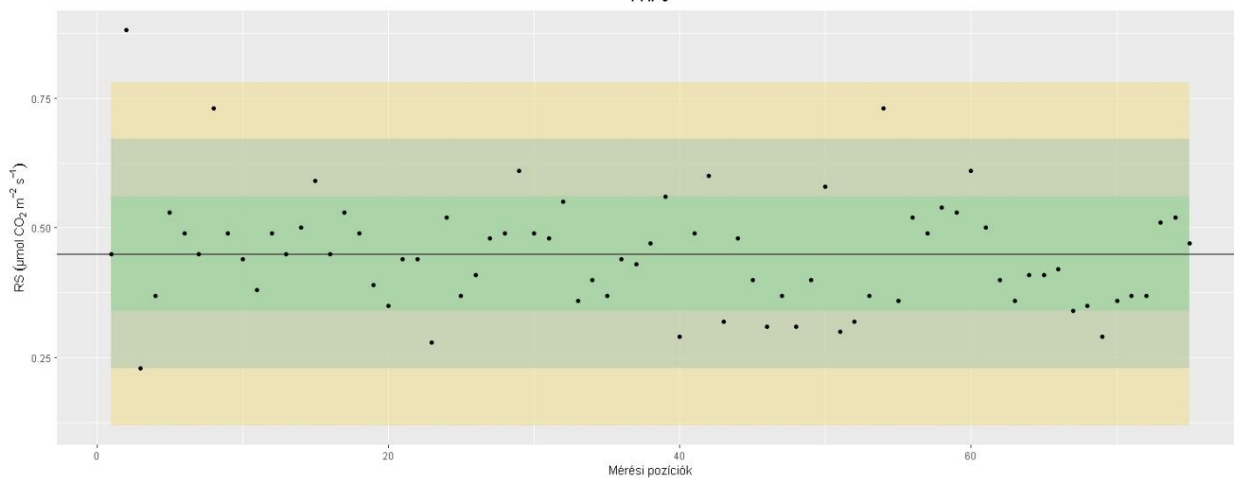
FHP5



FHP5

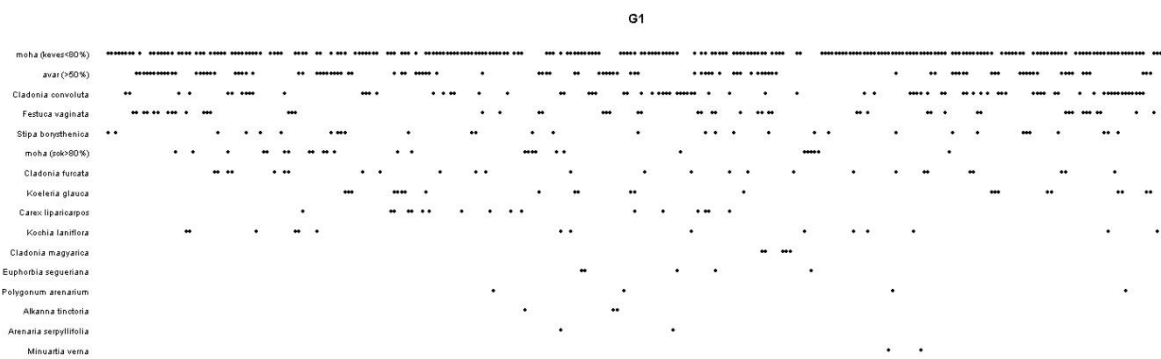
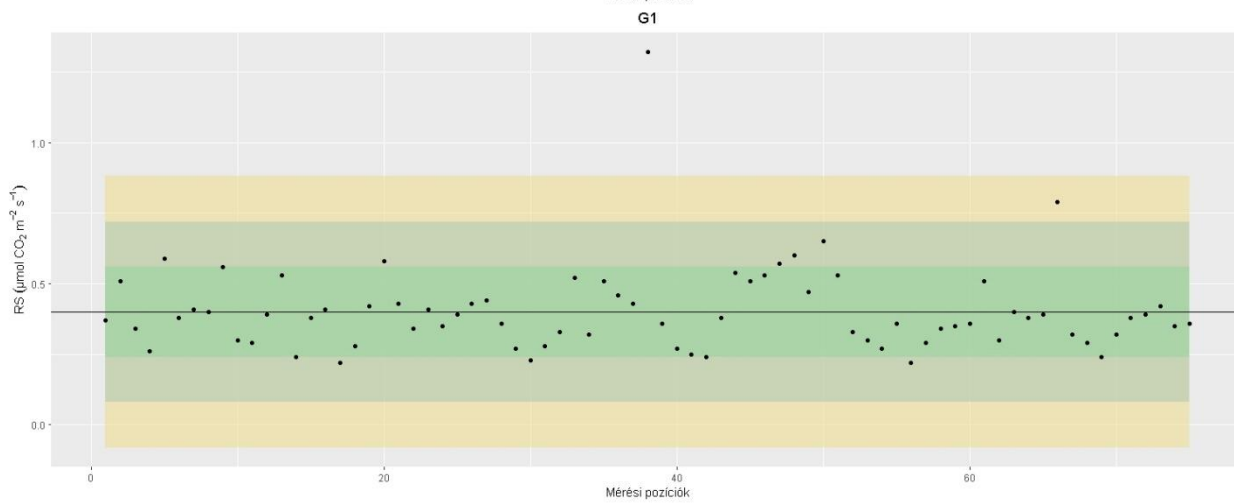
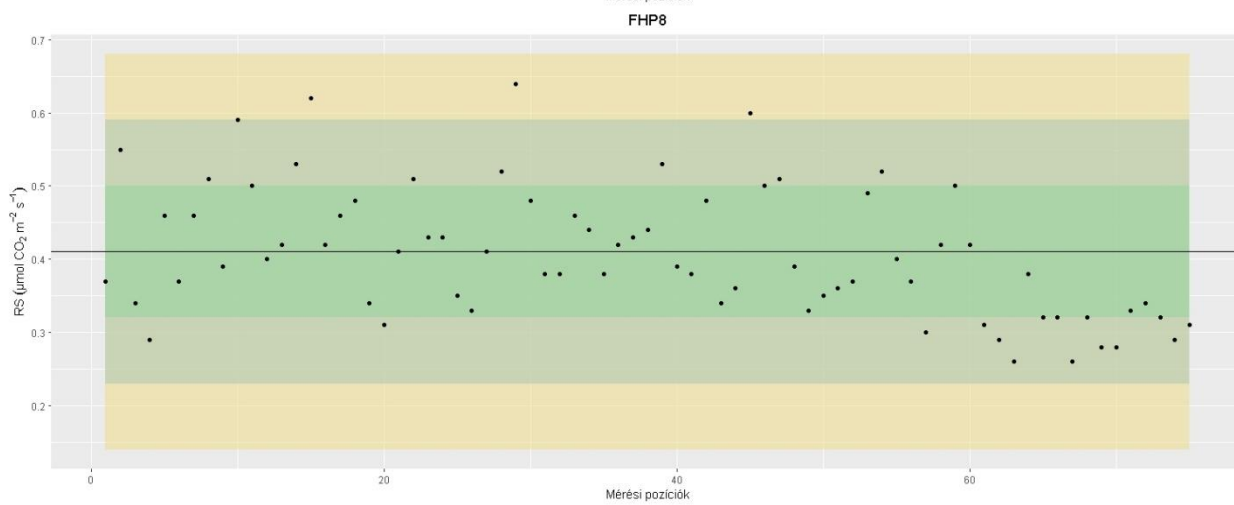
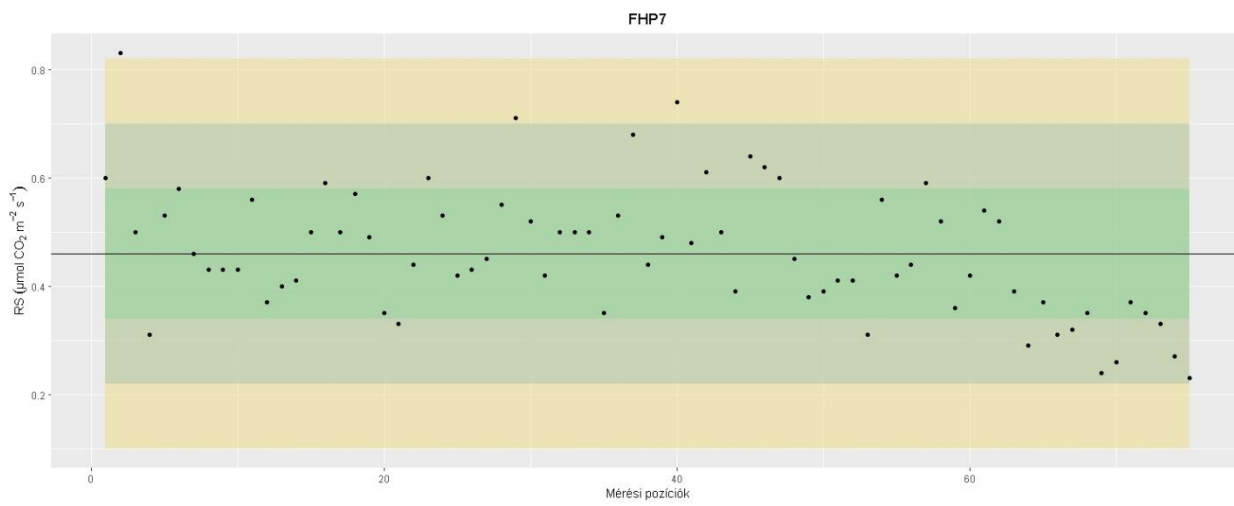


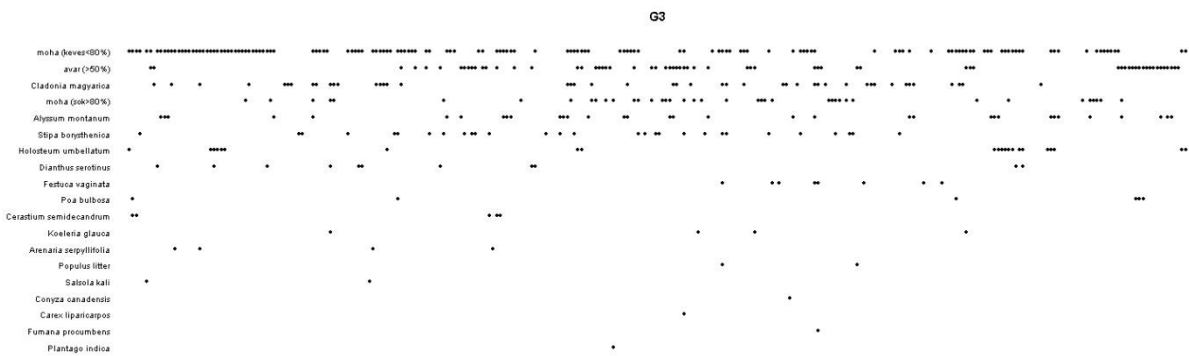
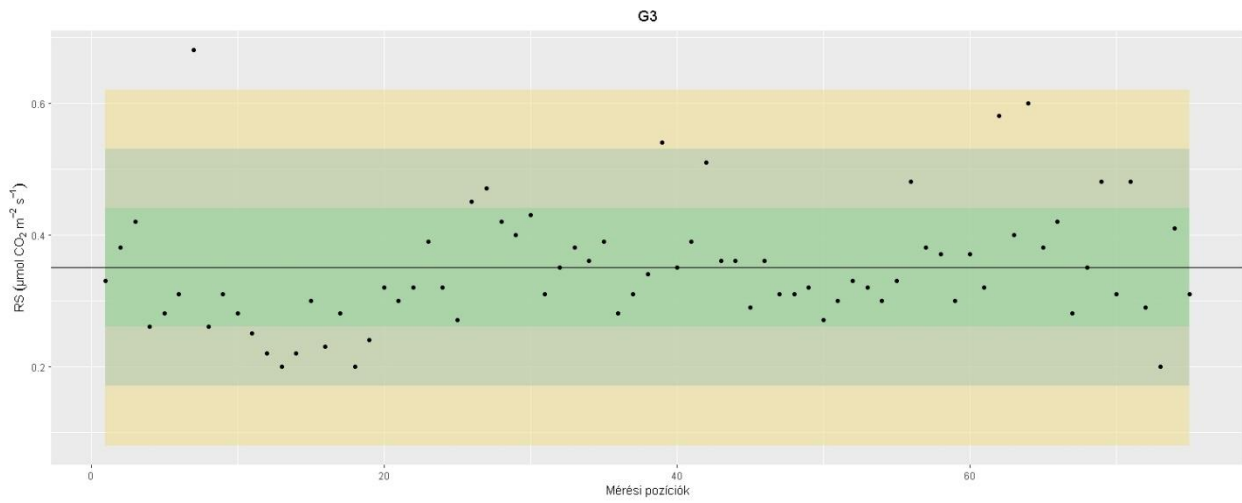
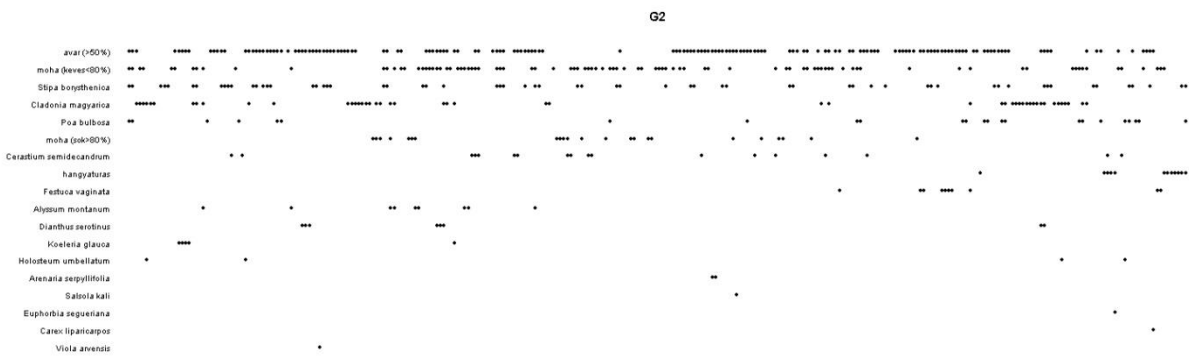
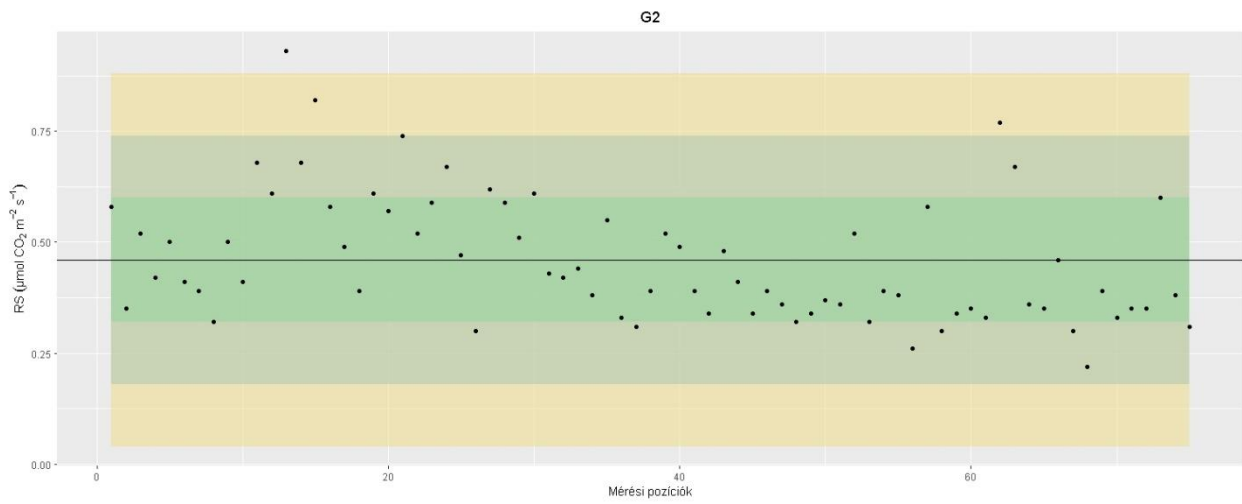
FHP6



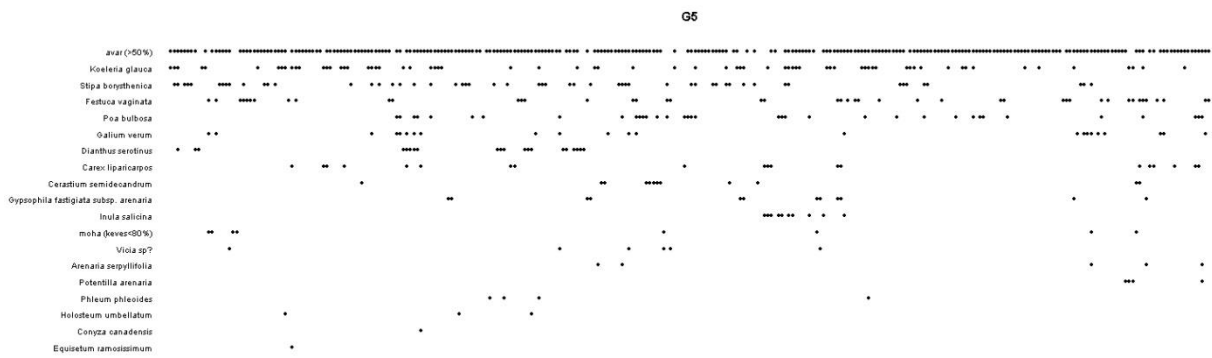
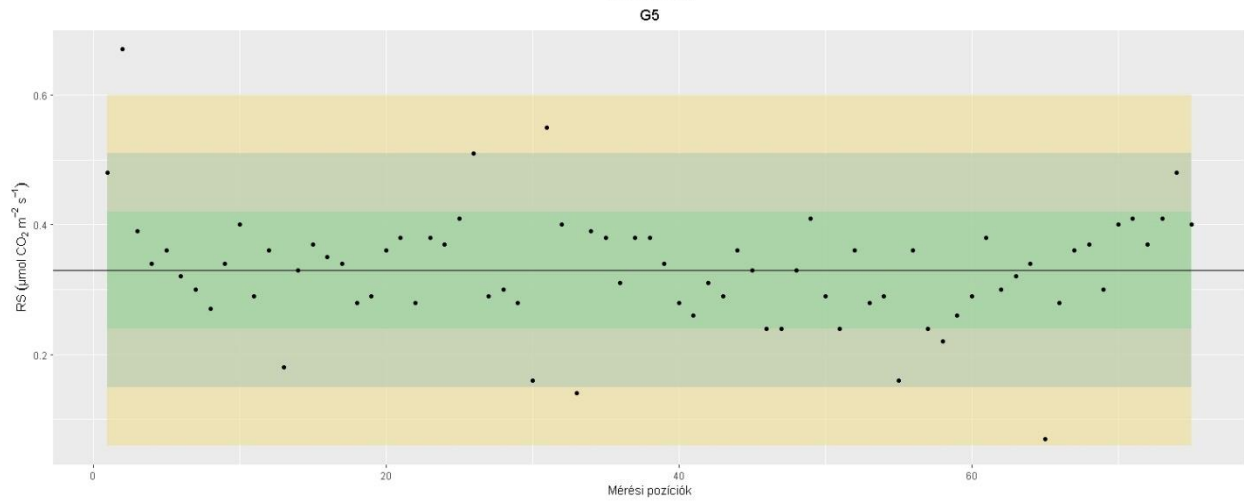
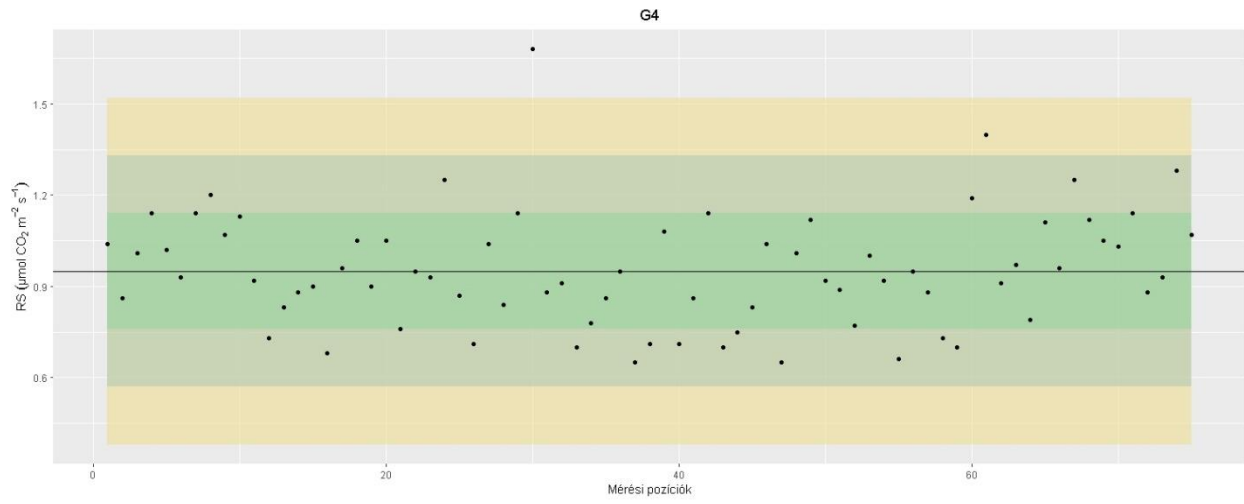
FHP6

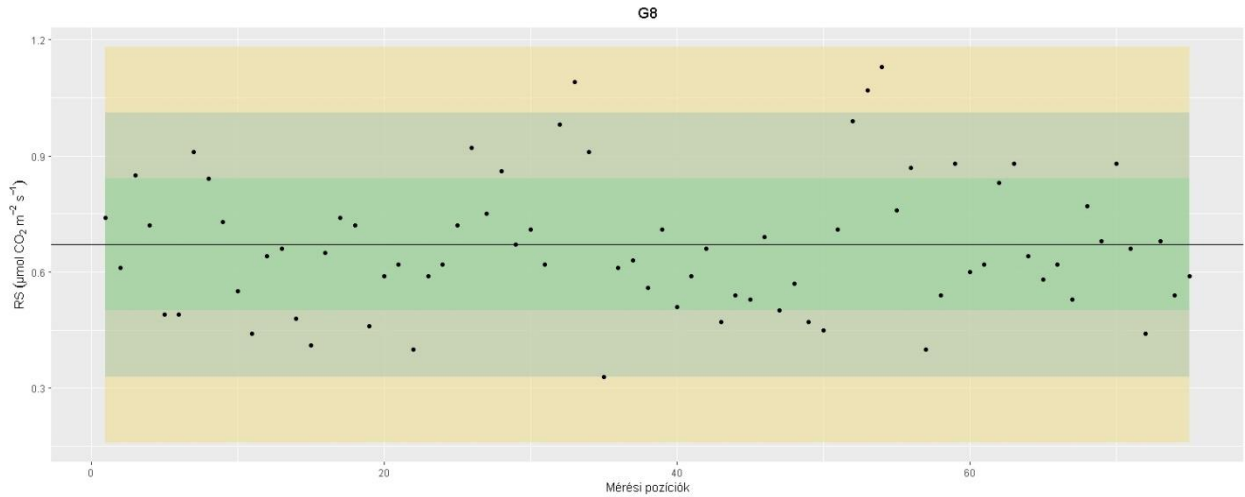
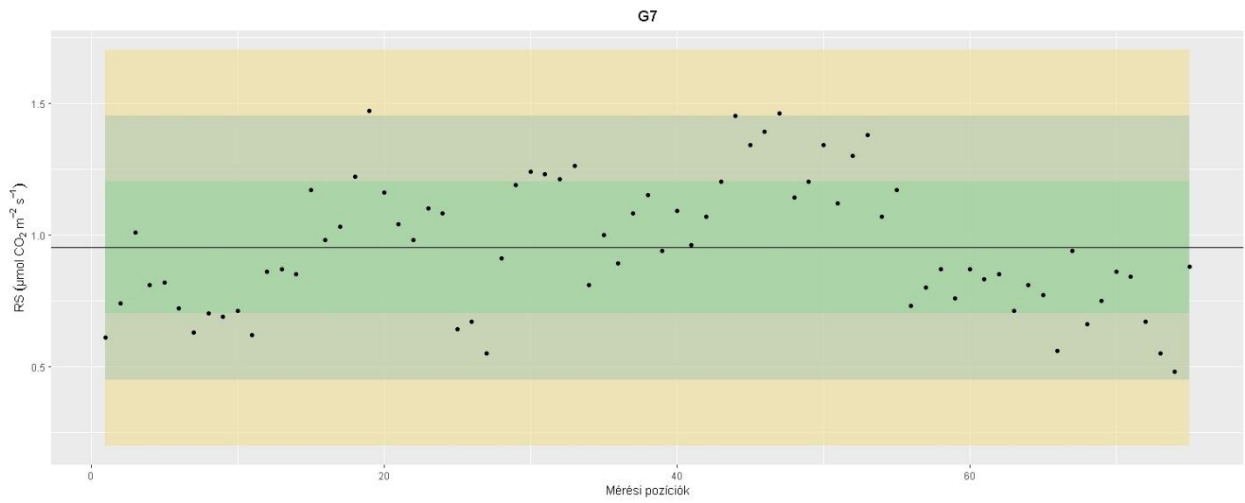
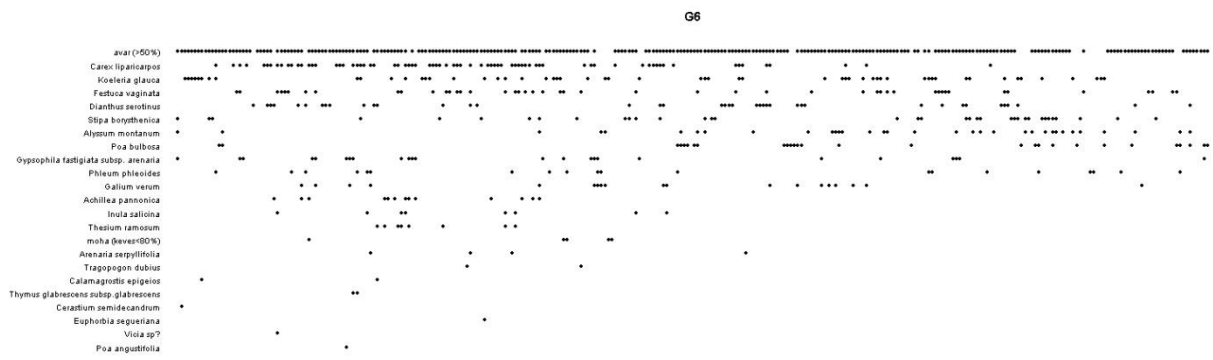
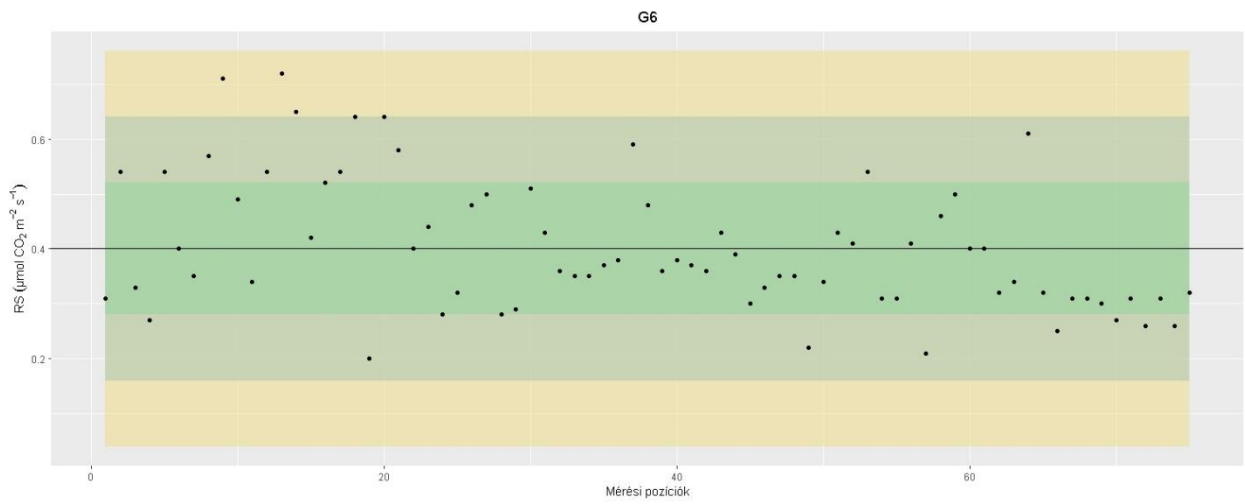


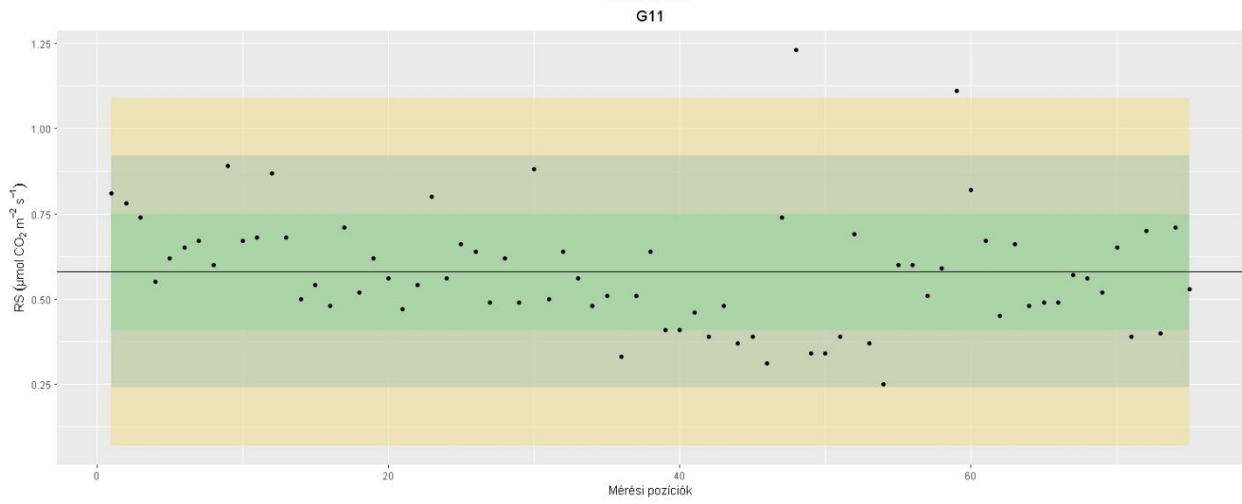
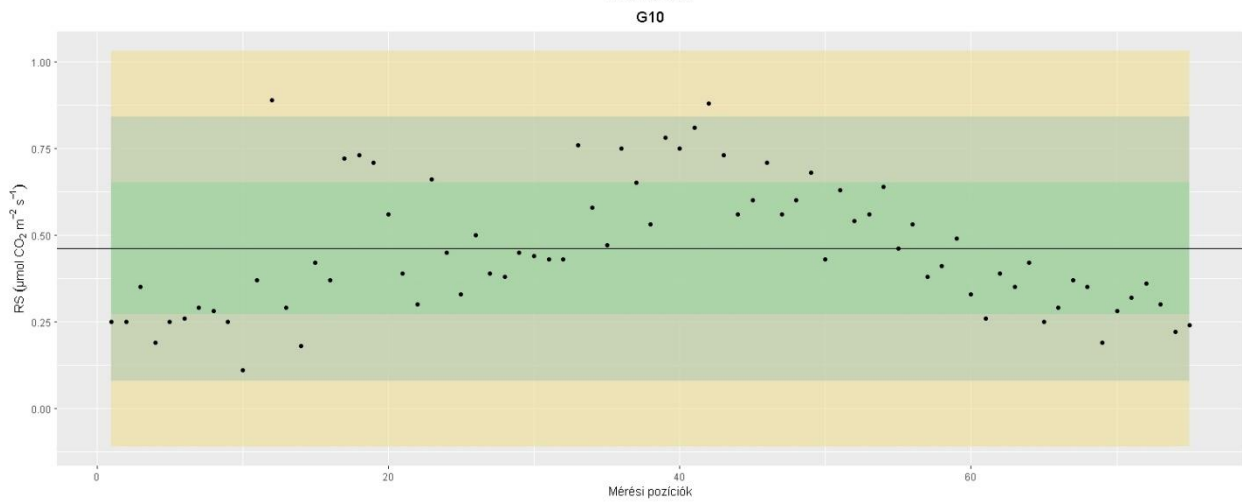
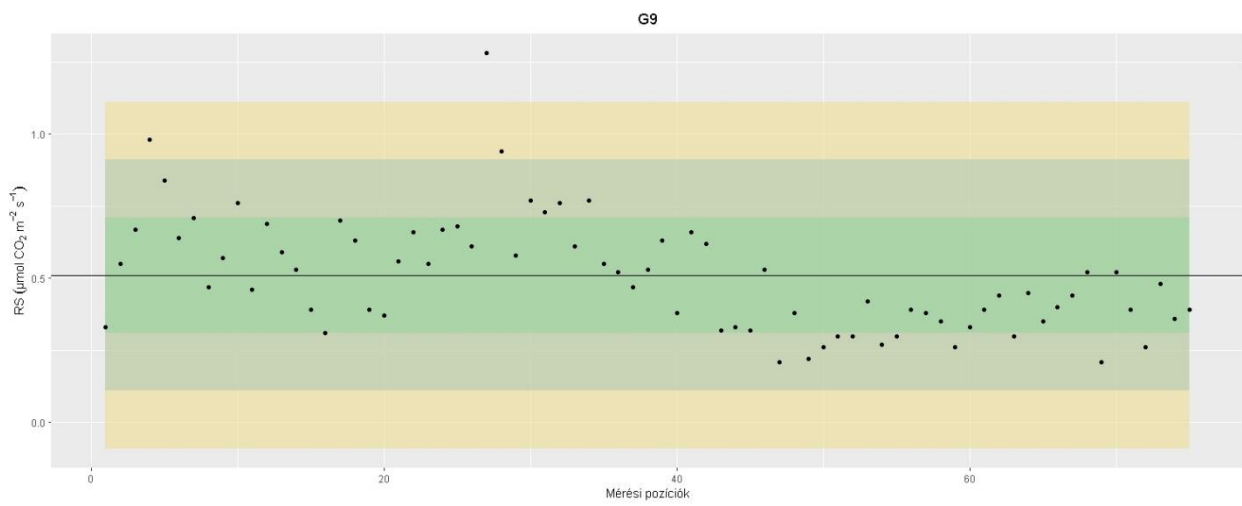


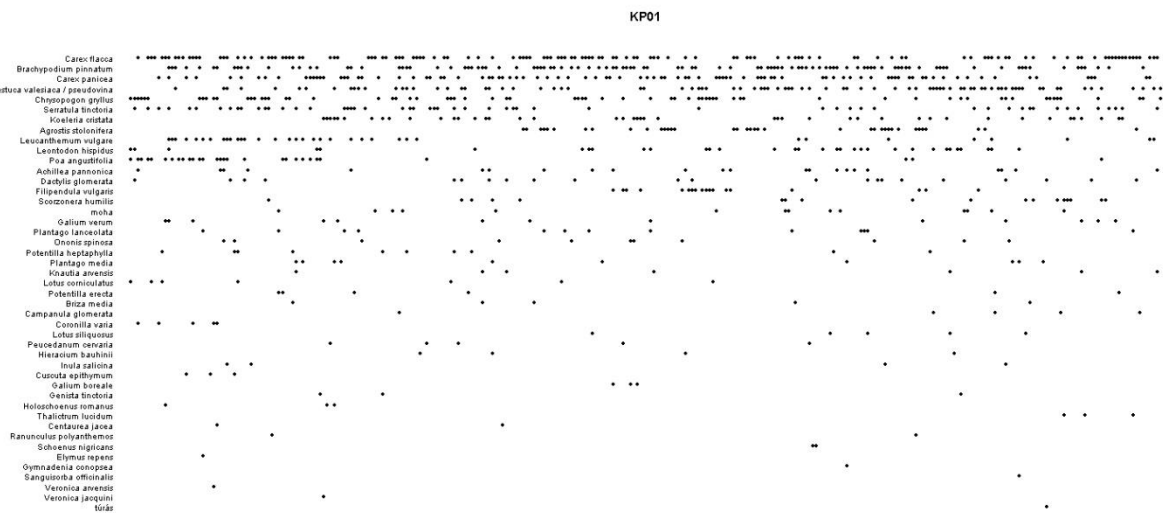
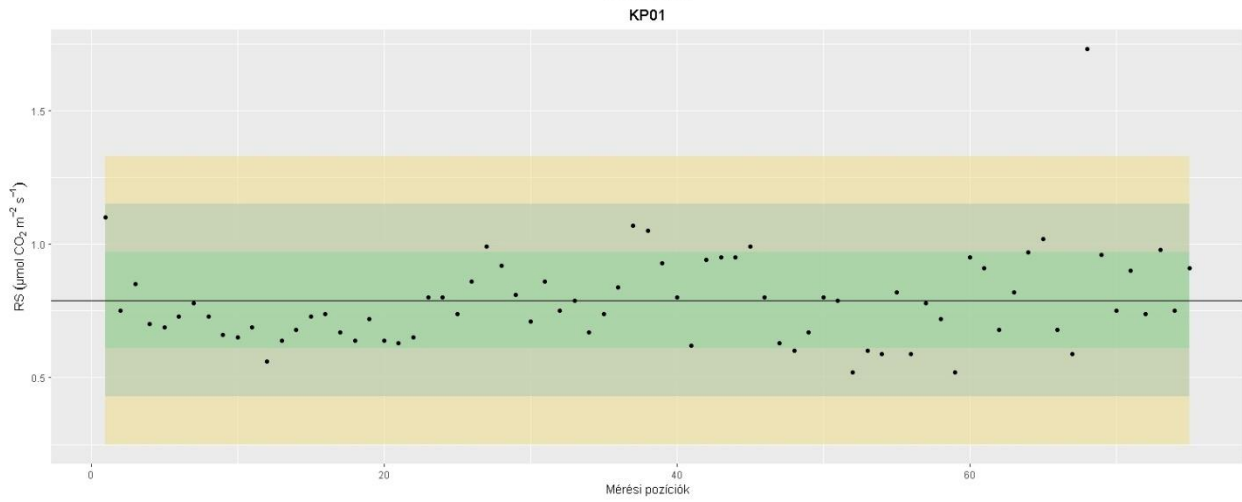
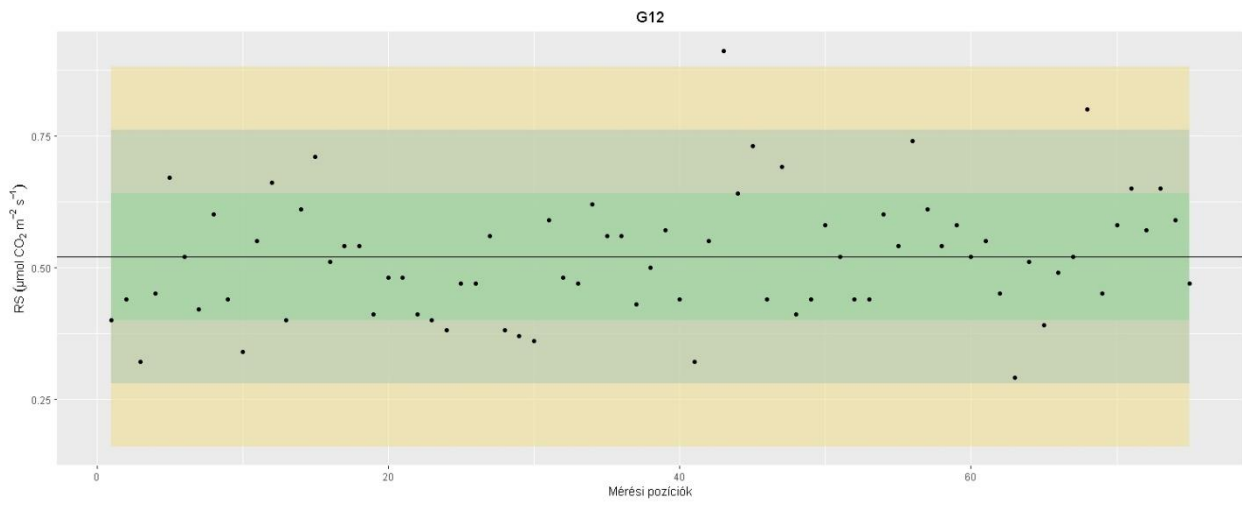


V

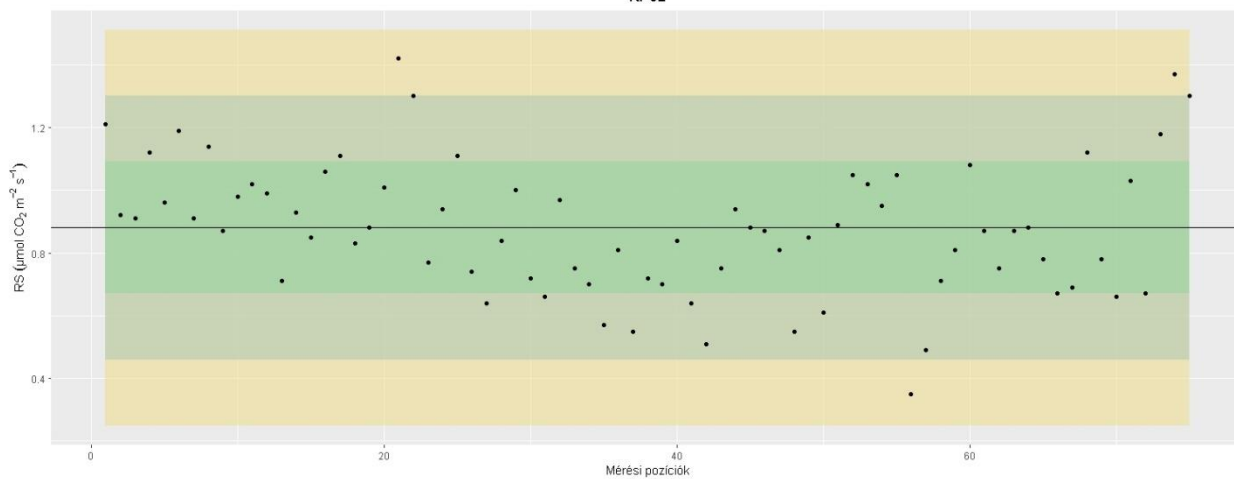




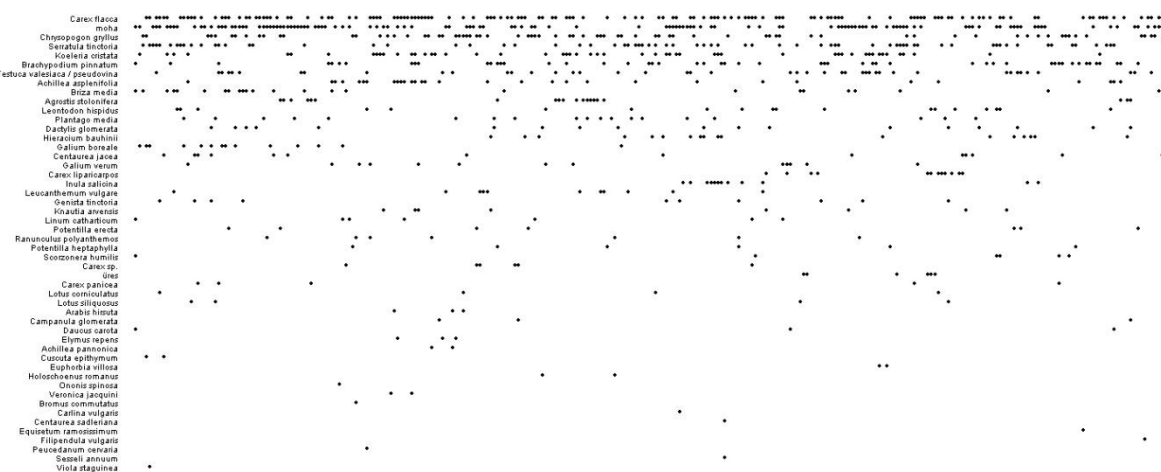




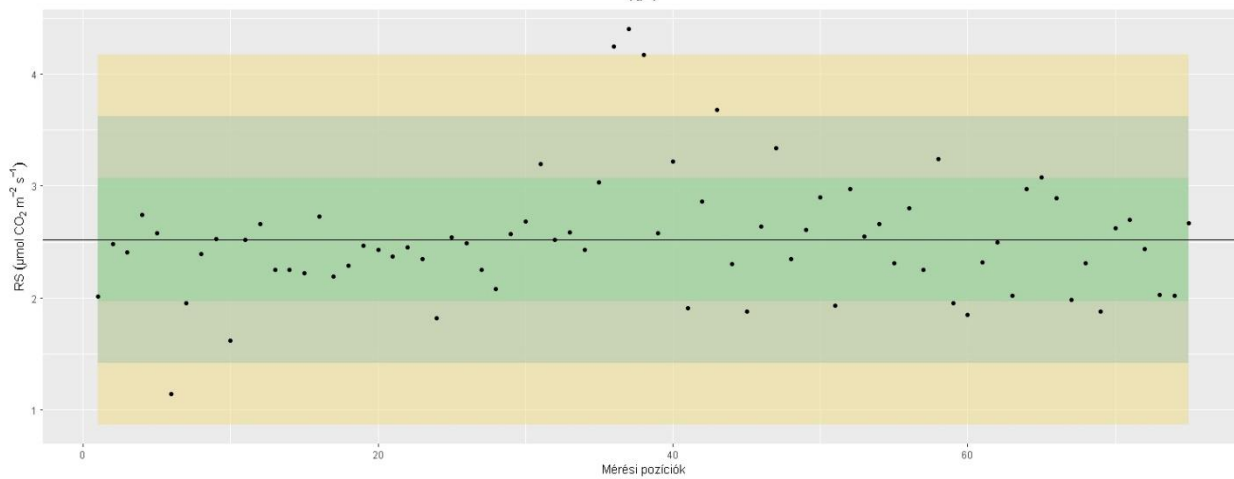
KP02



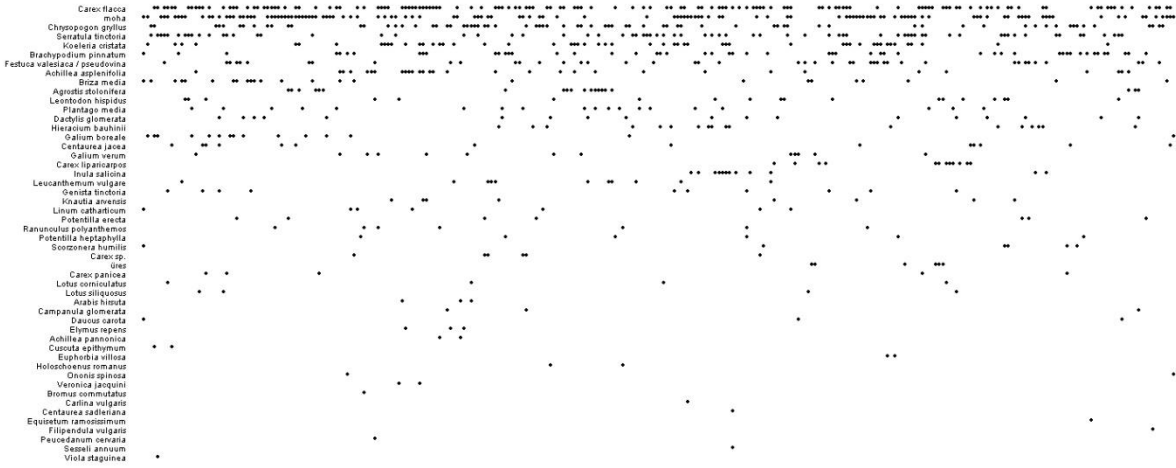
KP02



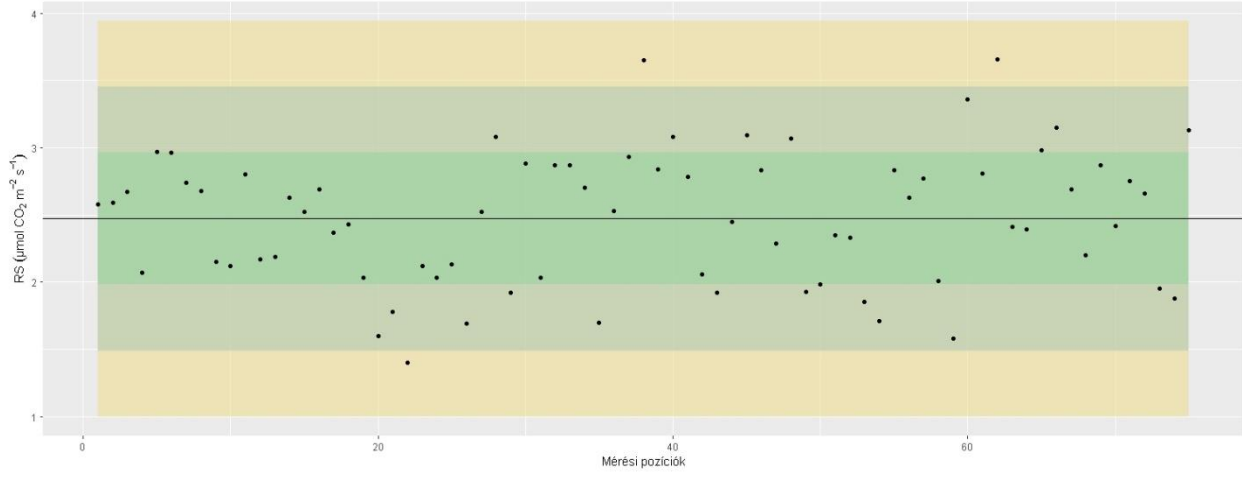
KP1



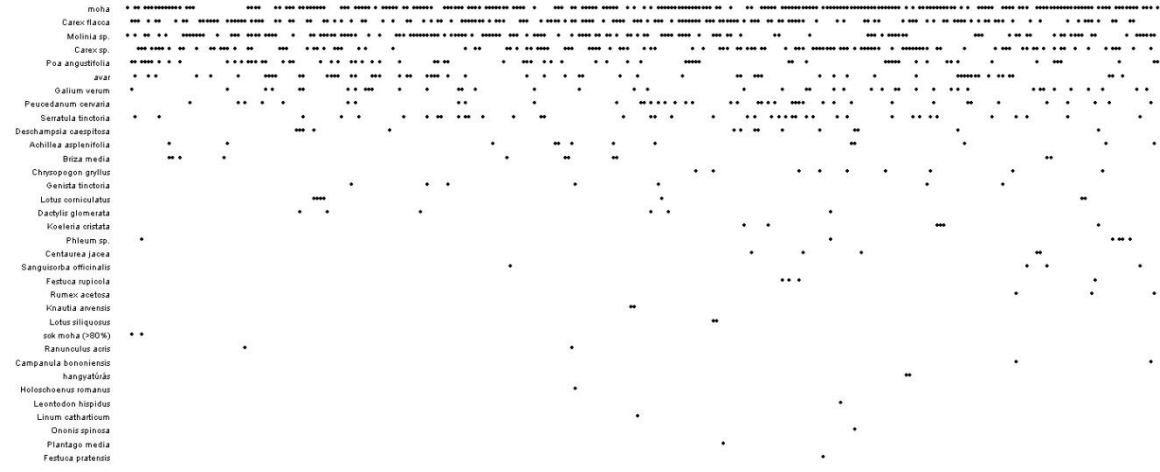
KP1

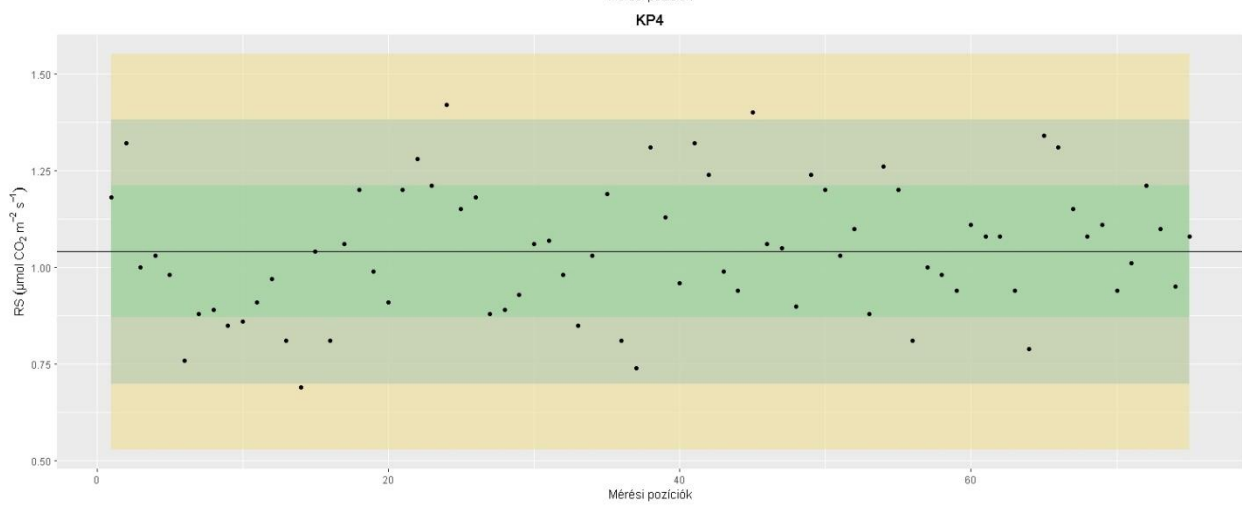
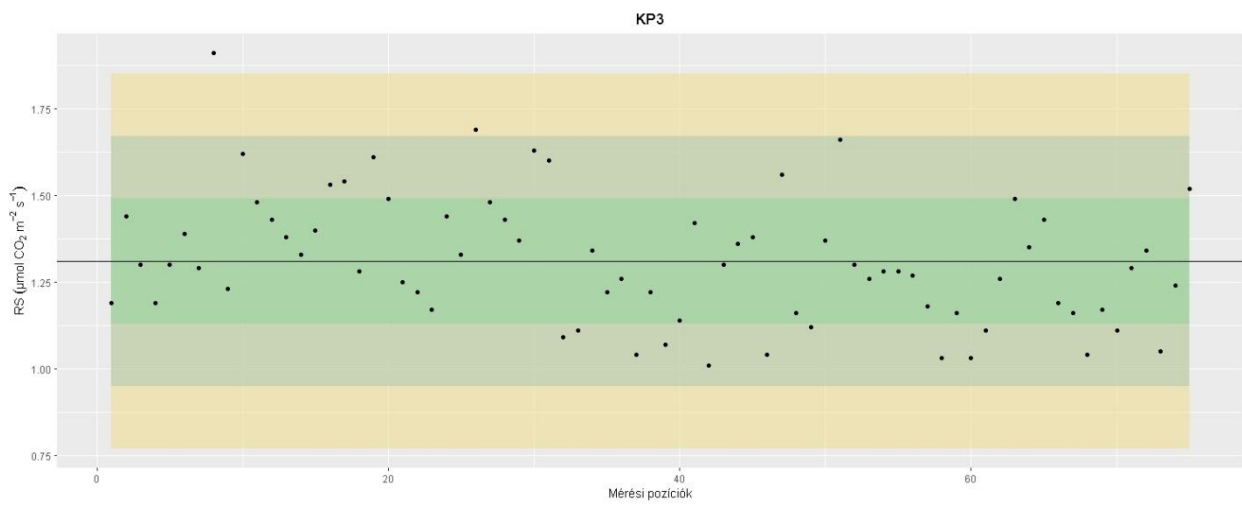


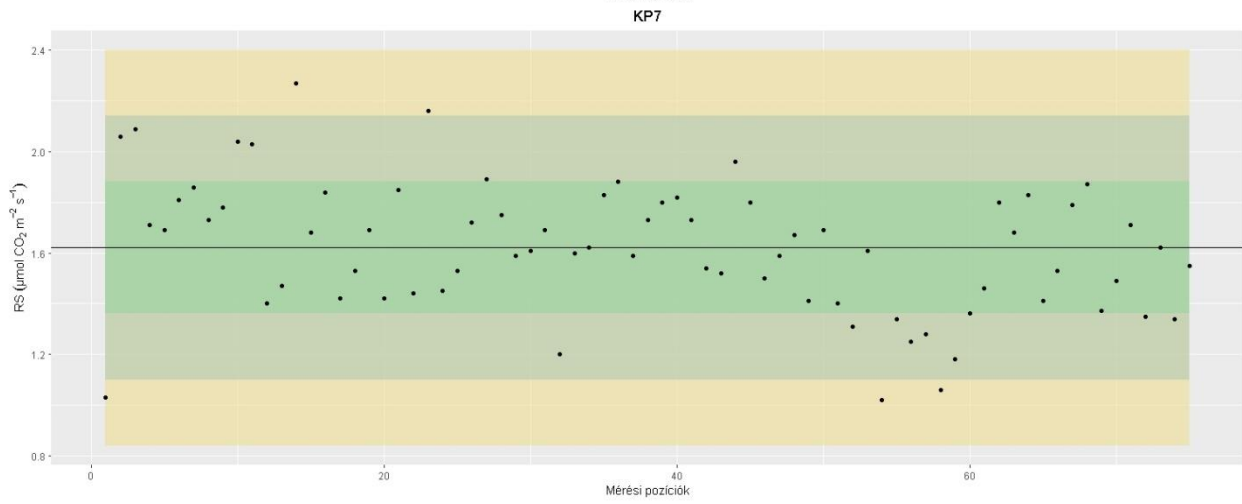
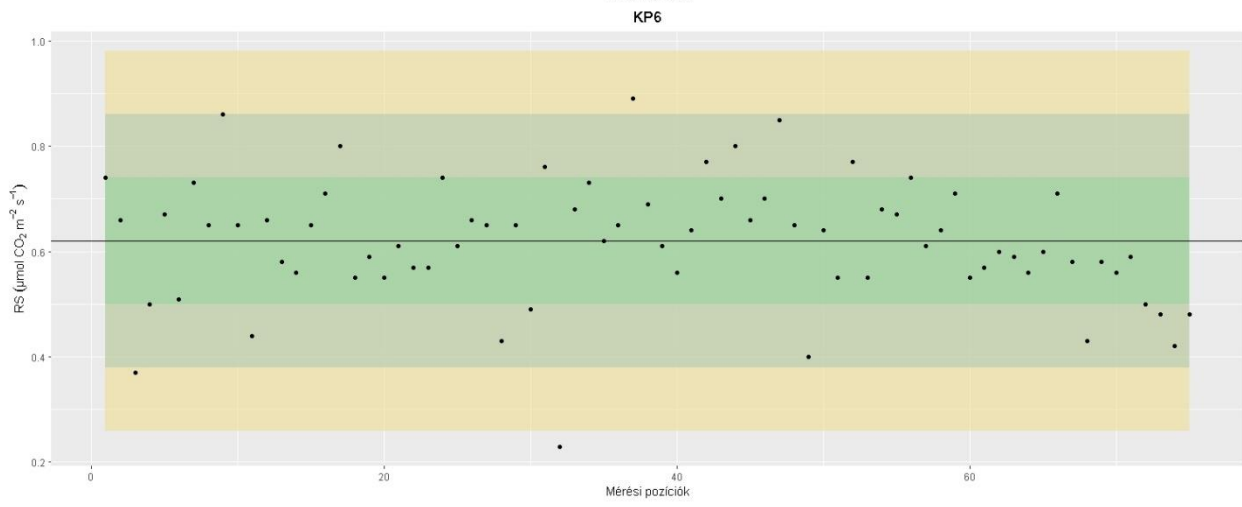
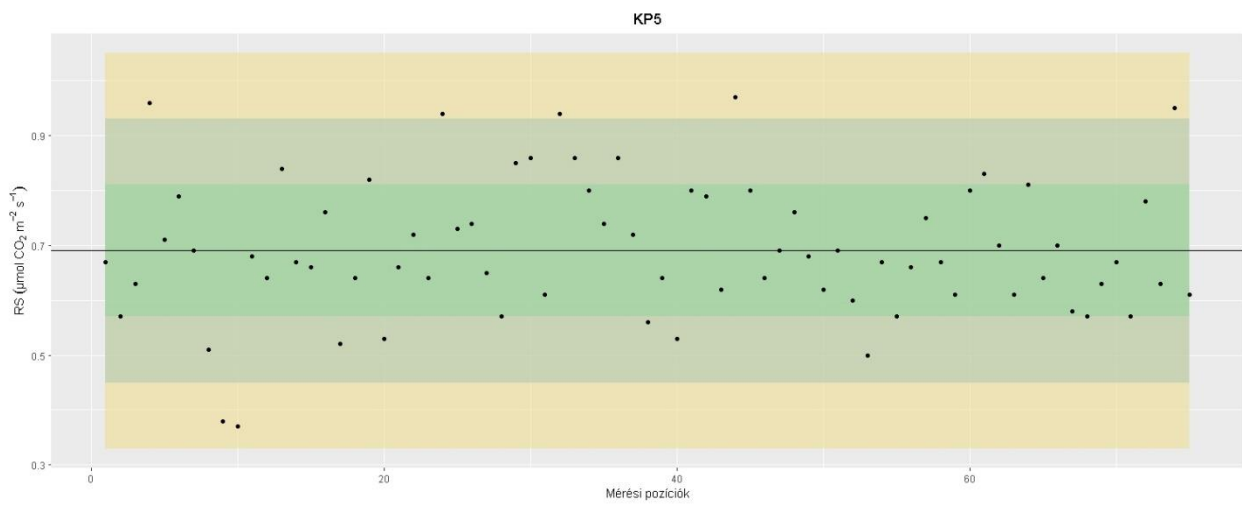
KP2



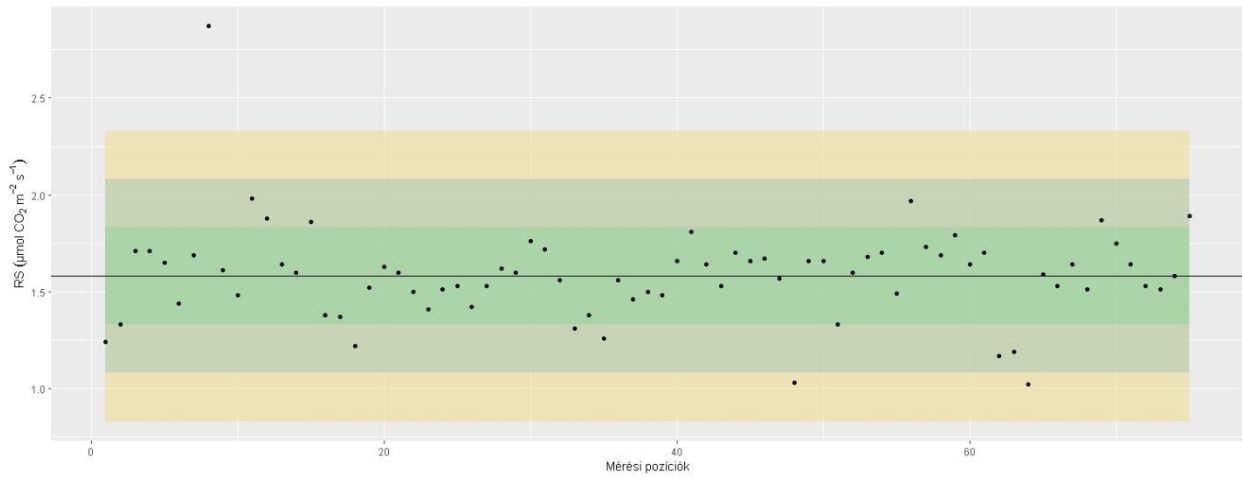
KP2



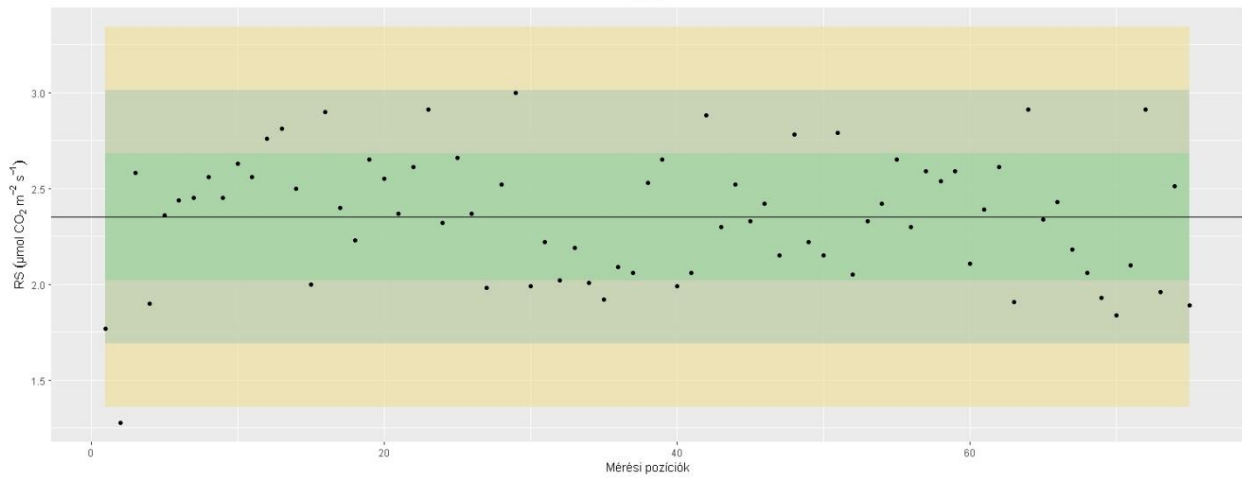




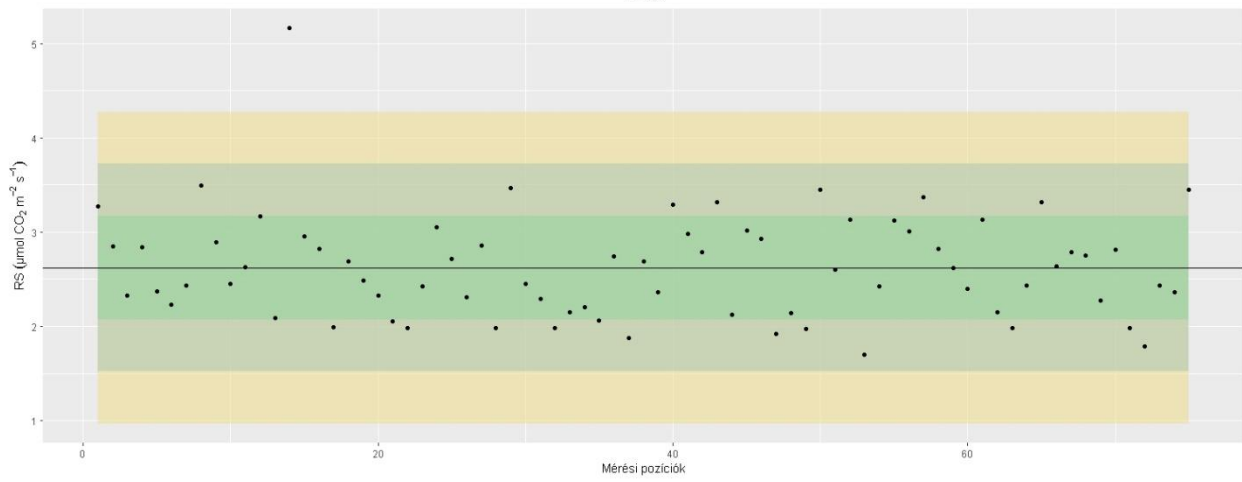
KP8

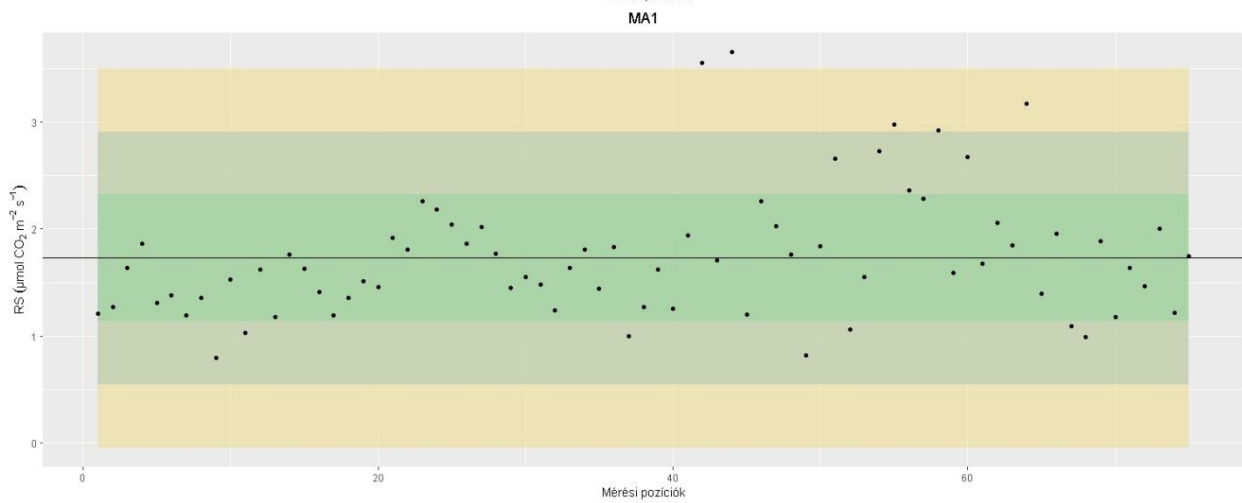
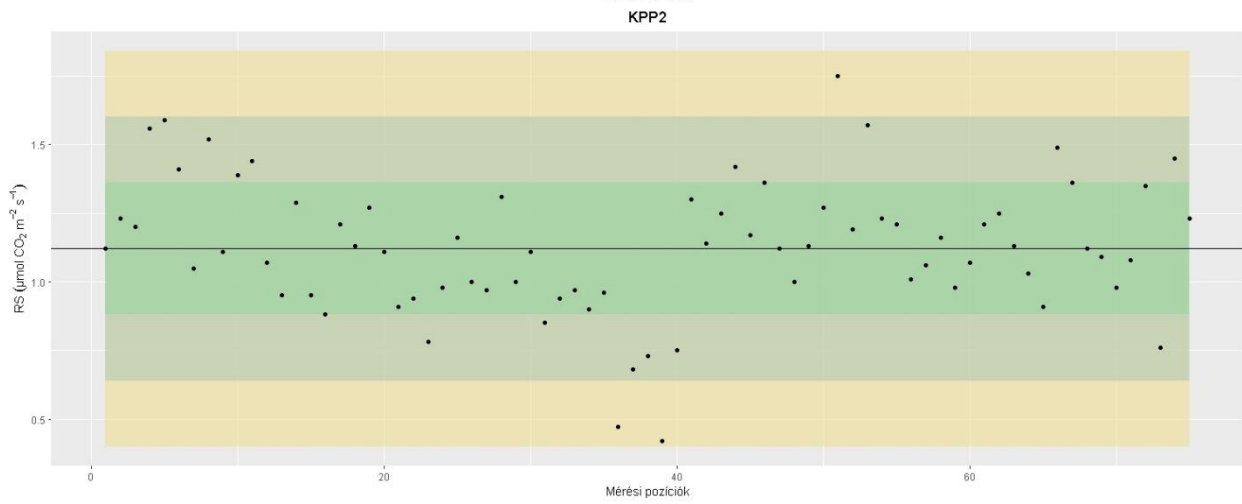
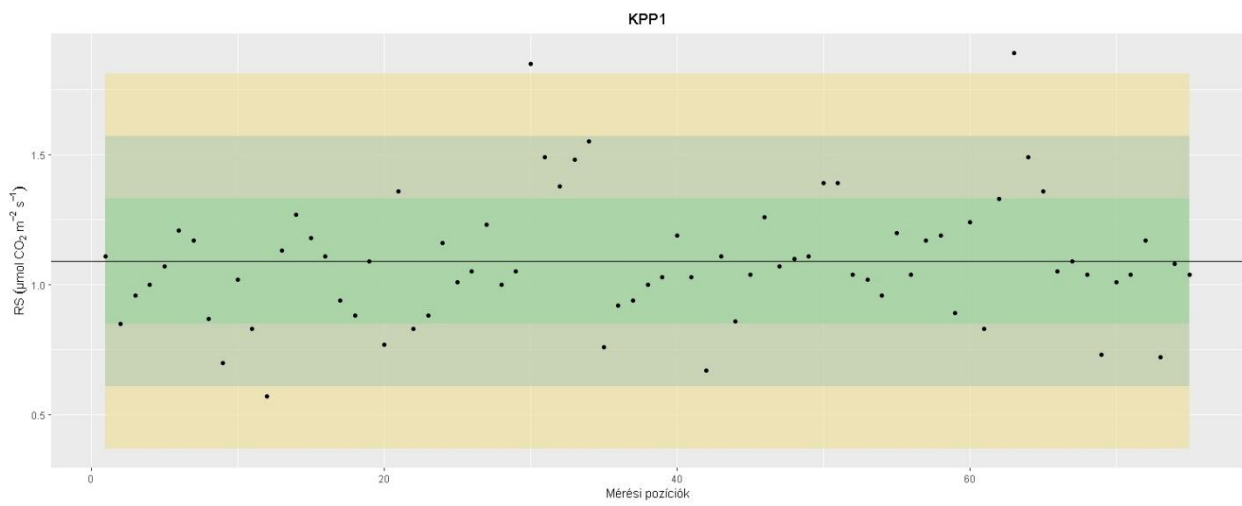


KP9

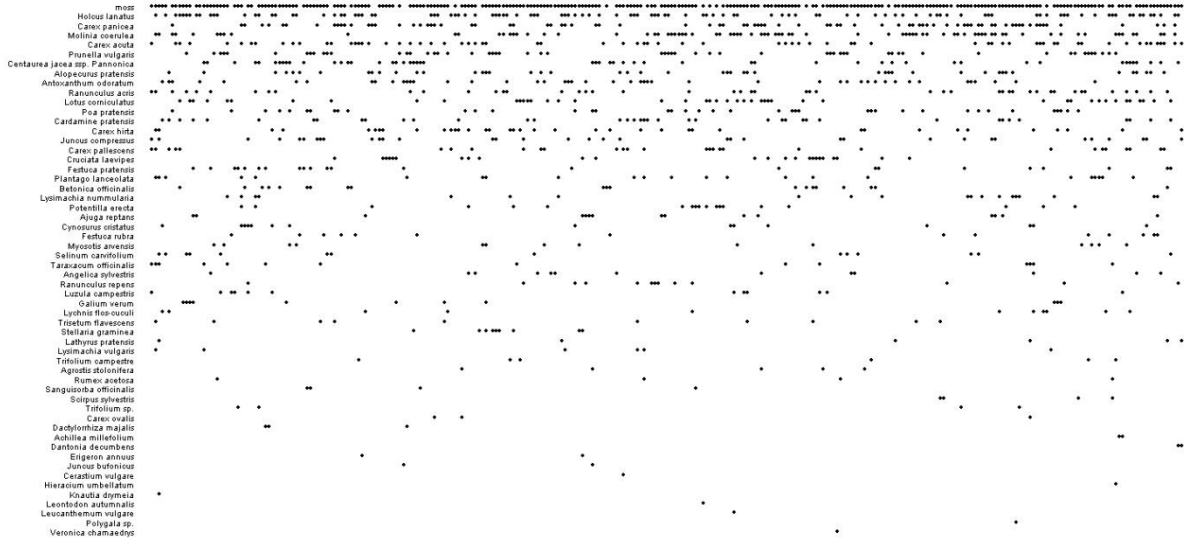


KP10

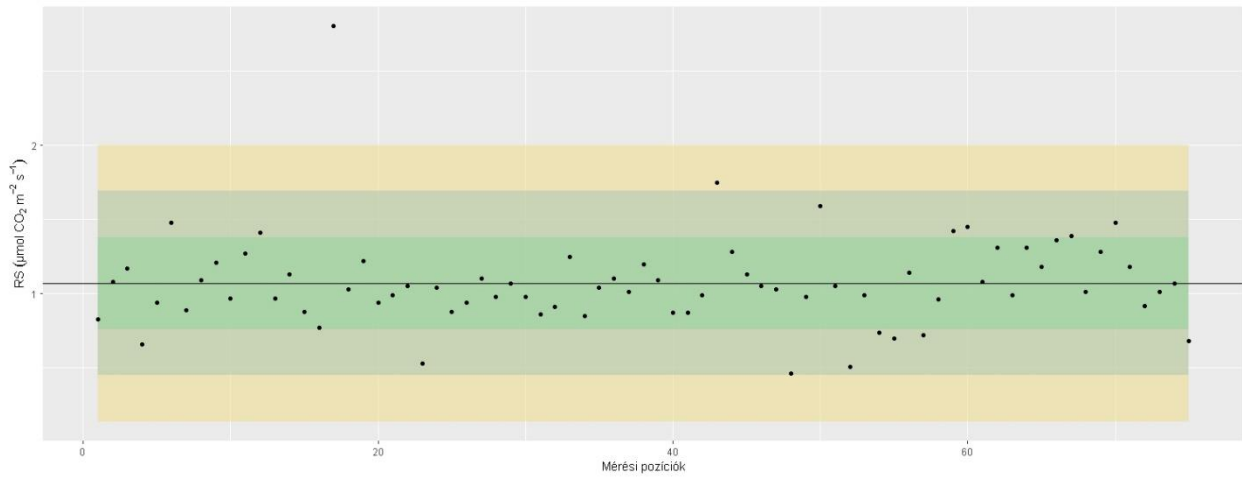




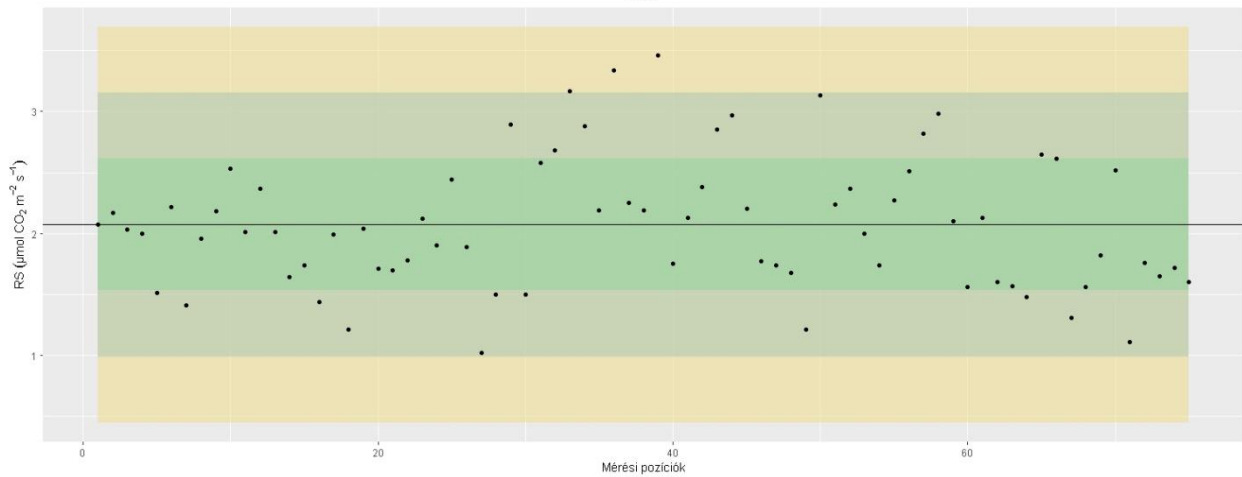
MA1

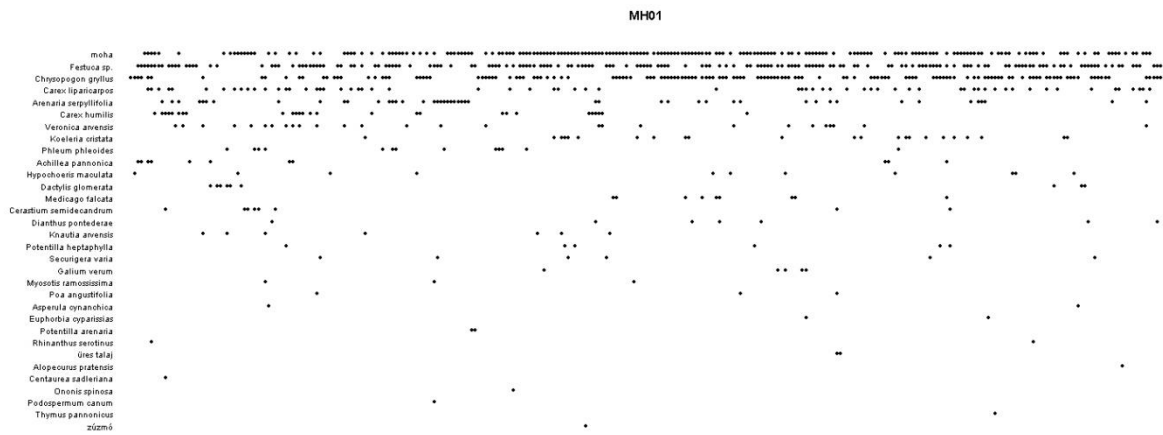
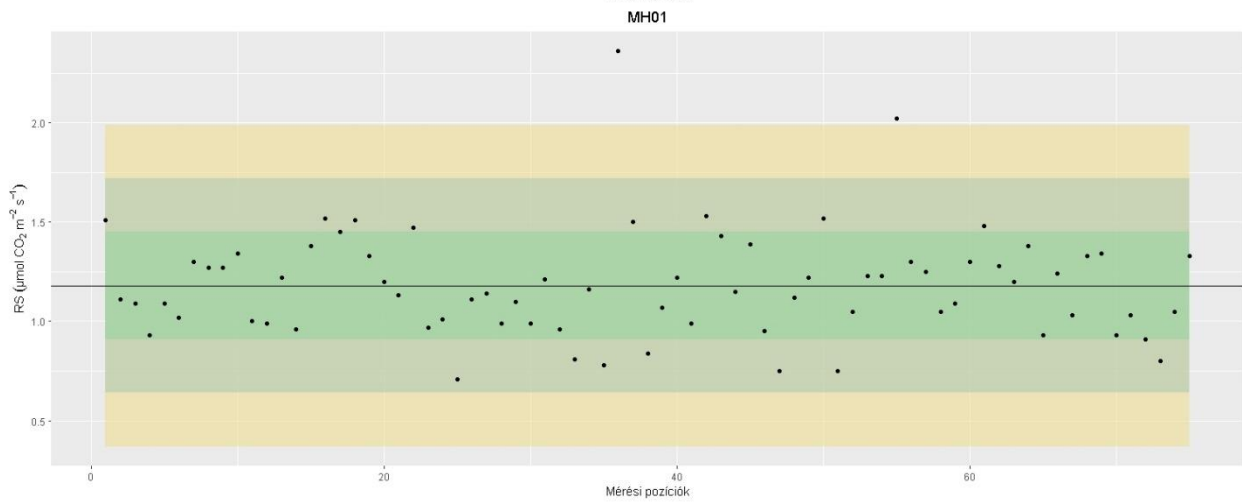
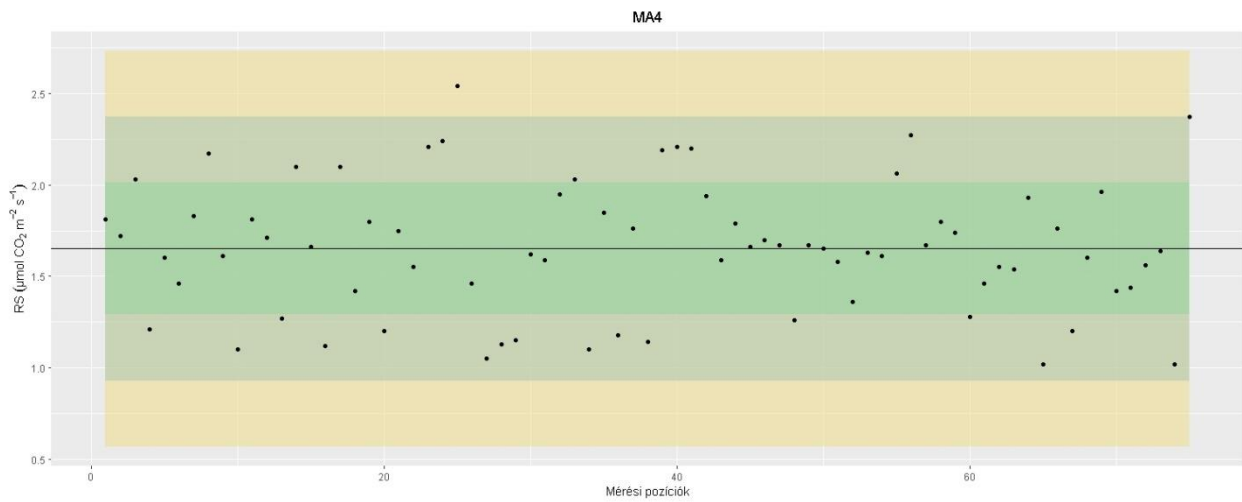


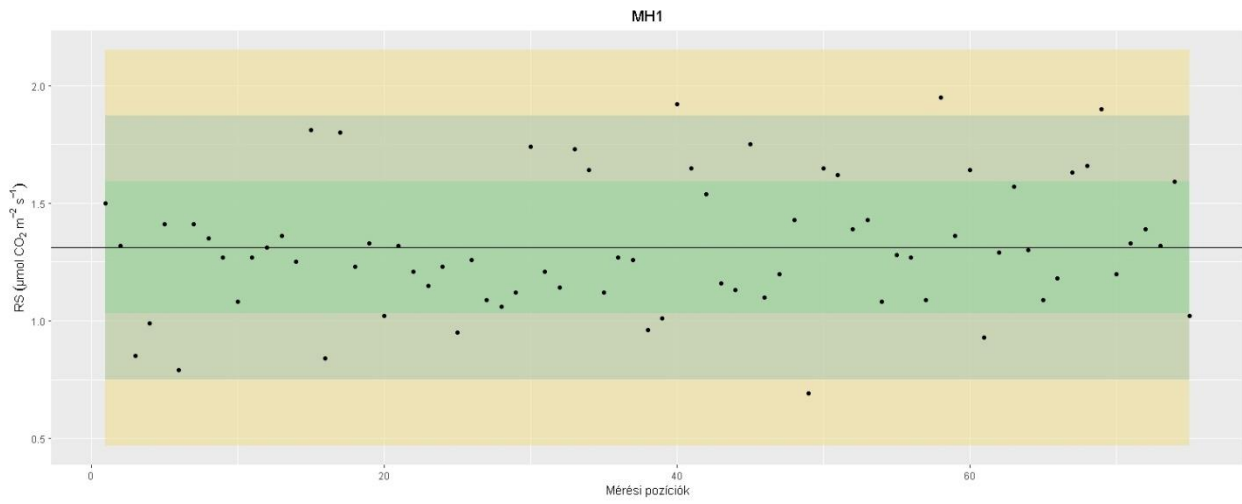
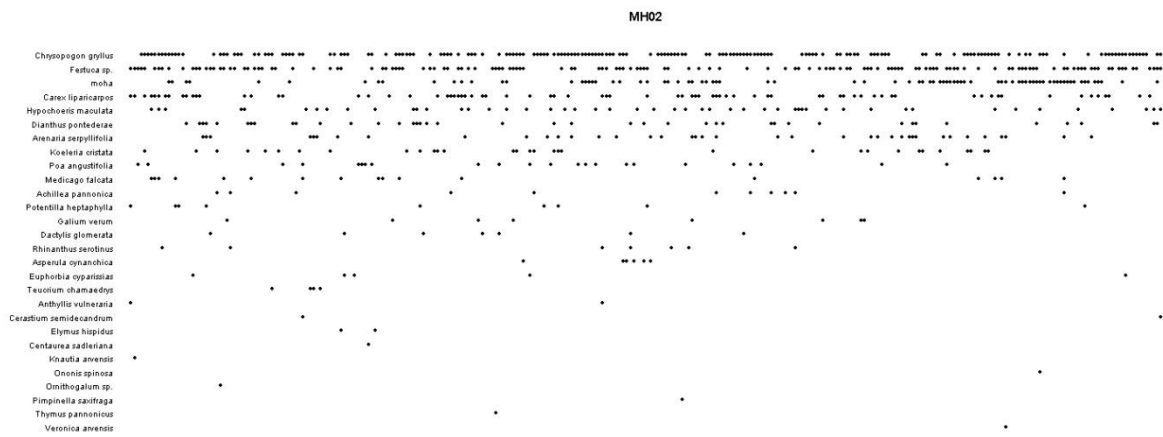
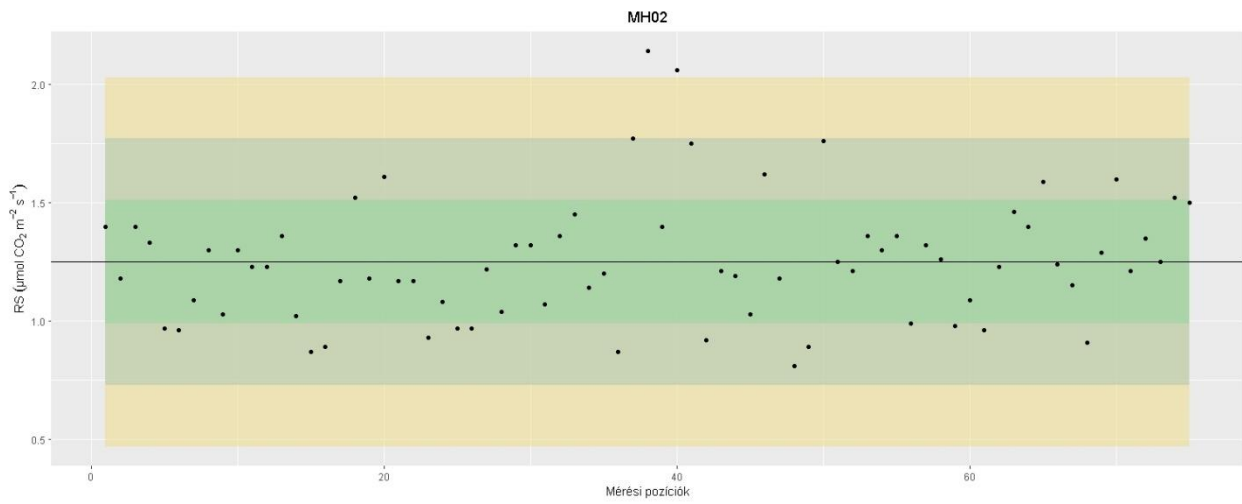
MA2



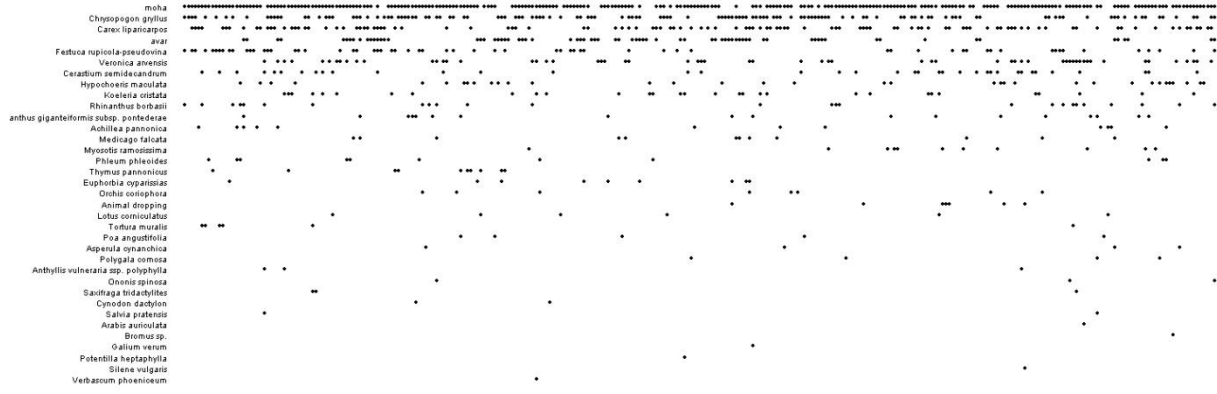
MA3



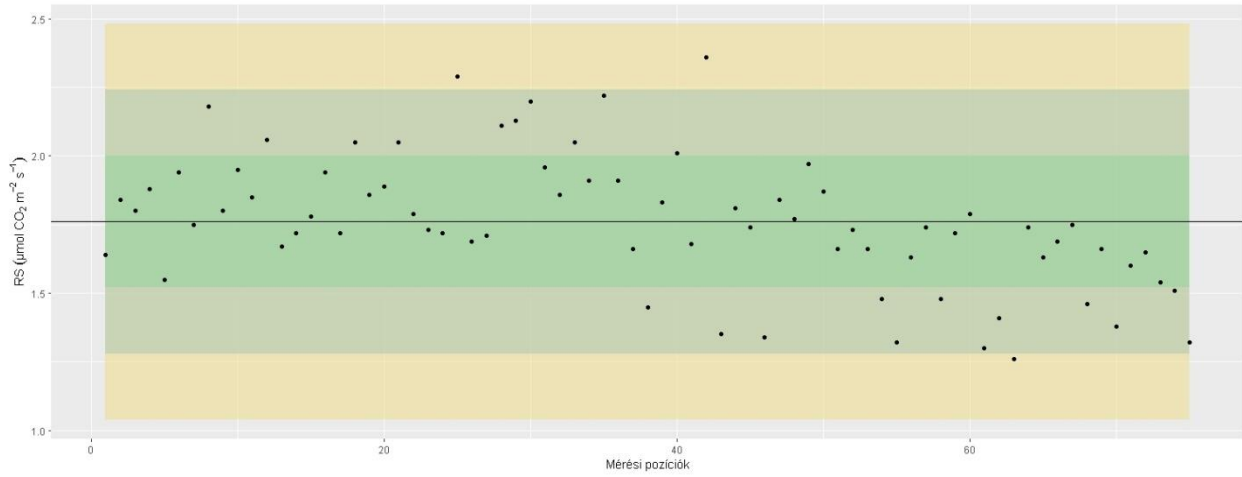




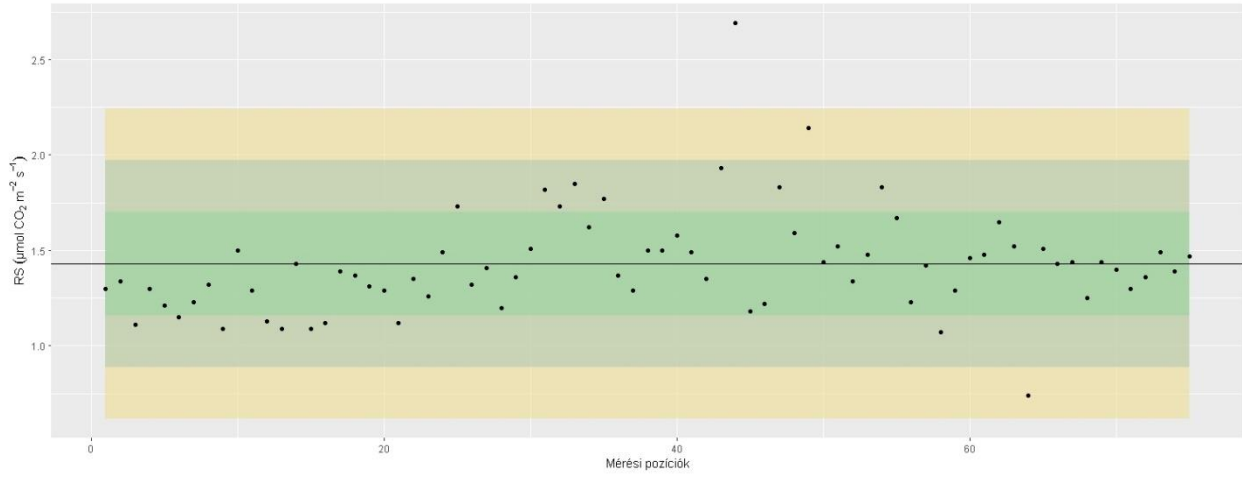
MH1



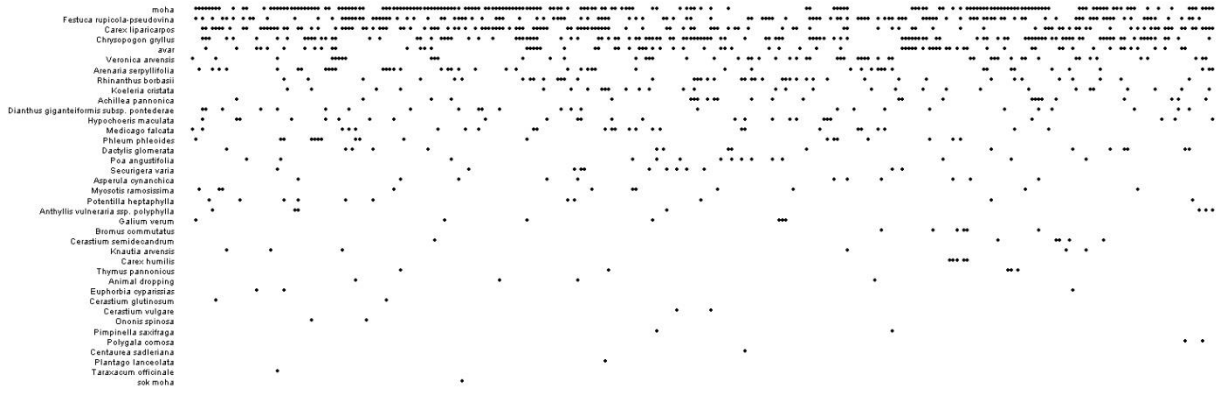
MH2



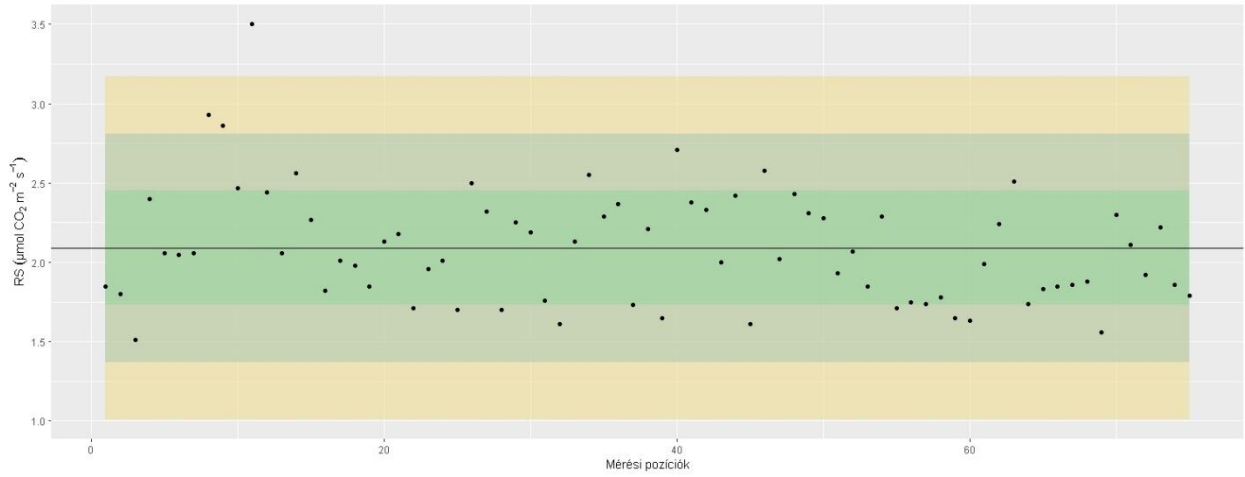
MH3



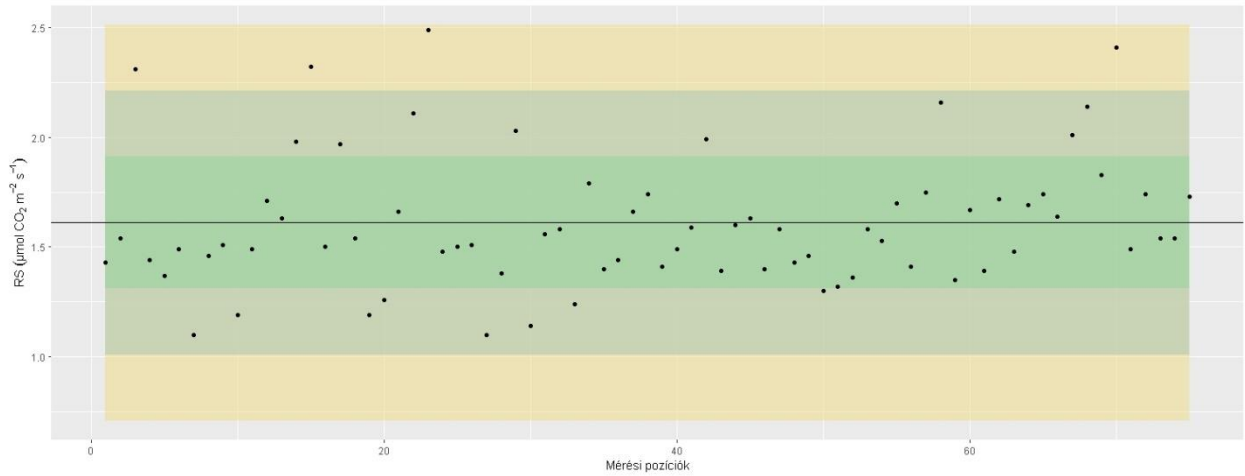
MH3



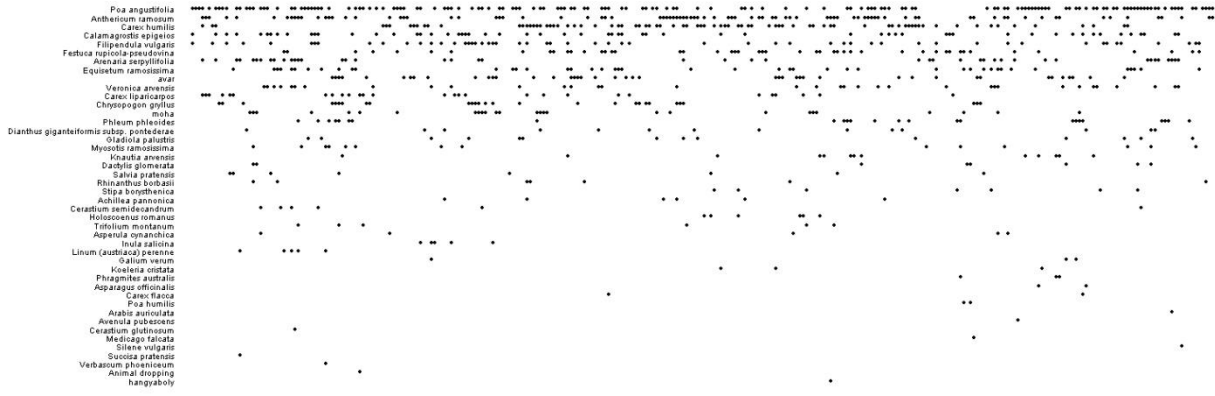
MH4



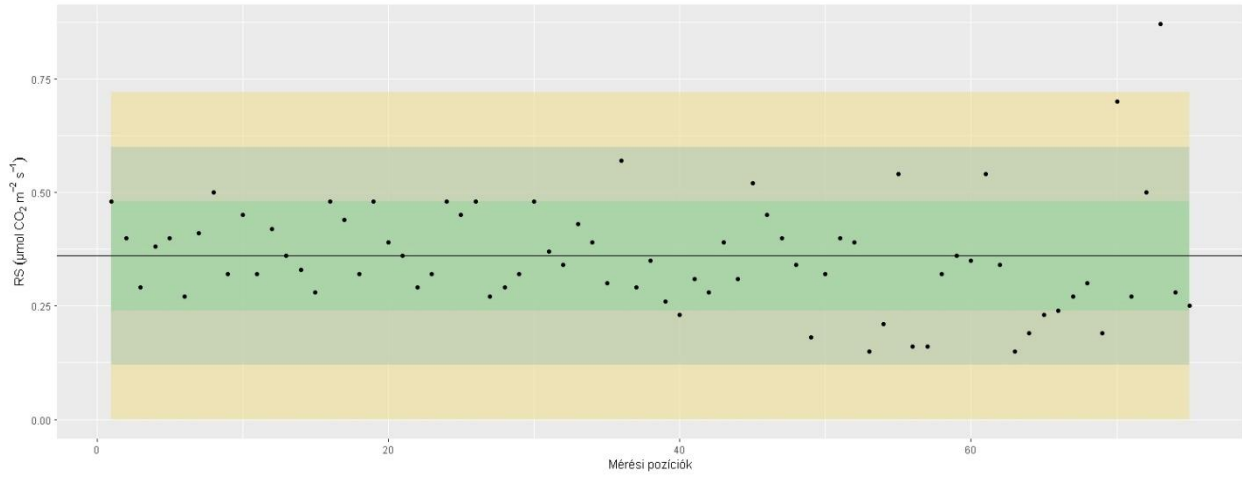
MH5



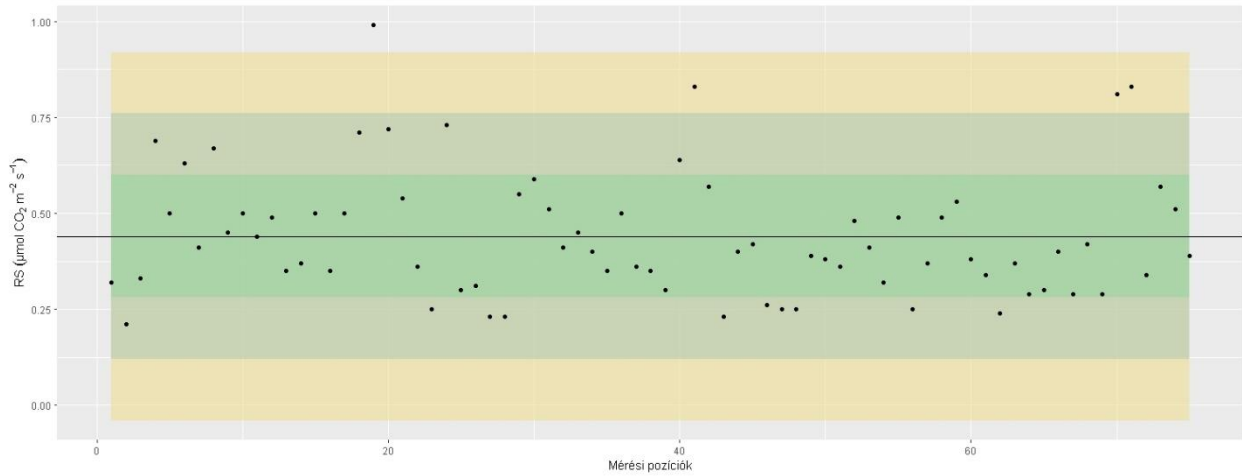
MH5

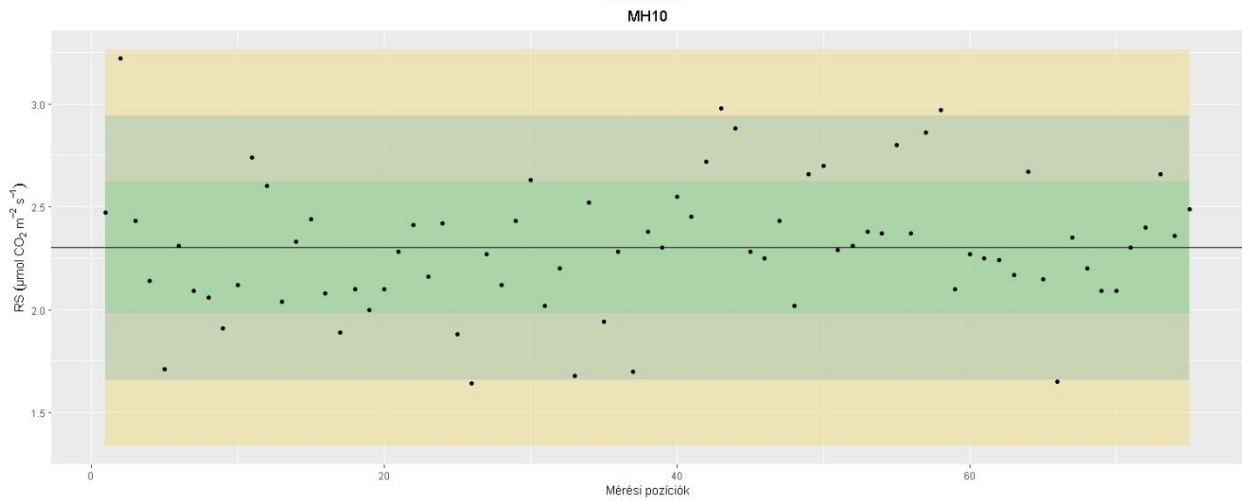
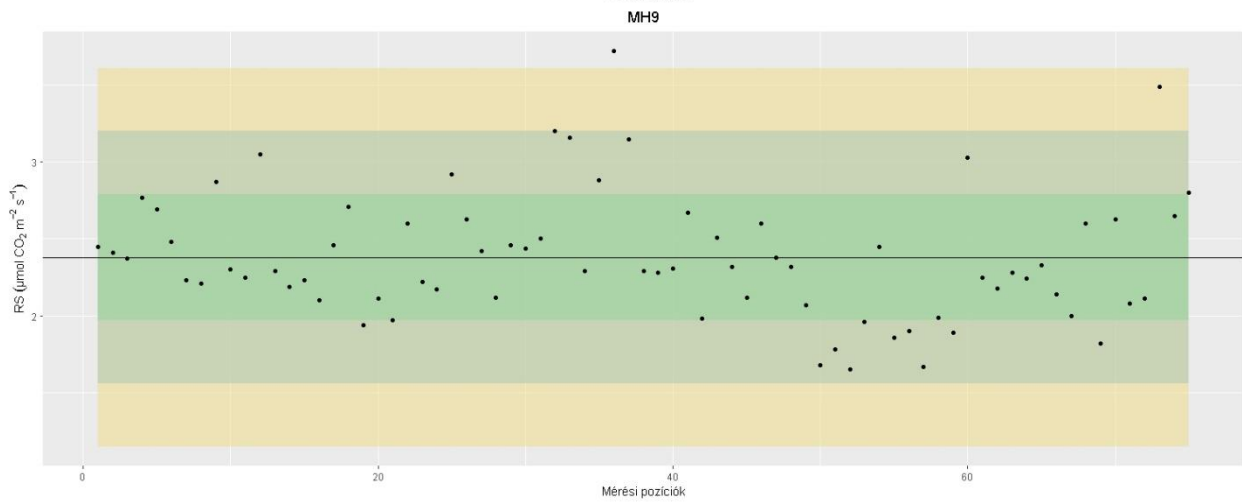
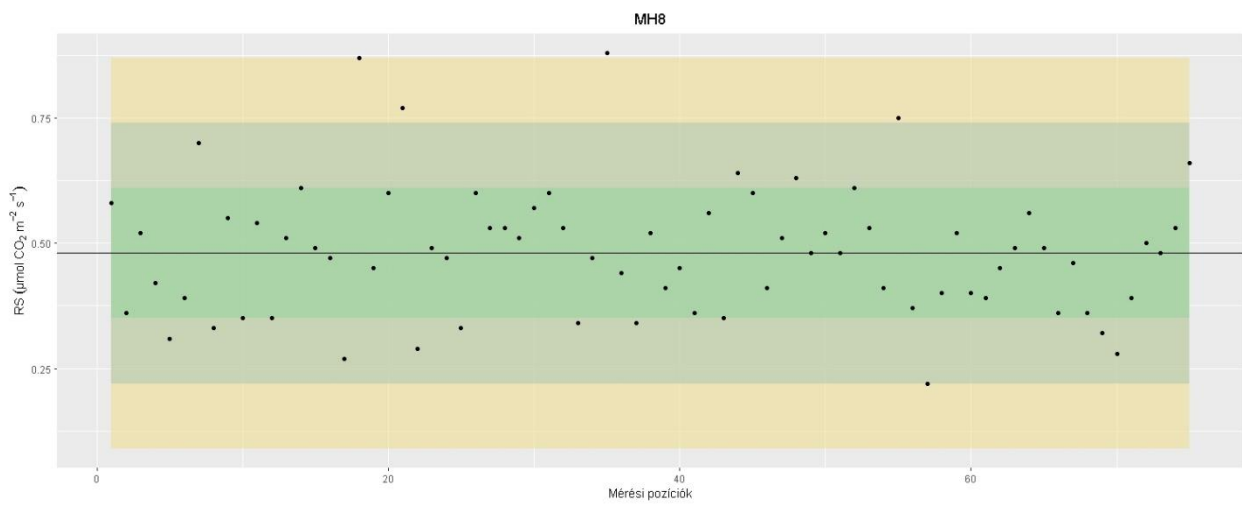


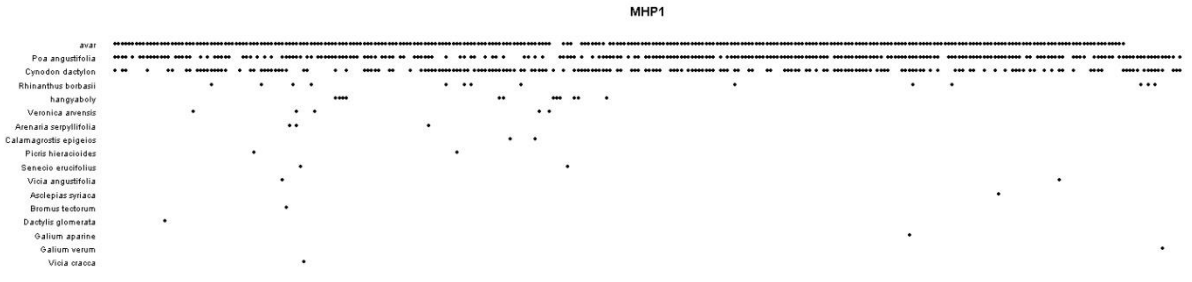
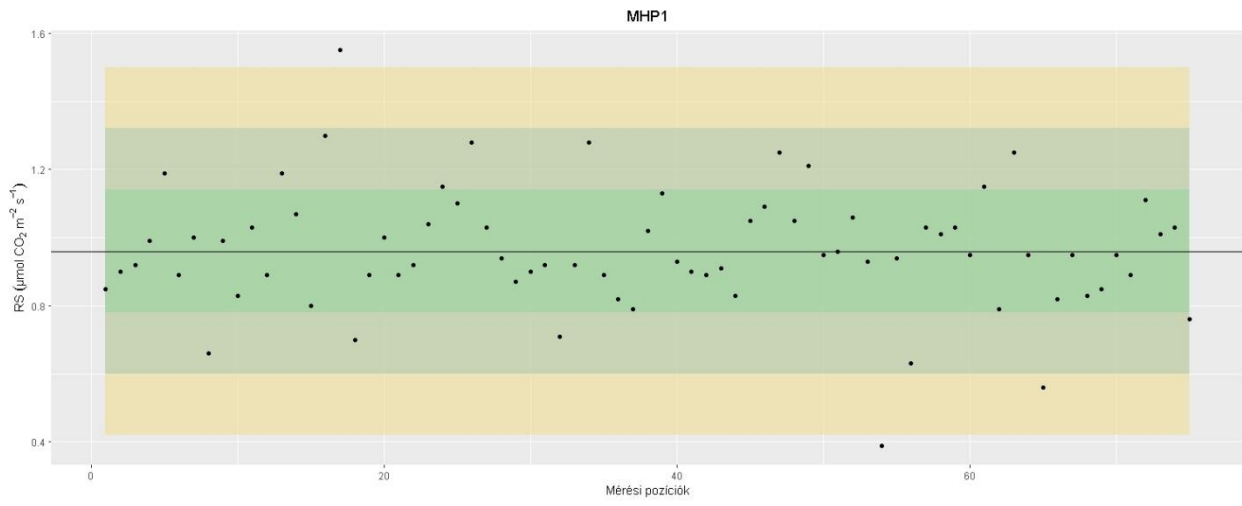
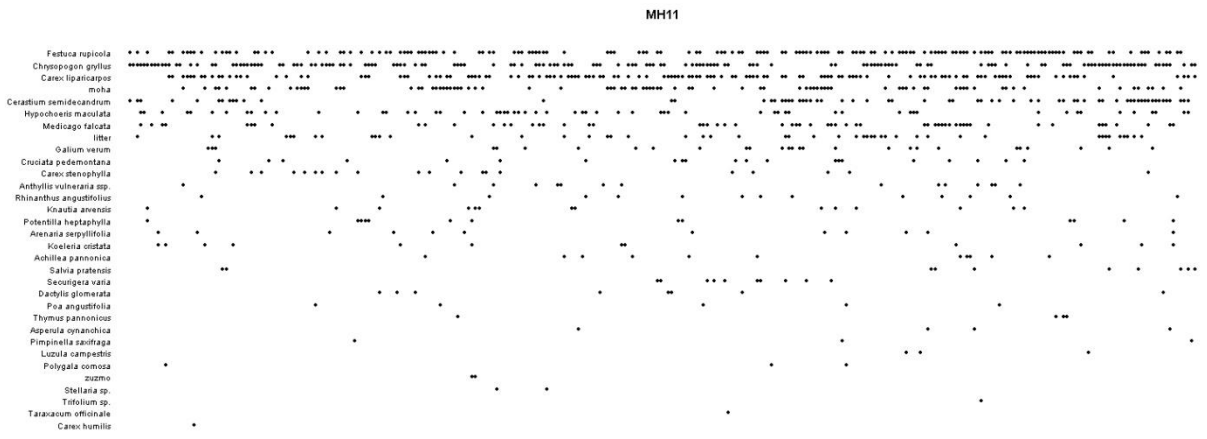
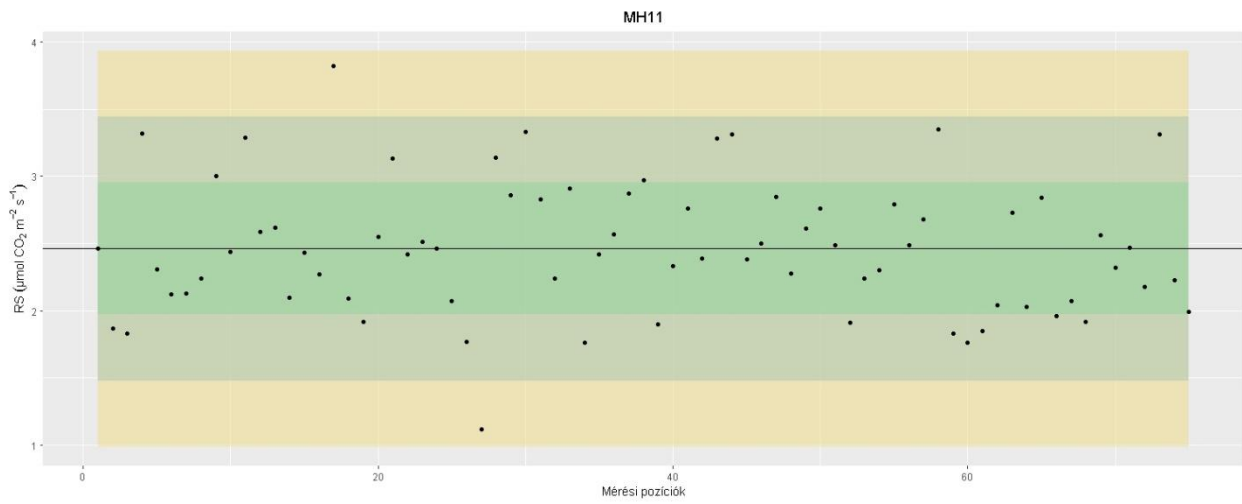
MH6



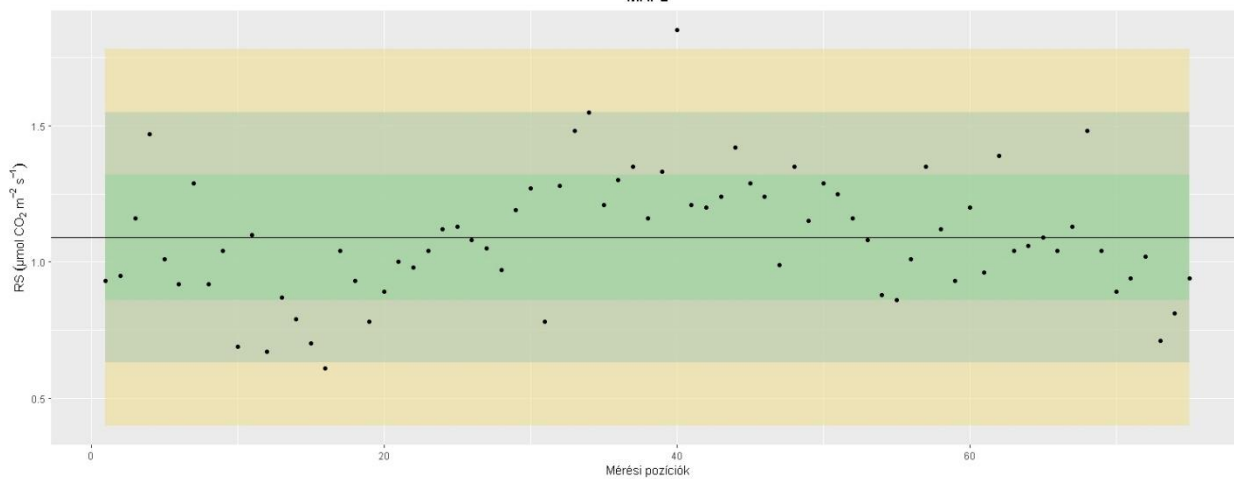
MH7



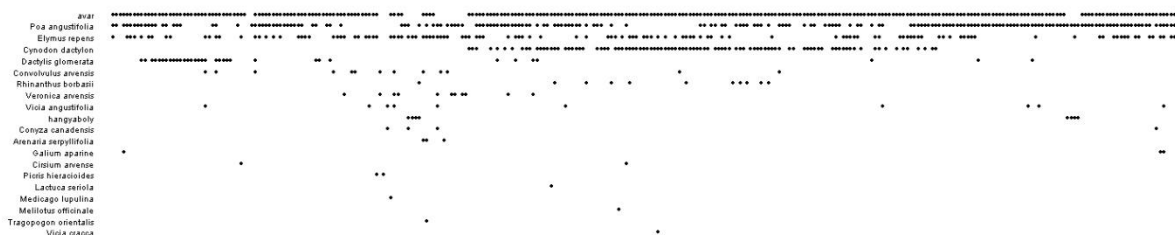




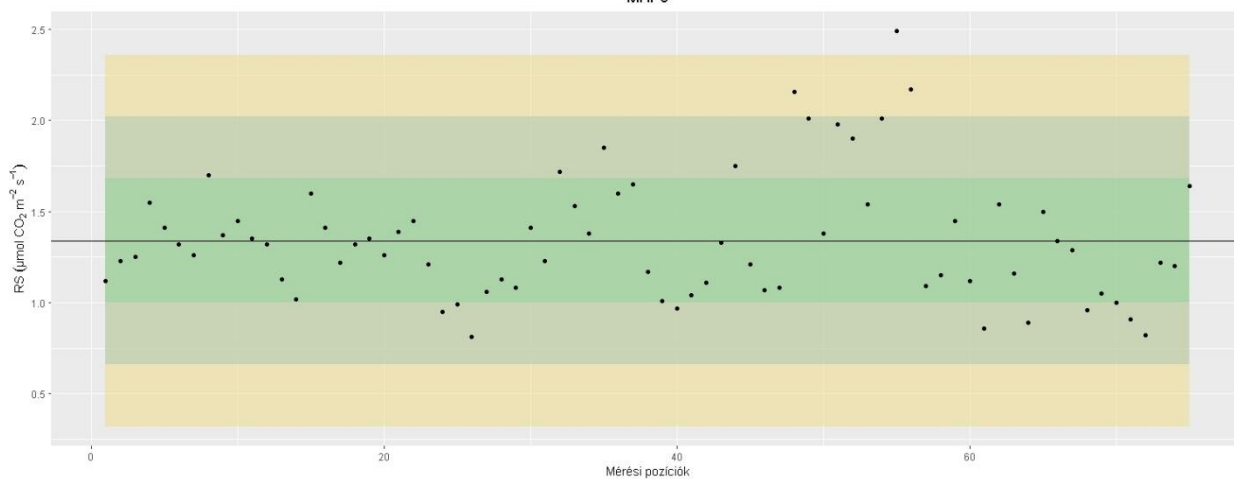
MHP2



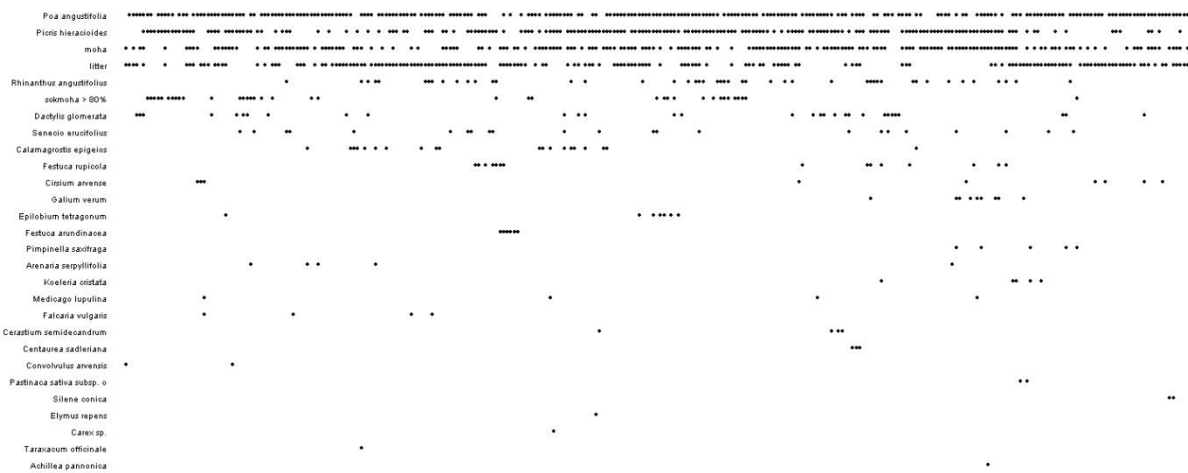
MHP2

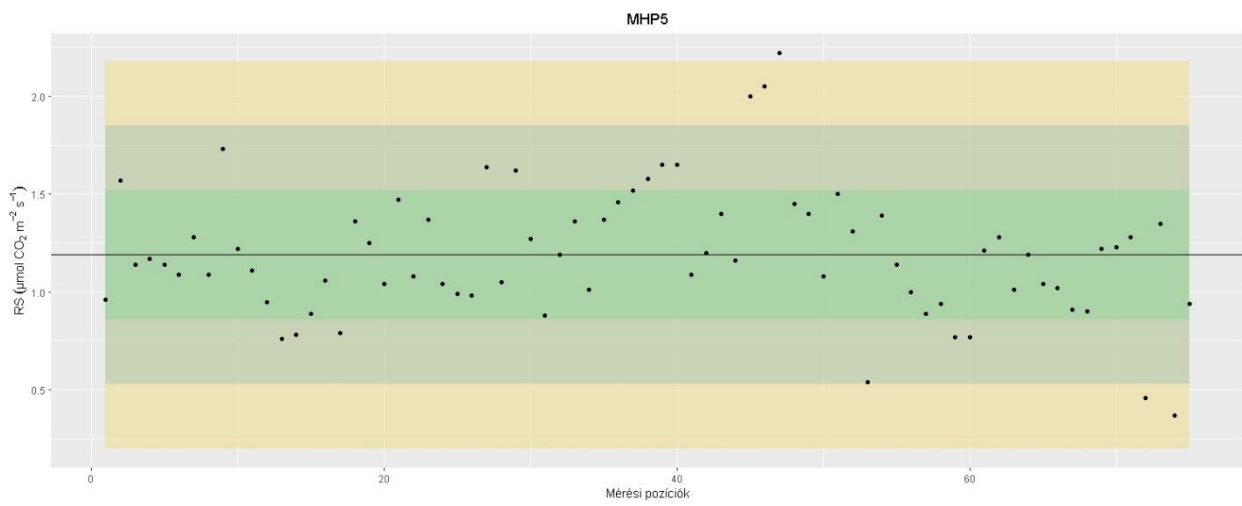
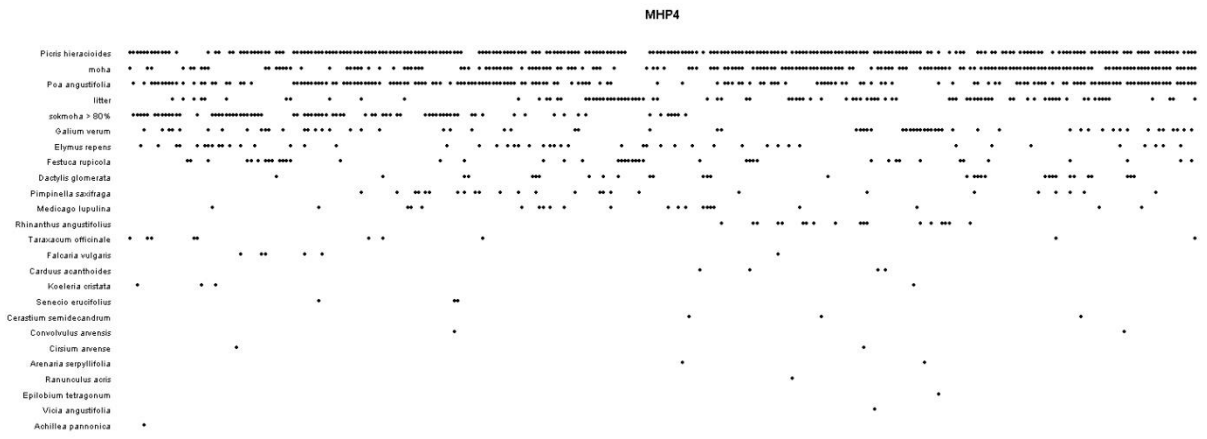
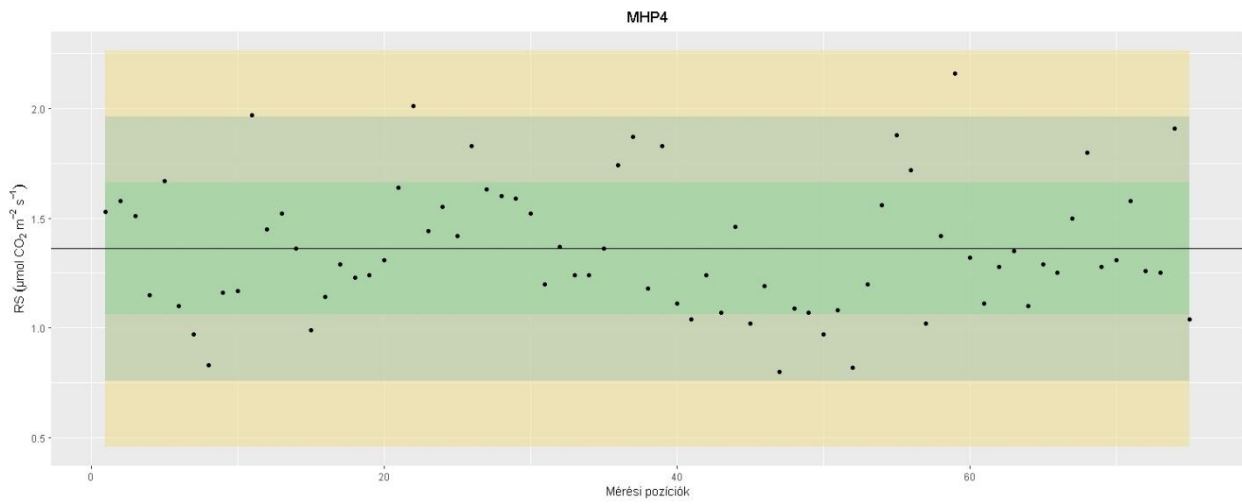


MHP3

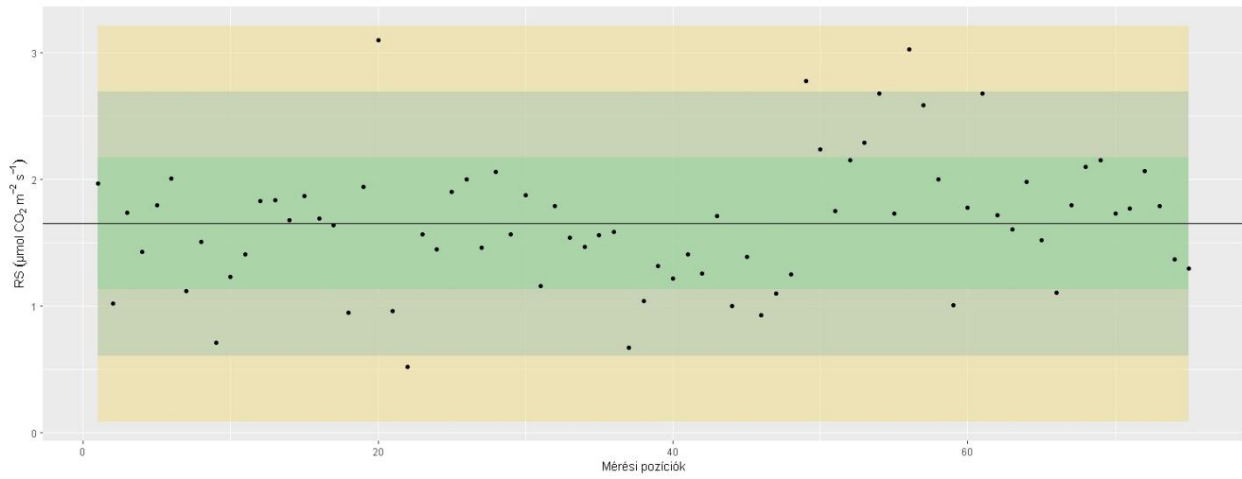


MHP3





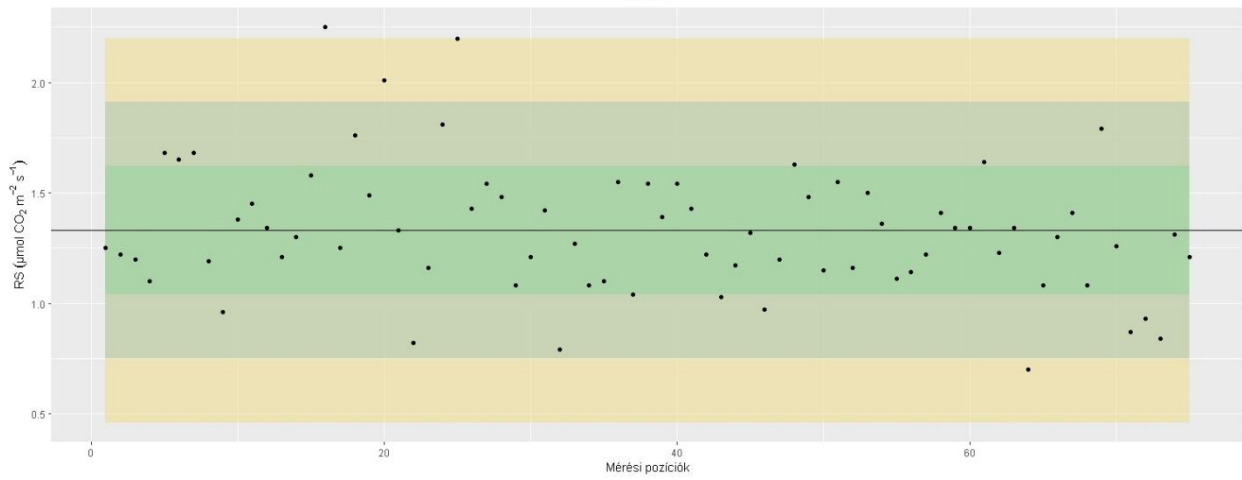
MHP6



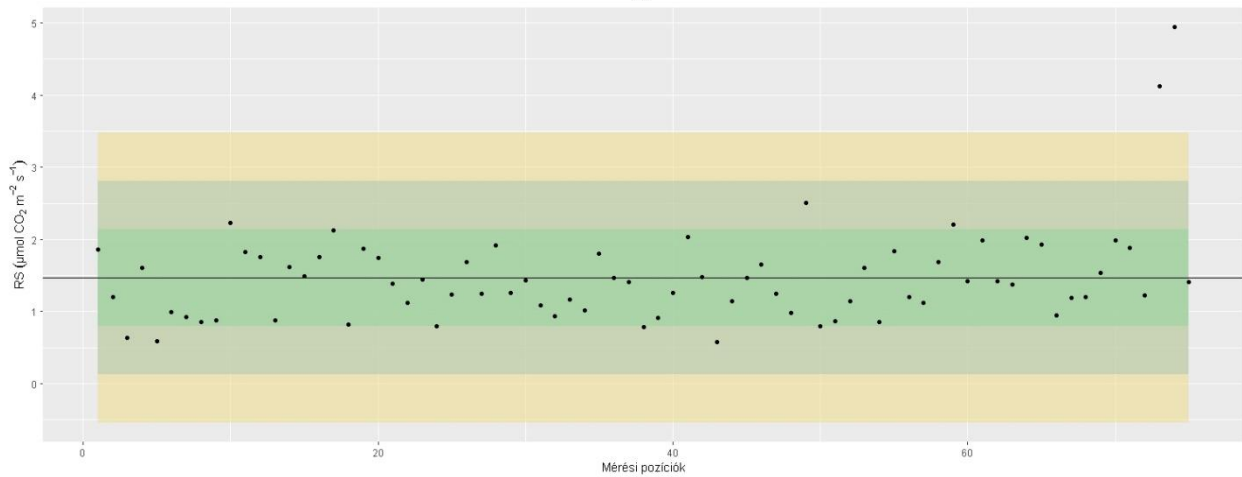
MHP6



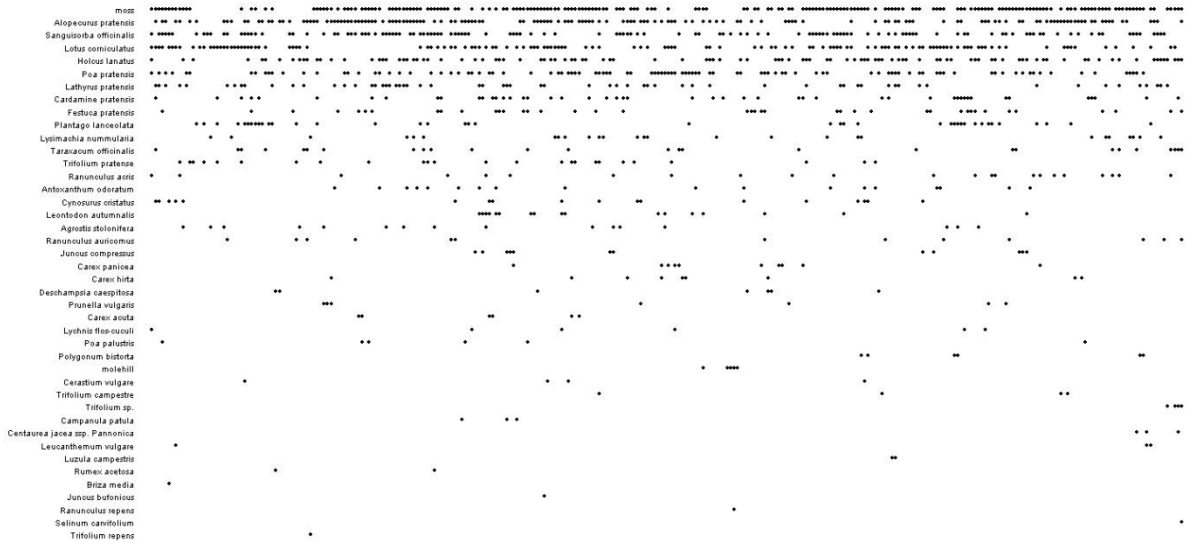
MHP7



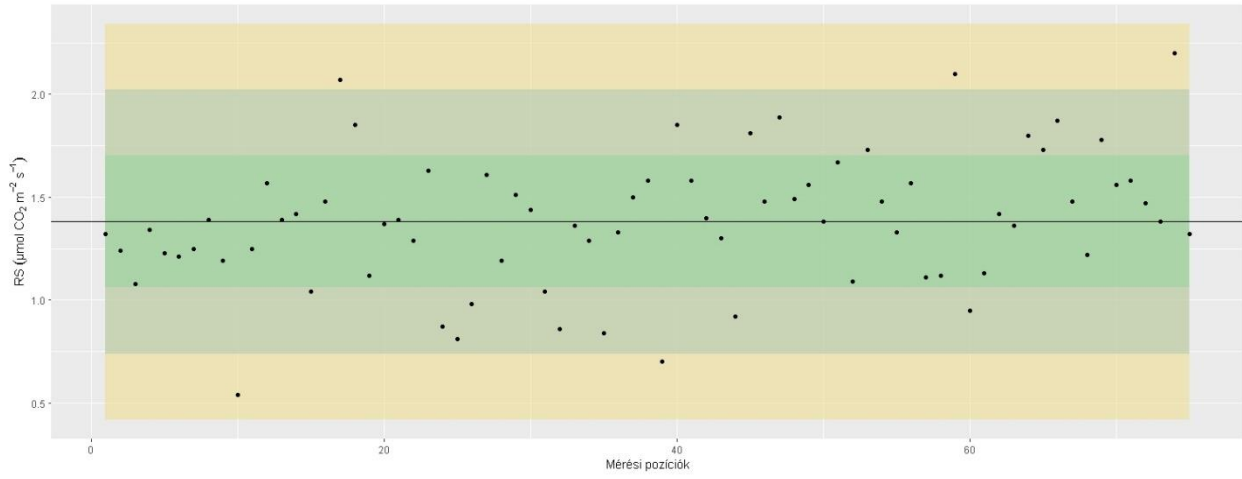
N1



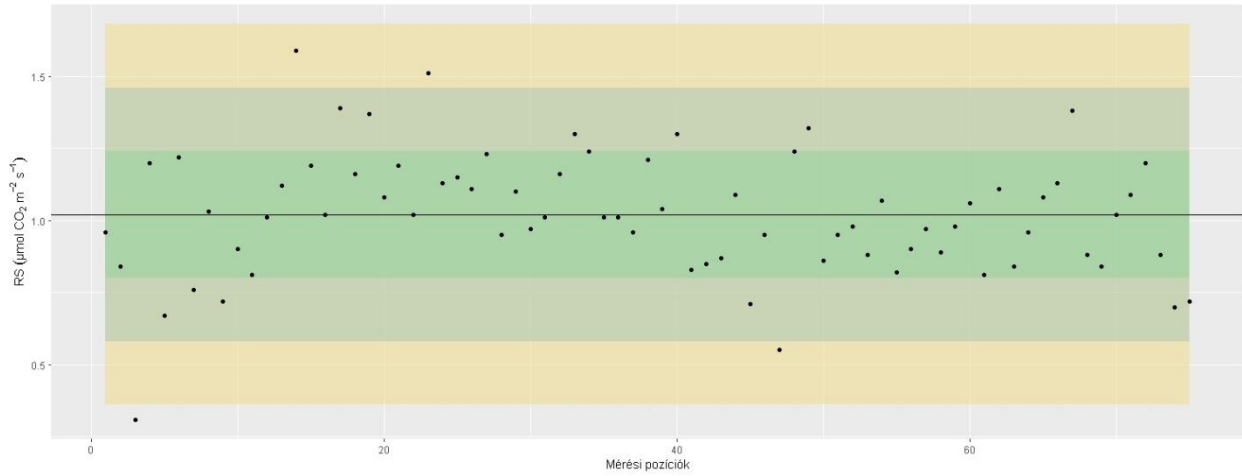
N1



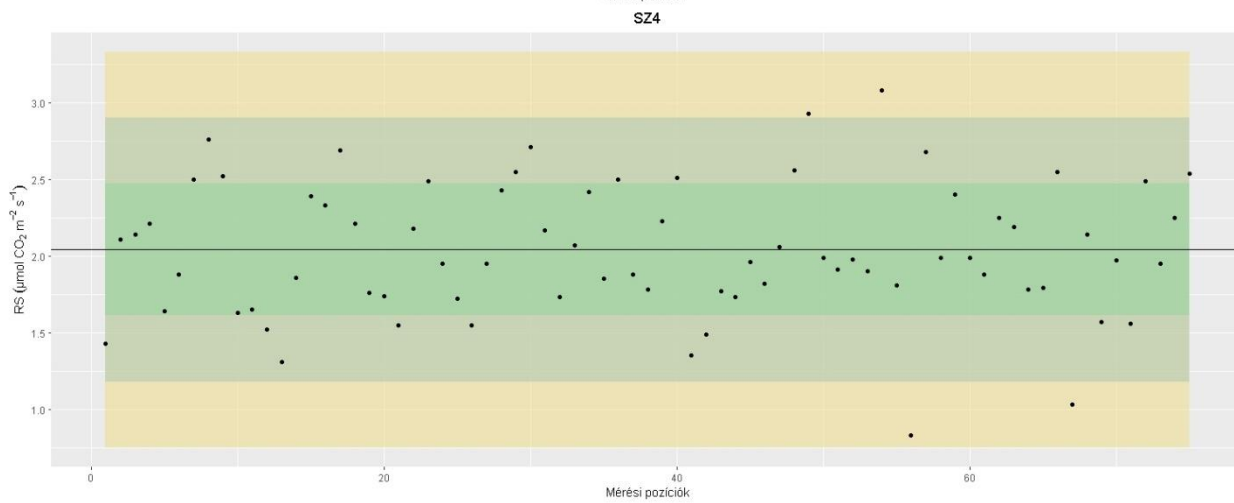
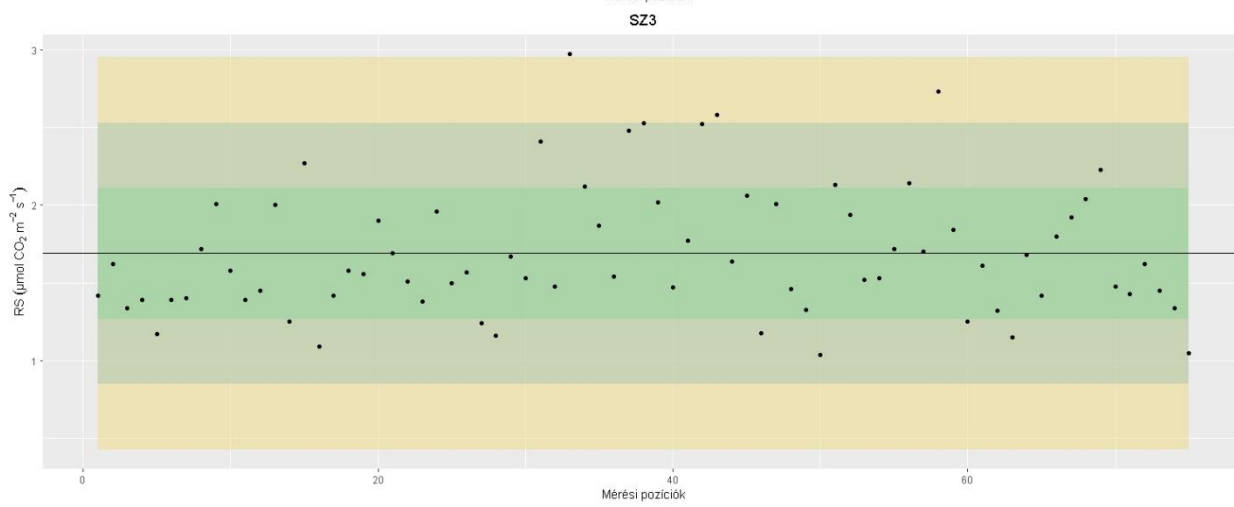
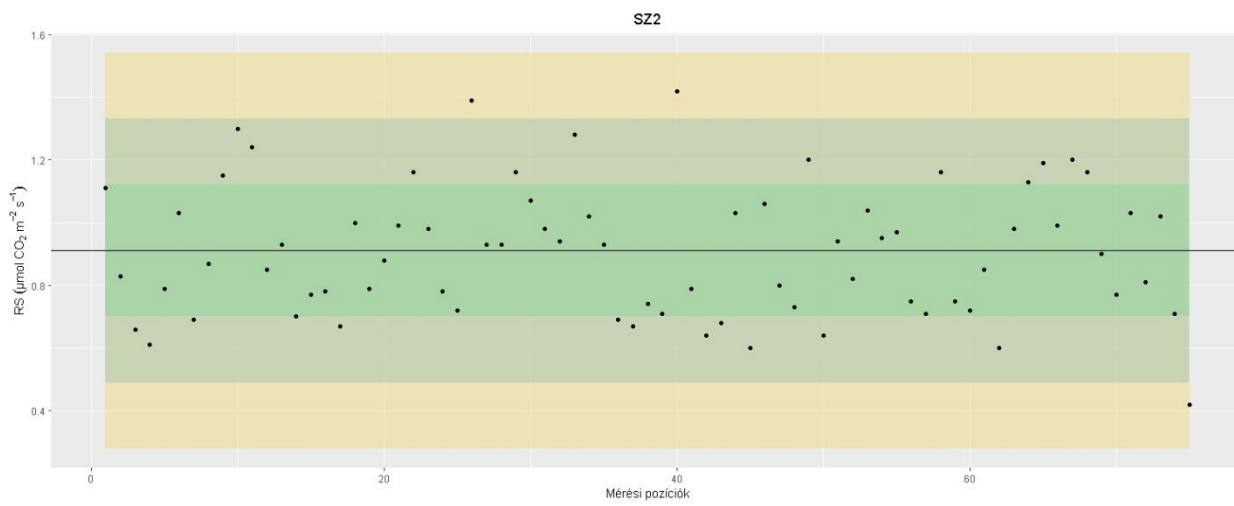
N2

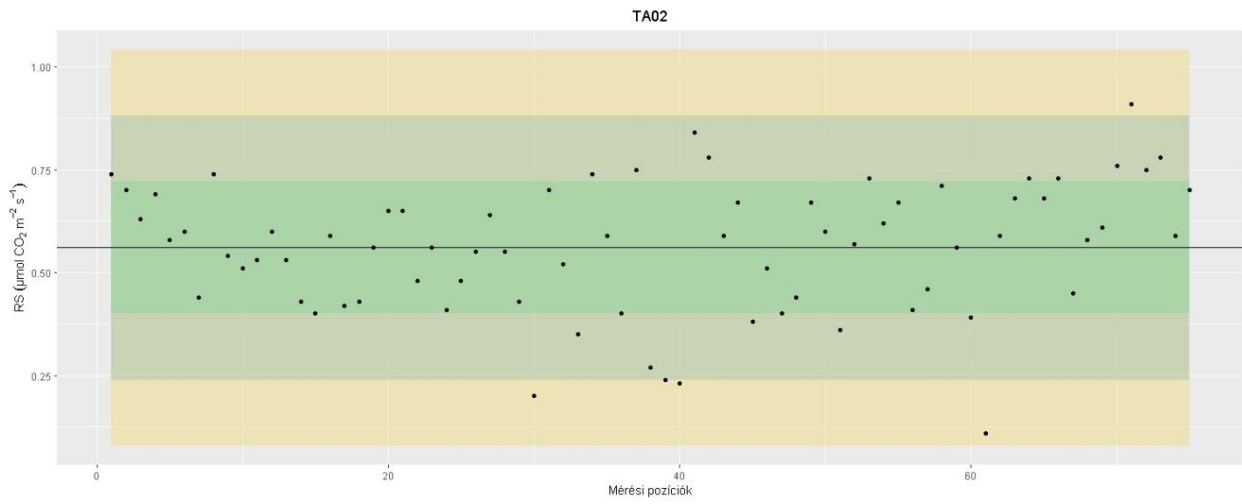
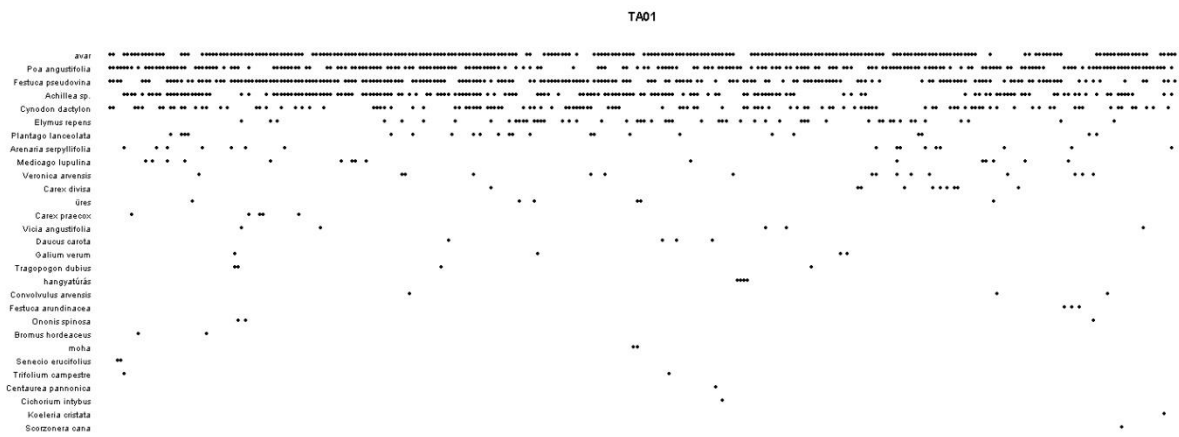
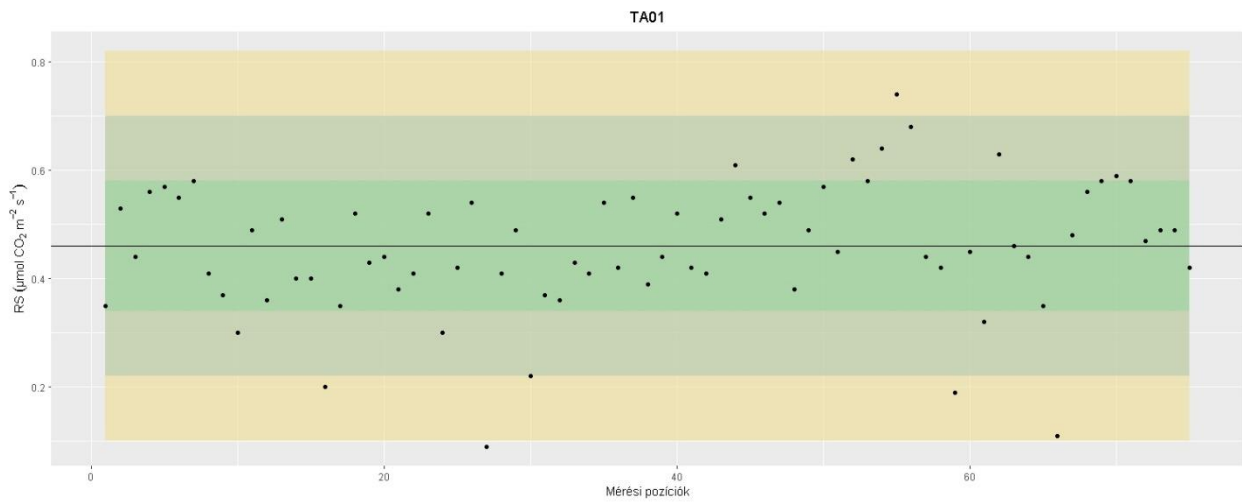


SZ1



Herbarium	Plant Name	Characteristics
Herbarium	<i>Plantago lanceolata</i>	Plantago lanceolata
Herbarium	<i>Sanguisorba officinalis</i>	Sanguisorba officinalis
Herbarium	<i>Betonica officinalis</i>	Betonica officinalis
Herbarium	<i>Festuca sp.</i>	Festuca sp.
Herbarium	<i>Galium boreale</i>	Galium boreale
Herbarium	<i>Crocus laevipes</i>	Crocus laevipes
Herbarium	<i>Alopecurus pratensis</i>	Alopecurus pratensis
Herbarium	<i>Achillea millefolium</i>	Achillea millefolium
Herbarium	<i>Luzula campestris</i>	Luzula campestris
Herbarium	<i>Carex panicea</i>	Carex panicea
Herbarium	<i>Veronica chamaedrys</i>	Veronica chamaedrys
Herbarium	<i>Ajuga reptans</i>	Ajuga reptans
Herbarium	<i>Heliotropium pubescens</i>	Heliotropium pubescens
Herbarium	<i>Hieracium umbellatum</i>	Hieracium umbellatum
Herbarium	<i>Veronica anensis</i>	Veronica anensis
Herbarium	<i>Trifolium sp.</i>	Trifolium sp.
Herbarium	<i>Carex pallasiana</i>	Carex pallasiana
Herbarium	<i>Carex acuta</i>	Carex acuta
Herbarium	<i>Holcus lanatus</i>	Holcus lanatus
Herbarium	<i>Rumex acetosa</i>	Rumex acetosa
Herbarium	<i>Cynodon dactylon</i>	Cynodon dactylon
Herbarium	<i>Galium verum</i>	Galium verum
Herbarium	<i>Leucanthemum vulgare</i>	Leucanthemum vulgare
Herbarium	<i>Knautia sylvatica</i>	Knautia sylvatica
Herbarium	<i>Festuca pratensis</i>	Festuca pratensis
Herbarium	<i>Dactylis glomerata</i>	Dactylis glomerata
Herbarium	<i>Pranella vulgaris</i>	Pranella vulgaris
Herbarium	<i>Trisetum flavescens</i>	Trisetum flavescens
Herbarium	<i>Lycobis flo-coulli</i>	Lycobis flo-coulli
Herbarium	<i>Lolium temulentum</i>	Lolium temulentum
Herbarium	<i>Crepis biennis</i>	Crepis biennis
Herbarium	<i>Hieracium lactucella</i>	Hieracium lactucella
Herbarium	<i>Polygonum bistorta</i>	Polygonum bistorta
Herbarium	<i>Potentilla alba</i>	Potentilla alba
Herbarium	<i>Ranunculus acris</i>	Ranunculus acris
Herbarium	<i>Taraxacum officinale</i>	Taraxacum officinale
Herbarium	<i>Viola sp.</i>	Viola sp.
Herbarium	<i>Anemone nemorosa</i>	Anemone nemorosa
Herbarium	<i>Antoxanthum odoratum</i>	Antoxanthum odoratum
Herbarium	<i>Cardamine pratensis</i>	Cardamine pratensis
Herbarium	<i>Crocus glabra</i>	Crocus glabra
Herbarium	<i>Dichro mois</i>	Dichro mois
Herbarium	<i>Polygala sp.</i>	Polygala sp.
Herbarium	<i>Ranunculus repens</i>	Ranunculus repens
Herbarium	<i>Agnostis divinatoria</i>	Agnostis divinatoria
Herbarium	<i>Bizca media</i>	Bizca media
Herbarium	<i>Campanula patula</i>	Campanula patula
Herbarium	<i>Ceratium sp.</i>	Ceratium sp.
Herbarium	<i>Lysimachia vulgaris</i>	Lysimachia vulgaris
Herbarium	<i>Mysotis squarrosa</i>	Mysotis squarrosa
Herbarium	<i>Serratula tinctoria</i>	Serratula tinctoria
Herbarium	<i>Tragopogon orientalis</i>	Tragopogon orientalis
Herbarium	<i>Triticum campestris</i>	Triticum campestris

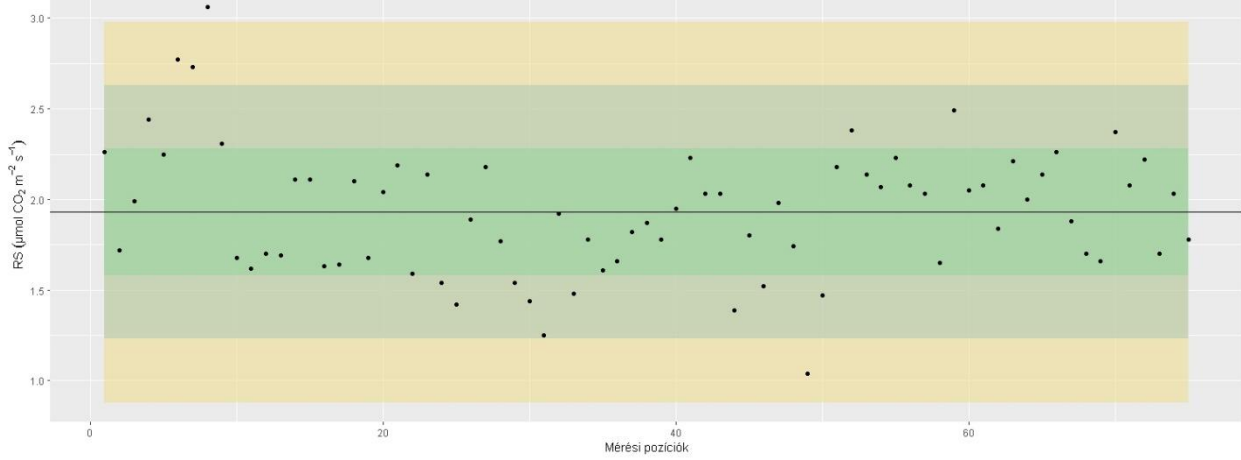




TA02

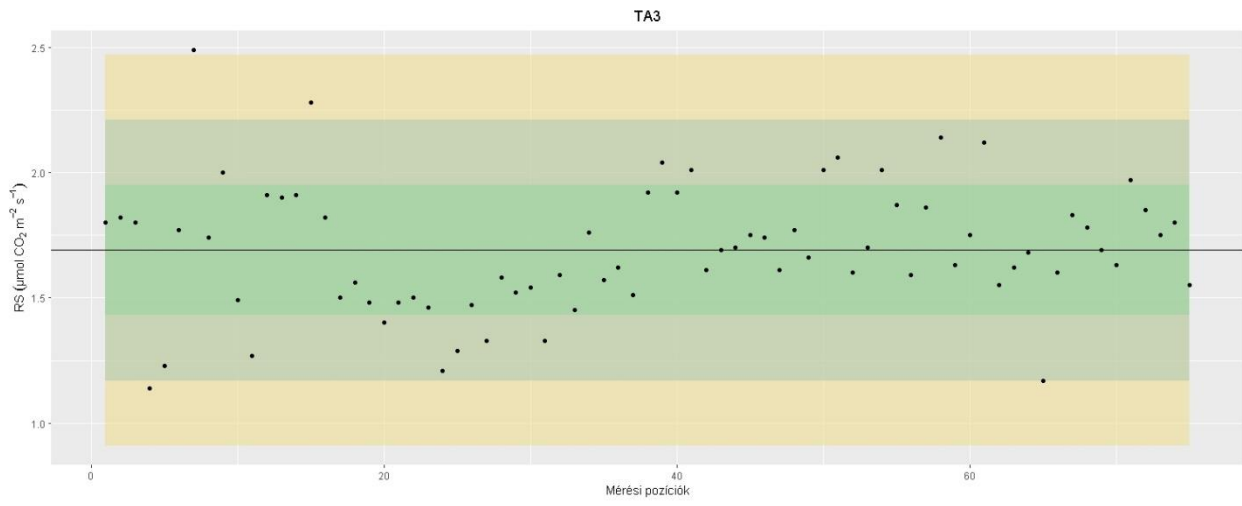
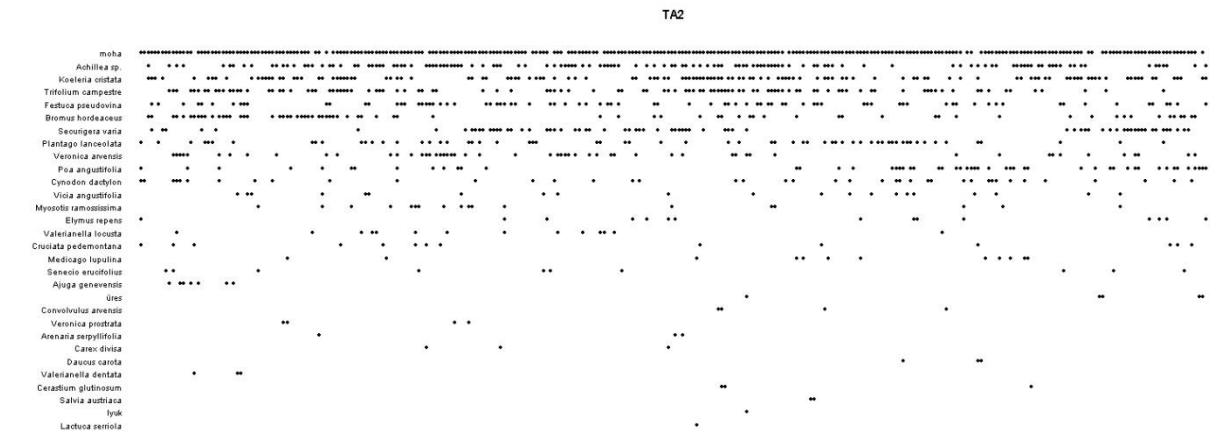
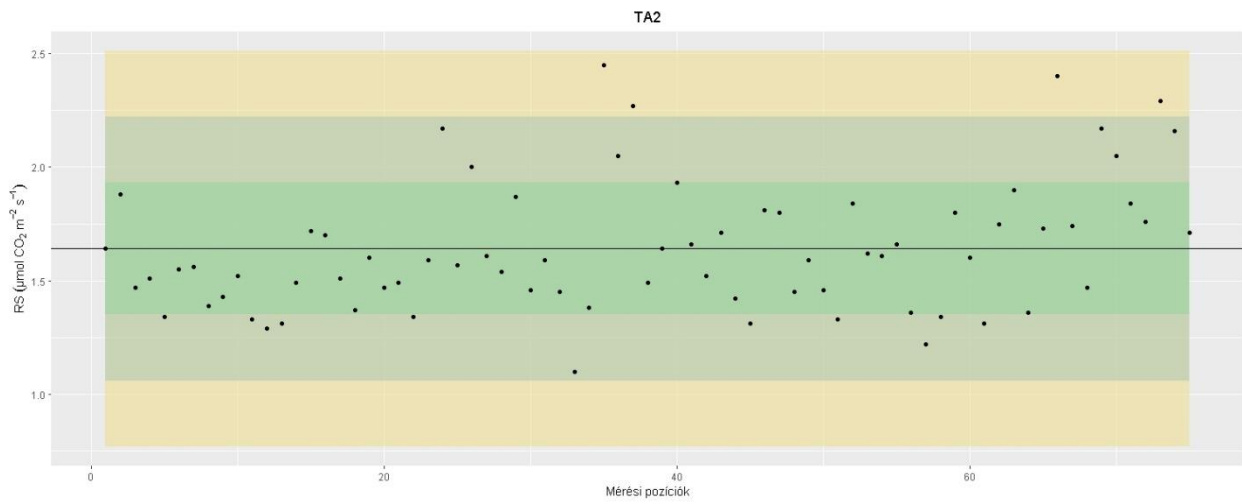


TA1



TA1

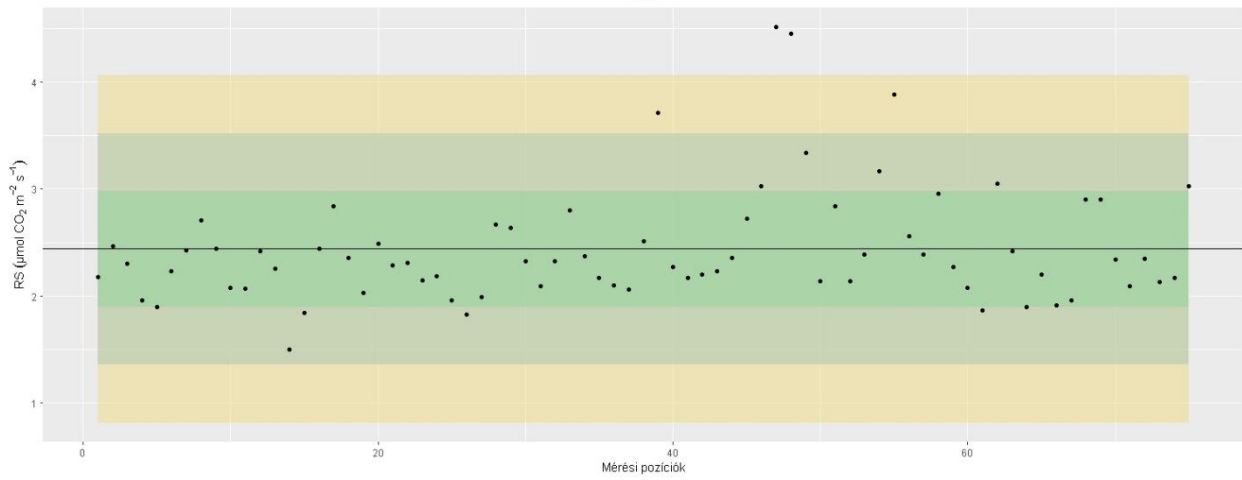




TA3

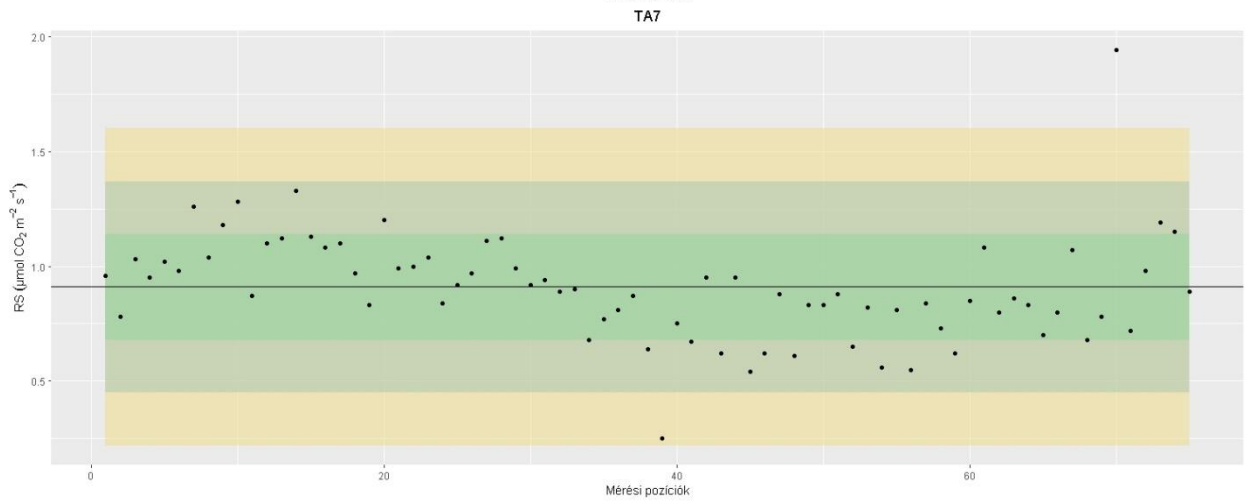
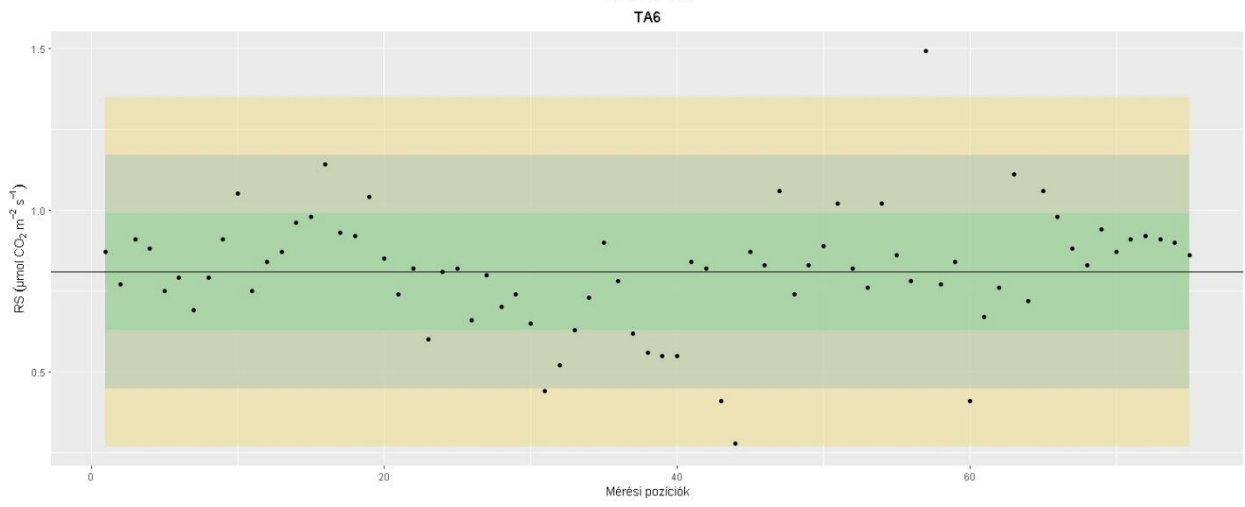
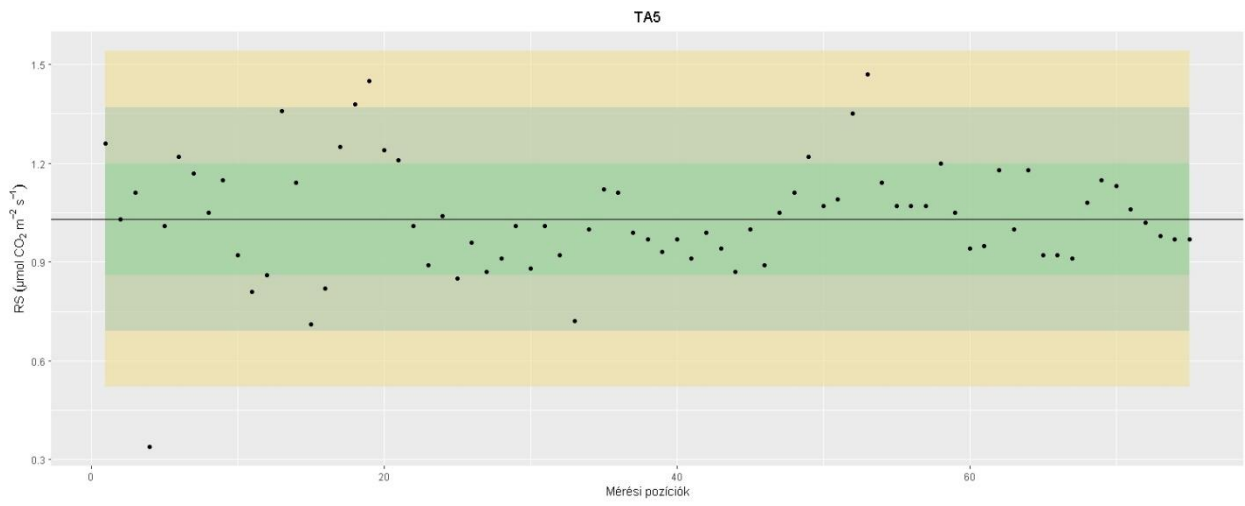


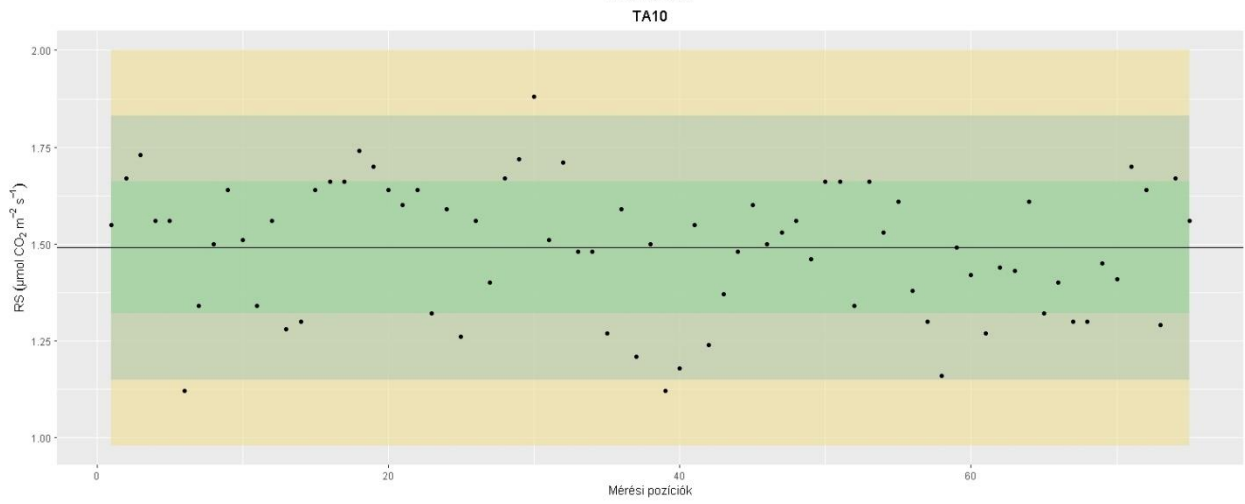
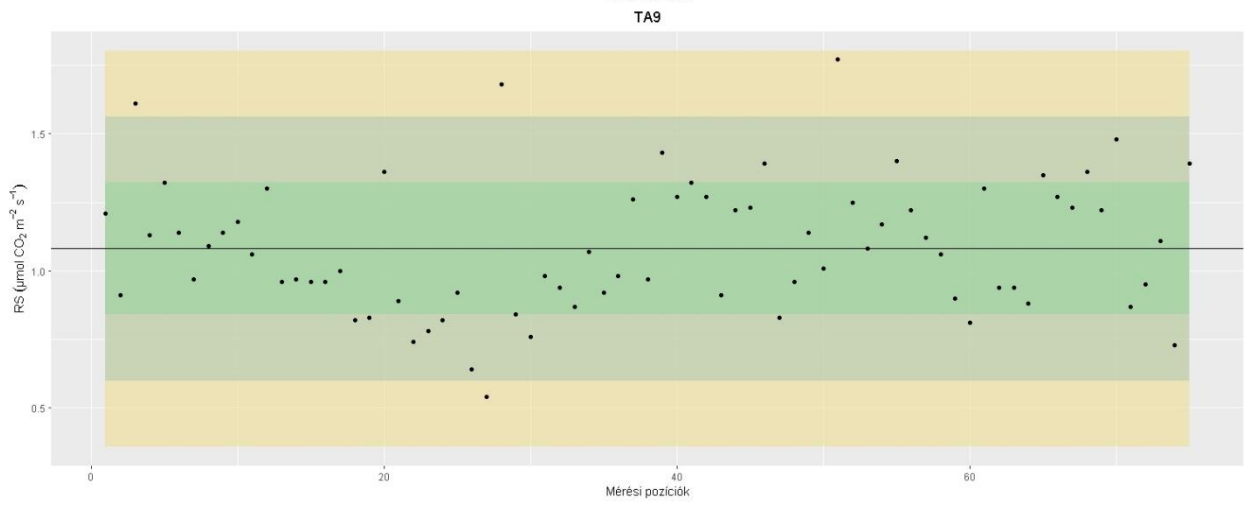
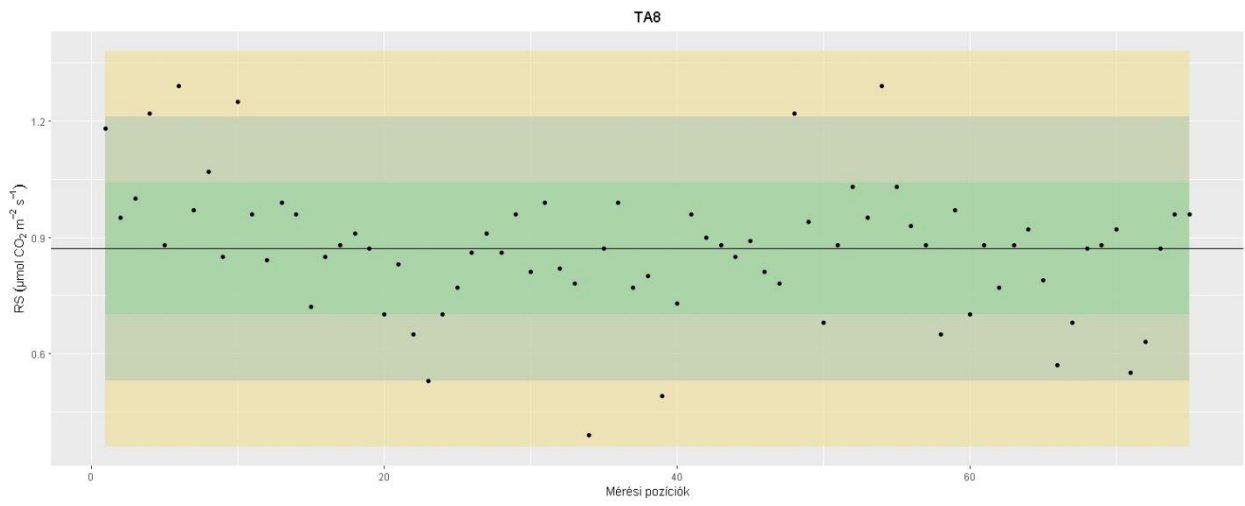
TA4

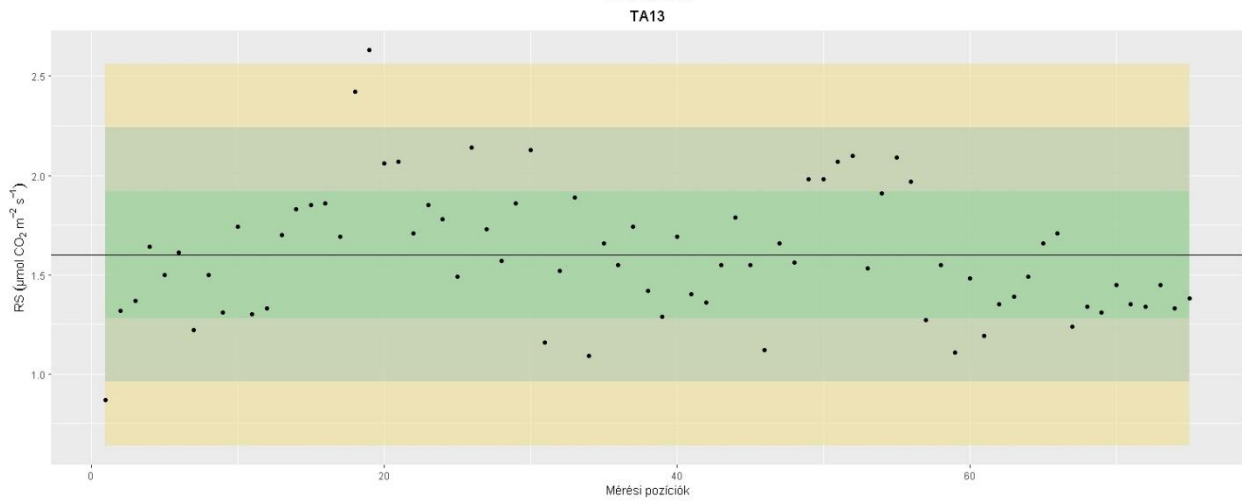
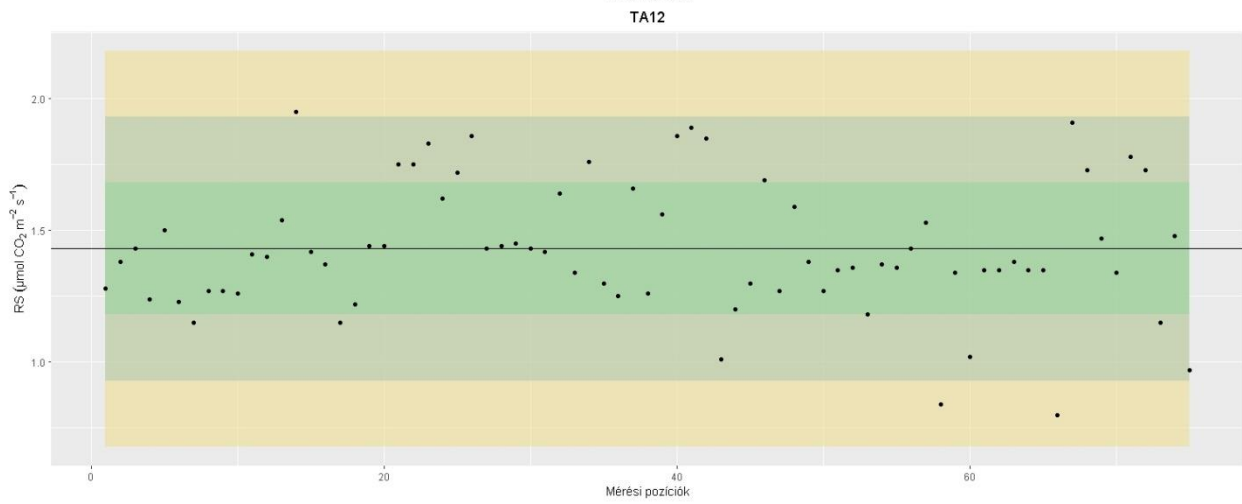
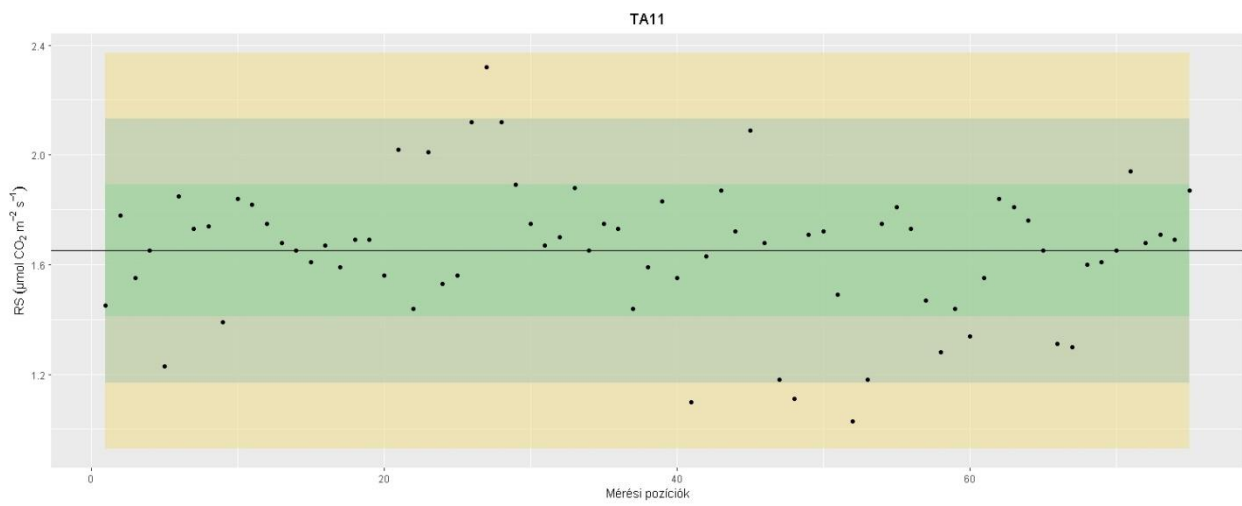


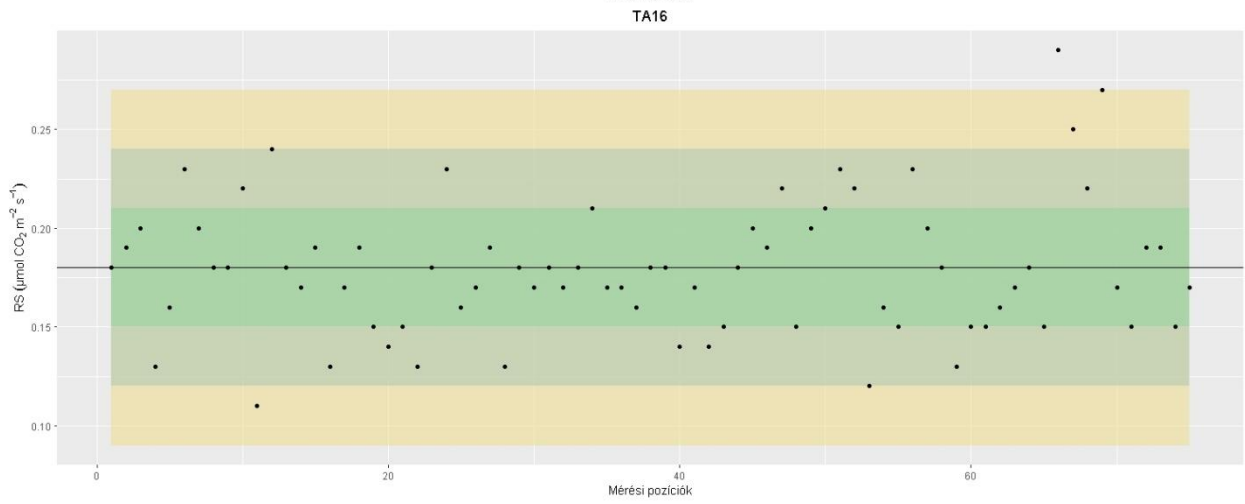
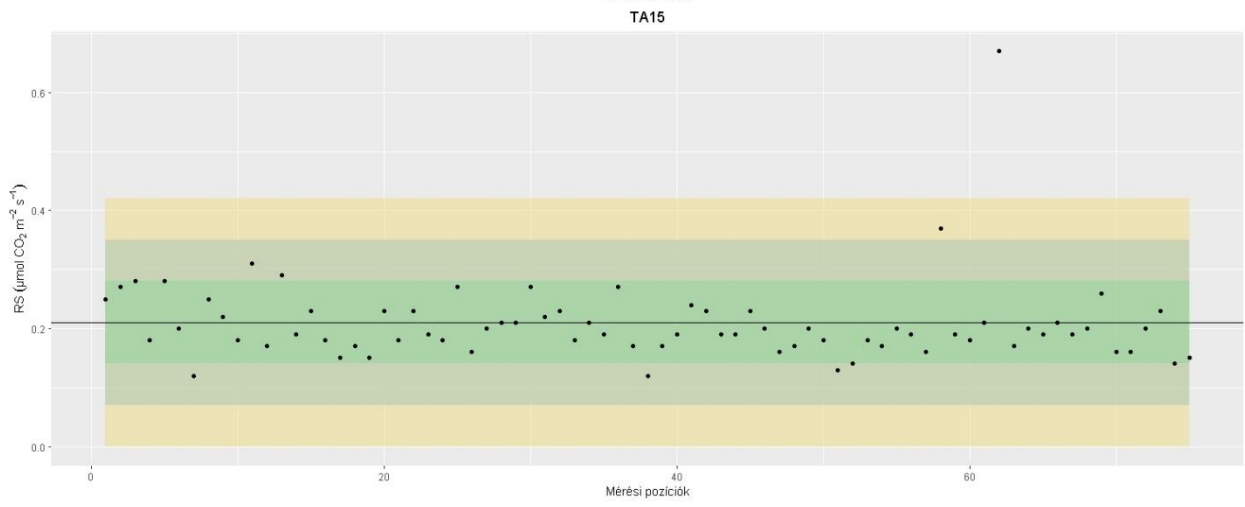
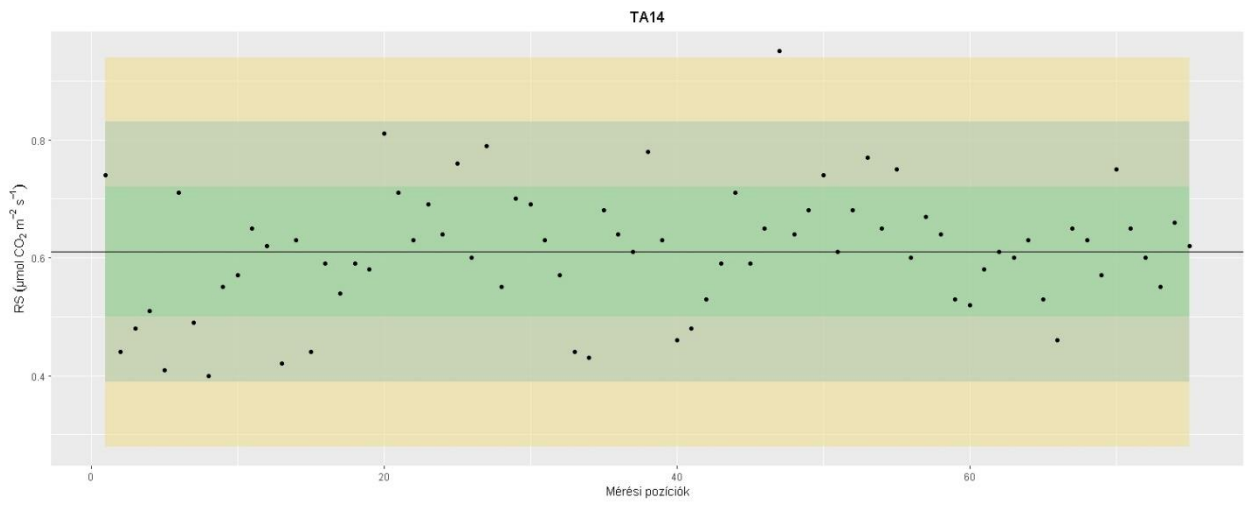
TA4

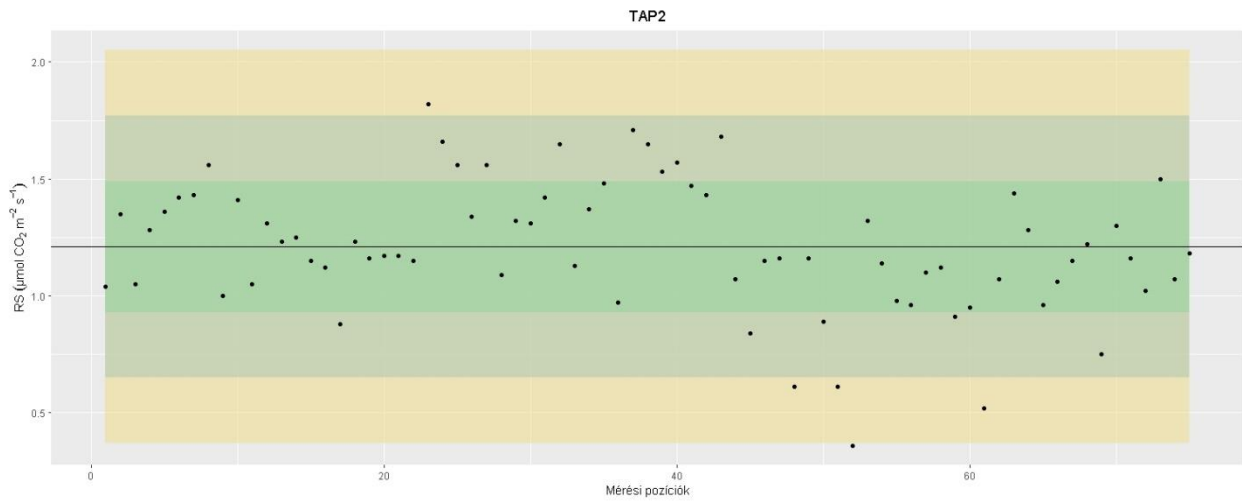
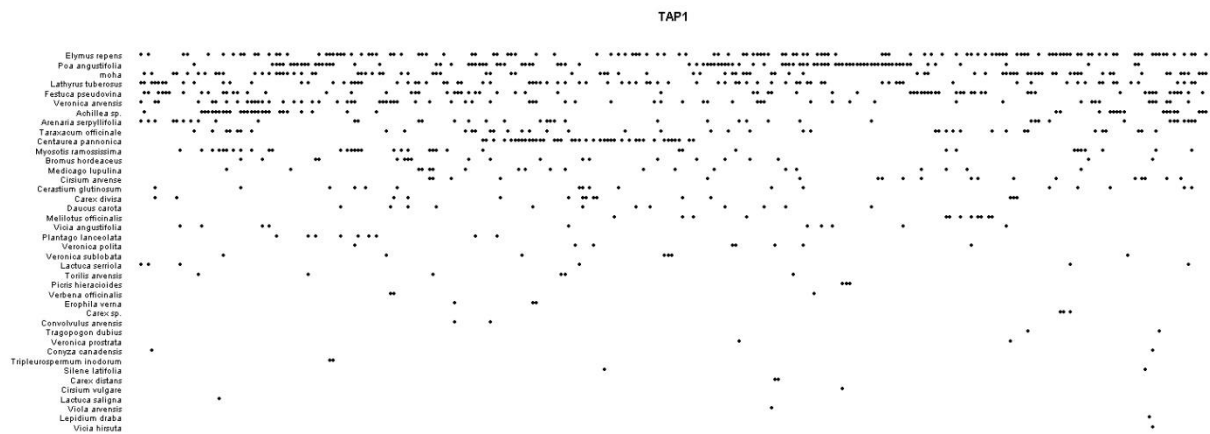
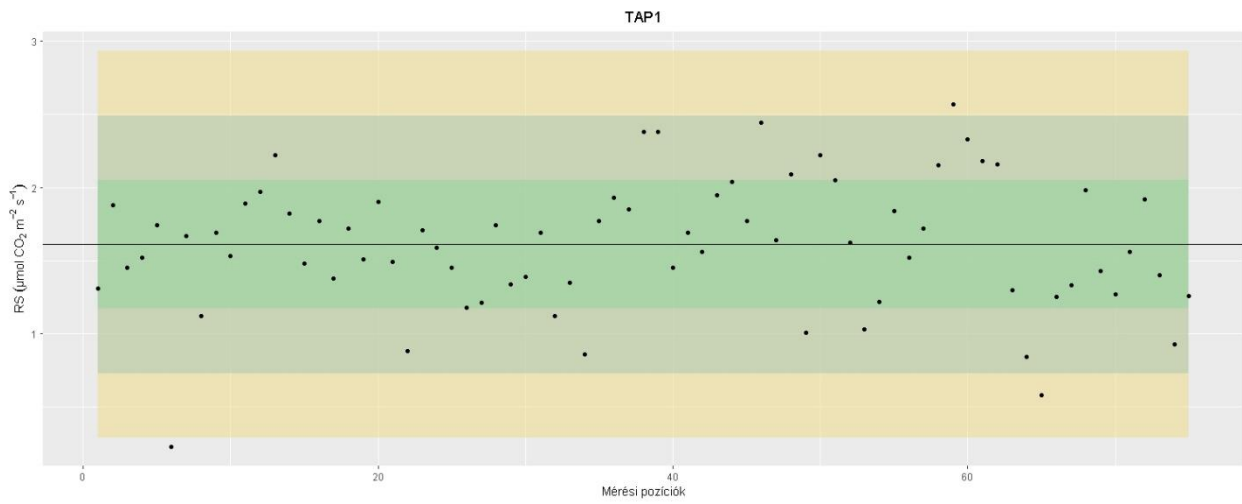




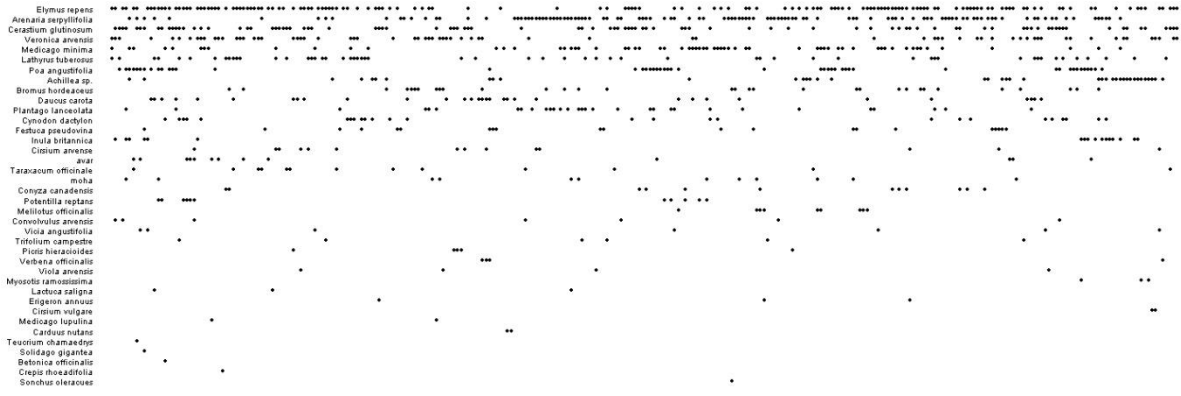




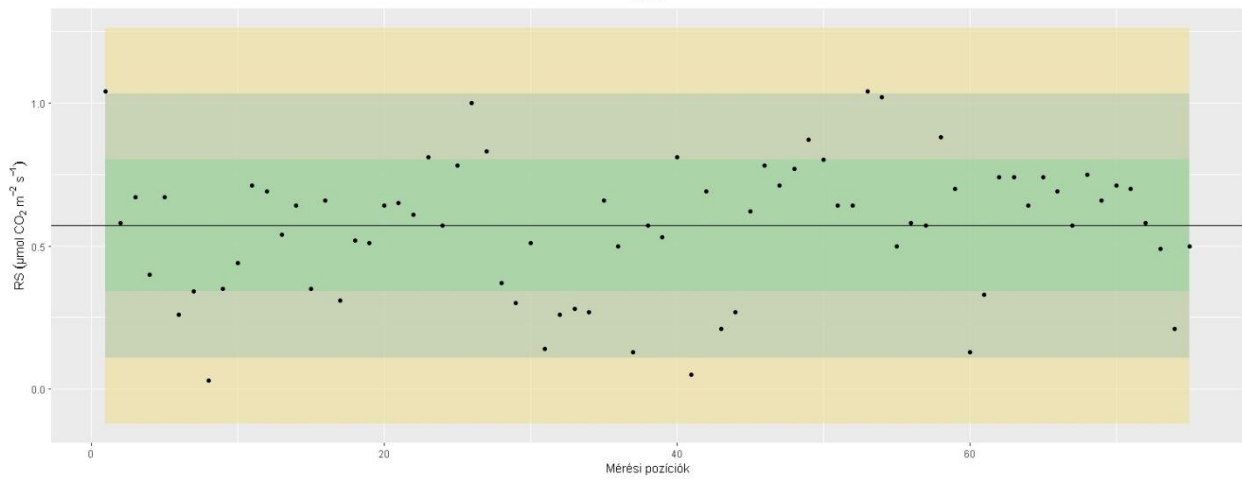




TAP2



TAP3



TAP4

