

Szent István Egyetem
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Környezet és Tájgazdálkodási Intézet
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

A VADKIZÁRÁS HATÁSA A DOLOMIT SZIKLAGYEPEKRE A BUDAI-HEGYSÉGBEN

Készítette: Baráth Norbert
okleveles természetvédelmi mérnök

Belső konzulens: Dr. Penksza Károly
egyetemi docens, tanszékvezető
Külső konzulens: Dr. Bartha Sándor
MTA ÖBKI osztályvezető

Gödöllő
2011

1. TARTALOMJEGYZÉK

1. TARTALOMJEGYZÉK.....	2
2. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK.....	3
3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	5
3.1. Természetföldrajzi viszonyok.....	5
3.2. Növényzet	5
3.3. Gazdálkodás és természetvédelem.....	7
3.4. Az erdőtelepítések és sziklagyepek kutatása a Budai-hegységben.....	8
3.5. A vadgazdálkodási vizsgálatok	9
3.5.1. A vadkizárási vizsgálatok	9
3.5.2. Vadlétszám becslések	9
3.5.3. A muflon élőhelyhasználatának és táplálkozásának kutatása	10
3.6. Mikrocönológiai vizsgálatok.....	12
4. ANYAG ÉS MÓDSZEREK.....	14
4.1. A mintaterületek.....	14
4.2. Cönológia felvételek	16
4.3. Mikrocönológiai felvételek	18
4.4. Adatfeldolgozás módszerei	18
5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	21
5.1. Cönológiai eredmények értékelése.....	21
5.1.1. Kvantitatív és kvalitatív értékelési módszerek.....	21
5.1.2. Diverzitásfüggvények	26
5.1.3. A többváltozós adatfeltáró módszerek eredményei	27
5.1.4. Mikrocönológiai elemzések eredményei	39
6. ÖSSZEFOGLALÓ ÉS JAVASLATOK.....	44
7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	46
8. IRODALOM	47

2. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

Dolgozatom keretén belül a Budai-hegységgel foglalkozom, konkrétan a Budai Tájvédelmi Körzeten belül található Szénások-hegycsoport Európa Diplomás fokozottan védett természetvédelmi területtel és a szomszédos térségekkel.

Az itt eltöltött szakmai gyakorlatom során sikerült ismereteket szerezni a Budai-hegység területéről és természetvédelmi problémáiról. Ez az ismeretanyag kiegészítette a hegységről korábban – lakóhelyem közelségéből adódóan – szerzett tudásomat. Fenti tényezők ösztönöztek arra, hogy a Budai-hegység vidékét válasszam jelen vizsgálódásaim tárgyául.

Tanulmányaim során több alkalommal foglalkoztunk a gyepterületeken okozott vadkárrol. Természetvédelemmel foglalkozó szakemberek sok esetben a betelepített muflonnak (*Ovis aries orientalis*) tulajdonítják a száraz dombvidéki gyepek degradációját. Mivel az ország több hegységéhez hasonlóan a Budai-hegységben is megtörtént a muflonok betelepítése az 1950-es és 1970-es években, ezért is itt problémaként merülhet ez fel.

A Budai-hegység egyik kiemelkedő természeti értéke a dolomit alapkőzeten megjelenő sziklagyep, amelyekben a védett és fokozottan védett növényfajok nagy faj és egyedszámban fordulnak elő. A muflon életmódjának és ökológiai *niche*-nek folytán előszeretettel keresi fel ezeket a területeket, mivel a délies kitettséggel rendelkező meleg száraz felszínek hasonló környezeti jellemzőkkel bírnak, mint a faj eredeti élőhelyeként számon tartott mediterrán régió.

A Szénások-hegycsoport Európa Diplomás terület köré 2005-ben egy vadkerítést építettek, ezen belül a nem őshonosnak számító muflon és dámszarvas állományt igyekeztek teljesen kizárni, emellett az őshonos nagyvadfajok számát a terület eltartóképességéhez igazították. Ezek a természetvédelmi beavatkozások lehetőséget adtak olyan összehasonlító cönológiai vizsgálatokra, amellyel össze lehet vetni a kerítésen belül – immár összetételében és létszámában erősen korlátozott vadlétszámú – és azon kívül fekvő sziklagyepek vegetációját.

Az Európa Diplomás területen belül található Kutya-hegyen és az attól légvonalban néhány km-re a vadkerítésen kívül eső Meszes-hegyen végeztem a cönológiai vizsgálatokat, azonos gyeptársulásokban, gyakorlatilag megegyező környezeti feltételek között.

Előzetes hipotézisem volt, hogy a száraz dolomit sziklagyepekről a muflon kizárása és az őshonos vadfajok számának csökkentése a gyepek természetességi állapotának javulását fogja maga után vonni. Kérdés, hogy ezt a vizsgálati eredmények alátámasztják-e.

Céлом volt, hogy a Budai-hegységben végzett vizsgálatok révén adatokat szolgáltatassak arra vonatkozóan, hogy a muflon valóban okoz-e a sziklagyepekben degradációt. Az eredmények

alapján következtetéseket vonhatunk le a dolomit sziklagyepek állapota és a nagyvadak jelenlétének vonatkozásában, illetve a vadkizárásnak a gyepekre gyakorolt hatását illetően.

Célként tűztem ki, hogy megvizsgáljam a mintaterületeinken található asszociációk változását rövidebb és hosszabb időtávlatban is. Ehhez szükséges, hogy a mintavételeinket összevegyem a XX. század első felében készült felvételekkel. Terepi mintavételeink kontrolljaként a saját kvadrátok adatait összevetem a mintaterületeken korábban készített és fellelhető cönológiai felvételekkel. Az összehasonlítás révén kaphatunk képet a Kutya-hegyen a kerítés megépítése óta történt változásokról is.

Célom volt, hogy a két terület összehasonlításával segítsem alátámasztani vagy elvetni azt az állítást, – amit természetvédelmi körökben gyakran hangoztatnak – miszerint a betelepített muflon a dombvidéki gyepterületeink degradációját okozza.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. Természetföldrajzi viszonyok

Budapest környékén a domborzati viszonyok az évi csapadék mennyiségét igen nagymértékben befolyásolják. Legnagyobb gyakorisággal a szubmediterrán csapadékjárással jellemezhető évek fordulnak elő. A csapadék évi átlaga kb. 650 mm. Az évi napfénytartam 1800 óra körül mozog, az évi középhőmérséklet 7,5-9,0 °C között van, de a tetőkön és az északi lejtőkön ennél is alacsonyabb. Az alacsonyabban fekvő területeken a hótakarós napok átlagos száma 40-45, a tetőkön 50-55 (DOBOLYI et al. 2005).

A Kutya-hegy 558,7 m-es magasságával a Szénások-hegycsoport délnyugati részét foglalja el. A Budai-hegység délnyugati csücskében helyezkedik a perbáli Meszes-hegy 382 m-es magasságával. Körülötte több ugyancsak délre lefutó kisebb-nagyobb gerincet találunk.

A hegycsoport fő kőzetalkotója a középső triász korú dolomit. Kisebb területeken, pl. a Nagy- és Kis-Szénás között hárshegyi homokkő, a Zsíros-hegyen és tőle délre eocén mészkő fordul elő, míg a hegycsoport északkeleti lábánál, Pilisszentiván térségében negyedidőszaki futóhomokot találunk. A területet délről határoló, átlagosan 350 m magas fekvésű Nagykovácsi-medencét legnagyobbbrészt lösztakaró fedi, benne, az Ördög-árok mentén a patak által lerakott holocén ártéri üledék található (DOBOLYI et al. 2005). A Kutya-hegy és a Meszes-hegy kőzetalkotója egyaránt középső triász korú dolomit (PÉCSI 1958).

A hegység területén a talajok gyakran erodáltak. A Nagy-Szénástól a Kutya-hegyig tartó vonulaton sekély törmelékes rendzina talajokat találunk. Pilisszentiván felől a rozsdabarna erdőtalaj egészen felhúzódik a Nagyszénás oldalába. A Nagy-Szénás nagykovácsi-medence felé eső oldala rendzina illetve barna erdőtalajjal fedett. Lankásabb völgyekben, sík területeken csernozjom barna erdőtalajt és agyagbemosódásos barna erdőtalajt találunk. A Meszes-hegy és környékének meredek lejtőin szintén törmelékes rendzina talajokkal találkozhatunk (PÉCSI 1958).

3.2. Növényzet

A Budai-hegység a Pannóniai Flóratartományban (*Pannonicum*), a Dunántúli-Középhegység flóraidékén (*Bakonyicum*), a Pilis–Budai-hegység flórajárásban (*Pilisense*) található (MAROSI és SOMOGYI 1991).

A Szénások-hegycsoport területén található növénytársulások felsorolását az 1. táblázatban láthatjuk. Kitűnik, hogy legtöbbjük védett vagy védelemre javasolt, természetvédelmi szempontból kiemelkedő jelentőséggel bíró társulás. A nem veszélyeztetett és nem védett társulások

(feketefenyves, akácos) tájidegen elemek. A Meszes-hegyet borító növénytársulások szintén megtalálhatóak a táblázatban.

1. táblázat: A Szénások-hegycsoport és a Meszes-hegy területén található növénytársulások. (VJ: védelemre javasolt társulások, FVJ: fokozott védelemre javasolt társulások, EN: veszélyeztetett társulások, CR: megsemmisüléssel veszélyeztetett társulások, VU: sebezhető társulások) (BORHIDI és SÁNTHA 1999)

Magyar név	Latin név	Veszélyeztetettség	Védettségi kategória
pusztafüves lejtősztyepp	<i>Cleistogeni-Festucetum sulcatae</i>	EN	FVJ
árvalányhajás dolomit-sziklagyp	<i>Stipo eriocauli-Festucetum pallentis</i>	EN	FVJ
dolomit-sziklafüves lejtő	<i>Chrysopogono-Caricetum humilis</i>	EN	VJ
magyar rozsnokos dolomit-sziklagyp	<i>Seseli leucospermi-Brometum pannonici</i>	EN	FVJ
nyílt dolomit-sziklagyp	<i>Seseli leucospermi-Festucetum pallentis</i>	EN	FVJ
zárt dolomit-sziklagyp	<i>Festuco pallenti-Brometum pannonici</i>	EN, CR	FVJ
galagonya-kökény cserjés	<i>Pruno-spinosae-Crataegetum</i>	-	-
hegyvidéki gyertyános tölgyes	<i>Carici pilosae-Carpinetum</i>	VU	-
törmeléklejtő-erdő	<i>Mercuriali-Tilietum</i>	EN	VJ
nyugat-középhegységi bükkös	<i>Daphno-laureolae-Fagetum</i>	VU	VJ
elegyes karszterdő	<i>Fago-Ornetum</i>	EN	FVJ
középhegységi mészkedvelő molyhos tölgyes	<i>Vicio sparsiflorae-Quercetum pubescentis</i>	EN	FVJ
molyhos tölgyes karsztbokorerdő	<i>Cotino-Quercetum pubescentis</i>	EN	FVJ
középhegységi cseres-tölgyesek	<i>Quercetum petraeacerris</i>	VU	-
zamos turbolyás akácos	<i>Anthriscu cerefolii Robinietum</i>	-	-
feketefenyves	<i>Pinetum nigrae</i>	-	-

A terület természeti értékei között első helyen a különlegesen gazdag flórát kell megemlítenünk. A területről eddig közel 500 növényfaj került elő. A flóra összetételét a terület természeti adottságai (alapkőzet, domborzat, talaj, vízviszonyok, klíma), az emberi tevékenység, valamint ezek bonyolult kapcsolatrendszere együttesen határozza meg (DOBOLYI et al. 2005).

A változatos természeti viszonyok fás és fátlan társulások nagy gazdagságát eredményezik, ami egyúttal a flóra diverzitásának alapja. A vegetáció különleges értékeiként tartjuk számon az endemikus és reliktum fajokat. A Budi-hegység nyugati részéről eddig közel 100 védett növényfajt mutattak ki (DOBOLYI et al. 2005).

3.3. Gazdálkodás és természetvédelem

A Budai-hegység tájtörténetével kapcsolatban eddigi munkák főleg Nagykovácsi és Pilisszentiván községek történetét feldolgozó munkák keretében születtek, SZATMÁRI (1974), SZABOLCSI (1960) és GRESZL (1962) munkásságának köszönhetően. A kötetek kitérnek a környéken folyó gazdálkodási módokra is, így információval bírnak a felszínborítás múltban bekövetkező változásait illetően – többek között erdőirtások révén létrejött másodlagos gyepek, legelőként hasznosított felszínek kialakulásának okait tárgyalják.

KOSÁRY (1965) Pest megye múltját ismertető munkája vázolja a térség korábbi életét a középkor végétől a XVIII. századig. MAKKAI (1959) ugyancsak Pest megye történetével foglalkozik 1848-ig bezárólag. BÁRTFAI SZABÓ (1938) a megye okleveles emlékeit összegzi művében. Ezek a művek szintén hasznos információval bírnak a jelenlegi természeti állapotokért felelős események feltárásával.

PÉCSI et al. (1958) munkája részletesen bemutatja Budapest és környékének természeti képét a XX. század derekán.

A Szénások-hegycsoport és a Meszes-csoport területén intenzív művelésű (szántó, gyümölcsös) terület nem található, a védőzónaként kijelölt területből viszont jelentős területeket foglalnak el. Legnagyobb hányaduk magántulajdonban van és parlagon áll. Nagy részük invazív gyomokkal fertőzött (DOBOLYI et al. 2008).

A terület erdőinek elsődleges rendeltetése természetvédelmi. Az erdőterületek nagyrészt állami tulajdonúak, kisebb részben szövetkezeti vagy önkormányzati tulajdonban állnak. Az állami erdőterületeken a vagyongazdálkodást a Pilisi Parkerdő Zrt. Budakeszi Erdészete végzi. A terület erdészeti utakkal természetvédelmi szempontból kedvezőtlen mértékben feltárt (DOBOLYI et al. 2005).

Korábban erősen túltartott vadállomány jellemezte a Szénások területét. A nemrég megépült vadvédelmi kerítés, a vadbefogók és vadászat segítségével sikerült a nagyvadlétszámot jelentősen csökkenteni. A kerítésen kívül – így a perbáli Meszes-hegyen is – a vadlétszám természetvédelmi szempontból nemkívánatos méreteket ölt, az erdőfelújítási munkálatokat nagyban nehezíti (BÍRÓ *ex verbis*).

Budapest közelségének és az agglomeráció robbanásszerű beépítésének hatásaként egyre nagyobb nyomás nehezedik a területre. Elsősorban a hétvégéken nagyszámú kiránduló érkezik a területre. Egyre növekvő számban jelennek meg motorosok, lovasok, mountain- bike-osok és – elsősorban az Ördög-toronynál – sziklamászók (DOBOLYI et al. 2005).

A Szénások területén két tanösvény működik, melyek a „Tanösvények Budapest körül” sorozatba tartoznak. Lehetőség van vezetett túrák igénybe vételére. Közvetlenül sem a Kutya-hegyen, sem a Meszes-hegyen nem halad át tanösvény (DOBOLYI et al. 2005).

A területen végzett hosszú távú monitoring-jellegű kutatások a következők: tájléptékű élőhelyterképezés, feketefenyő átalakítások szukcessziós vizsgálata, *Linum dolomiticum* monitoring, *Linum dolomiticum* genetikai vizsgálat, *Orno-Quercetum* monitoring, *Cerambycidae* monitoring, *Seseli leucospermum* monitoring, vadkár monitoring, vadsűrűség becslés, *Malacofaunistikai* monitoring, *Arachnofaunistikai* monitoring (DOBOLYI et al. 2005).

3.4. Az erdőtelepítések és sziklagyepek kutatása a Budai-hegységben

A dolomitkopárok fenyvesítésével kapcsolatban felvetődő ökológiai és természetvédelmi problémákra (vegetáció elszegényedése, tűzveszély, gomba- és szúkártétel miatt pusztuló állományok) először a XX. század elején figyelt fel NYITRAI (1913). Ennek ellenére a 1970-es években újabb fenyvesítési programot hirdettek az országban.

HORÁNSZKY (1982, 1996) a Budai-hegységben a feketefenyő kísérleti jelleggel történő letermelésének következményeit vizsgálta, majd a bontás folytatását javasolta. A Budai-hegységben a XX. század közepén történő erdészeti beavatkozásokról és irányelvekről DANSZKY (1962) és APATÓCZKY (1999) írnak.

A sziklagyepek különleges helyzetét a pannon vegetációban elsőként BORBÁS (1900) ismerte fel, ő azonban még nem különítette el a mészkő- és dolomitvegetációt. A pannóniai dolomitvegetáció társulásait ZÓLYOMI (1942) választotta szét, az ő nevéhez fűződik a dolomitjelenség fogalmának bevezetése is. A Budai-hegység vegetációját könyvfejezet formájában dolgozta fel (ZÓLYOMI, 1958). A hegységben található dolomit-sziklagyepeket fajgazdag, védett fajokkal bővelkedő értékes társulásokként jellemezte.

BARTHA et al. (1998) dolomitgyepek térbeli mintázatait hasonlította össze a kitérttség függvényében. A Dunántúli-középhegység flórájának és társulásainak általános jellemzését JAKUCS és FEKETE (1987) vázolja. A hazai sziklagyepek áttekintő vizsgálatakor, ISÉPY és CSONTOS (1996) 24 gyeptársulást, TÖRÖK és ZÓLYOMI (1998) 5 gyeptársulást részletesen elemeztek.

CSONTOS és LÖKÖS (1992) védett edényes fajok térbeli eloszlását vizsgálata a Budai-hegység dolomitvidékén. A Kutya-hegyen fekvő dolomit sziklagyepeket enyhén degradált, a természetes zavarástűrők nagy arányával jellemezhető területként írták le.

SZITÁR és TÖRÖK (2011) sziklagyep társulásaink hosszú távú elszegényedésére hívja fel a figyelmünket. A megfigyelt kvadrát elvét használva összehasonlították a XX. század első felében

készült cönológiai felvételeket saját mintáikkal. Eredményeik az egész országra kiterjedően a sziklagyep társulások elszegényedésére utalnak.

A Szénás-hegycsoport fokozottan védett területén a már megkezdődött sziklagyep élőhely-rekonstrukcióról KUN (2003, 2005) kutatási jelentéseiből értesülhetünk. MOLNÁR (2005) a dolomit sziklagyeppek beerdősülési folyamatait vizsgálta a Kutya-hegyen. Megállapította, hogy a hegygerinc délre néző meredek oldalai elsődlegesen fátlan társulások.

3.5. A vadgazdálkodási vizsgálatok

3.5.1. A vadkizárási vizsgálatok

A túltartott nagyvadállomány okozta változásokat KUN et al. (2008) vizsgálta 2001-től kezdődően a Szénások Európa Diplomás területen belül. Kutatása léptékére jellemző volt, hogy 10 x 10 m-es kvadrátokat mintáztak meg. Vizsgálatai nemcsak a sziklagyeppekre terjedtek ki, a Budai-hegység természetes növénytársulásainak zömét számba vette.

A hat éves monitoring eredményeit KUN et al. (2008) a következőképpen foglalta össze. A gyepek dominanciaviszonyaiban jelentős változások következtek be. Míg a trendek hasonlóak a kontroll és az elkerítetlen kvadrátokban, addig a változás mértéke igen eltérő lehet. A kontroll területen az összborítás enyhén csökkent a hat év során, és a fajszám is végig alulmaradt (16-18 faj) az elkerített területhez képest. Eredményei szerint a vadlétszám a szerkezetre és dominanciaviszonyra van hatással, a borítás mértékével és a fajszám alakulásával csak mérsékelten korrelál.

ARANY et al. (2007) arról számolt be, hogy a délies kitettségű dolomit tölgyesben a lágyszárúak virágzási sikerei nagyban nőttek a vadkizárás hatására.

3.5.2. Vadlétszám becslések

A legkorábbi vadlétszám adatokat a Szénások-hegycsoport területéről Turnai 1998-ban végzett vadhajtasos számolásából tudhatjuk meg (KÉZDY et al. 2008). Jelentős vaddisznó és őz állomány került terítékre.

A Budai-hegységen belül a Szénások-hegycsoport Európa Diplomás területen 2001 és 2008 között a nagyvadakra irányuló állománybecslési monitoring program indult VERŐ és SZELÉNYI (2008) irányításával. A 2005-ben megépült kerítés lehetővé tette a vizsgálat kiterjesztését és az abszolút vadlétszám meghatározására adott lehetőséget. A megállapított trendek alapján valamennyi nagyvad faj előfordulása a vizsgálat előrehaladtával párhuzamosan csökkent, köszönhetően a vadlétszám csökkentésére irányuló szisztematikus intézkedéseknek. Az abszolút vadlétszám-becslések eredményeit a 2. táblázatban foglalom össze.

2. táblázat: Abszolút vadlétszám-becslési adatok a Szénások Európa Diplomás terülről
2006-2008 között. (VERŐ és SZELENYI nyomán)

	őz	muflon	dámszarvas	gímszarvas	vaddisznó
2008	15-20	7	9	1	10
2007	20-25	20-30	24-30	0	10
2006	20-25	min. 25	min. 15	6	15

Az Európa Diplomás területen kívüli vadlétszám adatokról csupán a vadgazdálkodás becsléseiből értesülhetünk. A becsült értékek a Budai-hegység nyugati területére vonatkoznak és meglehetősen pontatlanok 30 és 50 egyed közötti populációval számolnak a muflon esetében. Pontosabb információval bírnak a szóbeli közlésekből származó adatok. BÍRÓ (*ex verbis*) megfigyelései szerint a téli hónapokban a muflonok 10-20 fős csoportokba összeverődve a Meszes-hegy déli kitettséggű oldalain tartózkodnak.

BÍRÓ (*ex verbis*) beszámol a Meszes-hegy kapcsán az 1970-es években történt változásról, amikor a terület elvesztette fokozottan védett státuszát. Hozzátette, hogy a hatóságok indoklása szerint a döntést a hegycsoport degradálódó, védett fajokban elszegényedő gyepterületeinek köszönhetően hozták. A terület állapotának romlását a muflonok kártételének tulajdonították.

3.5.3. A muflon élőhelyhasználatának és táplálkozásának kutatása

A muflonnak a Budai-hegység területére történő betelepítésének előzményeivel és történetével GODÓ (2003) foglalkozik. Az 1950-es és 1970-es években két ütemben történő honosítási kísérlet eredményesen zárult. Az itt tenyésztő populáció kiemelkedő csiga (muflon trófea) eredményekkel bír.

GODÓ (2003) részletes információt közöl a muflonok élőhely igényéről. Kedvező számára a 800 milliméternél kevesebb csapadék és 50-nél kevesebb hóval borított nap. Középhegységi előfordulása az optimális, 1000 méteres magasságig. Nyáron a magasabb, télen a hó nagyságától függően az alacsonyabb magasságokat választja. Télen szívesebben tartózkodik a hegyek melegebb déli lejtőin.

NÁHLIK (1992) javaslatot tesz a muflon maximális állománysűrűségének 4-5 példány/100 ha-ról 3 példány/100 ha-ra történő csökkentésére. Véleménye szerint Magyarországi élőhelyei ekkora létszámot képesek biztonsággal, a terület degradációja nélkül eltartani. Mátrai (1980) álláspontja szerint a muflon csak a fűfélék hiányában fanyalodik másféle táplálékra.

SZEMETHY és HELTAI (1994) rádiótelemetriás módszerekkel követték a muflonok előfordulási helyeit és megállapították, hogy a nyílt, jól belátható délies kitettséggű fátlan területeket preferálják leginkább.

MÁTRAI (1993) a nagyvadfajok, köztük a muflon őszi táplálékának összetételét és élőhelyválasztását vizsgálta. Az állatok hullatékának mikroszövettani analízisét követően a következőket állapította meg. A muflon táplálékának 43%-át lágyszárúak tették ki az őszi időszakban. Fontos megjegyezni, hogy URR és MÁTRAI (2000) megállapították, hogy a muflon a tavaszi időszakban preferálja leginkább a gyep élőhelyeket. Ennek következtében tavasszal a faj lágyszárú fogyasztása az összes táplálék jóval nagyobb hányadát alkotja.

MÁTRAI (1993) megemlíti, hogy a muflon a fenyves és lucernás élőhelyet preferálja, míg a tölgyes, akácost és gabonátáblákat elkerüli.

URR és MÁTRAI (2000) évszakokra bontva megvizsgálta milyen élőhelyeket választ előszeretettel a muflon. Megfigyeléseik alapján tavasszal a nyílt gyepeket és vadföldeket keresték föl a faj egyedei, előszeretettel fogyasztották a friss pázsitfűféléket. Ezek közül az élőhelyek közül is a mozaikos elrendezéssel bíró területeket részesítették előnyben. Nyári melegben a fenyőerdő alatt töltötte a legtöbb időt a populáció. A gyepek preferenciája a nyári, őszi és téli időszakban egyaránt megmaradt, azonban alacsonyabb intenzitással, mint a tavaszi periódusban. A tölgyerdőket egész évben elkerülték. Megfigyelték, hogy a muflonok szinte kizárólag a délies kitettséggel rendelkező helyeken fordultak meg (3. táblázat).

A Dél-Börzsönyben található délies kitettségű Szent Mihály-hegyen PECZE és MÁTRAI (2001) a muflonok jelenlétét vizsgálta a vegetációra és a talajra gyakorolt hatásuk tekintetében. Az egy vegetációs ciklus alatt végzett kutatás eredményei a következők voltak. A homoki pimpó (*Potentilla arenaria*), a mezei zsálya (*Salvia pratensis*) és a sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*) egyedeit előszeretettel fogyasztották a muflonok, a kontroll (elkerített terület) területhez képest ezek a növényfajok fenológiai szakaszaikban jelentősen károsodtak, növekedésükben erőteljesen visszamaradtak.

3. táblázat: A muflonok száma szezonálisan a különböző kitettségű élőhelytípusokban.

(URR és MÁTRAI nyomán)

Kitettség	déli	északi	keleti	nyugati
Tavaszi	32	6,5	0,5	0
Nyári	37	0,4	0	0
Őszi	9,5	0,9	0	0
Téli	6,5	0,06	0	0

A talajerózió mértéke a kontroll területen 1-2 mm körül mozgott, míg a kezelt (muflonok által használt) kvadrátokban 5-6 mm közötti volt és igen erős korreláció mutatkozott a talajdegradáció és a területhasználat között. A diverzitás értékek mind a négy fenológiai szakaszban szignifikáns különbséget mutattak a kontroll területek javára. Az igényesebb növényfajok a folyamatos rágás következtében eltűntek és az igénytelenebb gyomfajoknak adják a helyüket.

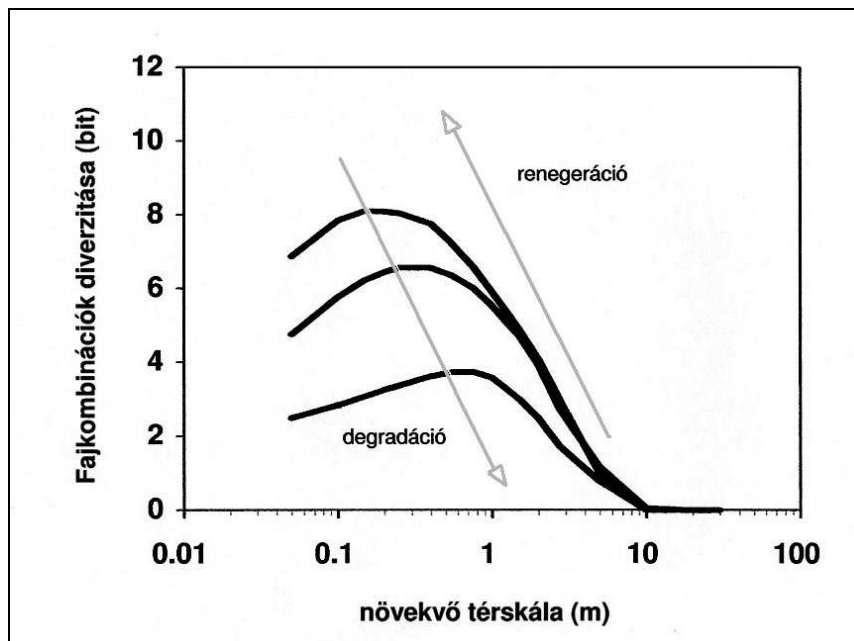
Fontos még megjegyezni, hogy PECZE és MÁTRAI (2001) szerint a területen a muflon teljes kizárása lenne megoldás a degradáció megakadályozására, ugyanis bármilyen kis létszámú populáció a vizsgált délies kitettségű, nyílt területre koncentrálna.

3.6. Mikrocönológiai vizsgálatok

A mintavételek során – a hagyományos cönológiai felvételezés mellett – alkalmazott mikrocönológiai vizsgálatok alapjait JUHÁSZ-NAGY (1967) fekteti le. Később JUHÁSZ-NAGY és PODANI (1993) fejlesztik tovább és tökéletesítik a módszert. A mikrocönológia segítségével a társulások finom léptékű elemzése lehetséges, kvantitatívan leírhatók a szerveződési állapot változásai, a vegetáció térbeli és időbeli átmenetei, a dinamikai és funkcionális aspektusok (JUHÁSZ-NAGY 1980, VIRÁGH et al. 2000, KUN 2007).

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). A vizsgált cönológiai állapotjellemzők melyeket a mikrocönológiai felvételekből nyerhetők ki a következők: fajszám, fajdenzitás, fajszám varianciája, fajkombinációk száma, florális diverzitás, asszociátum, relatív asszociátum. A fajszám varianciája a térbeli heterogenitásra utal. A fajkombinációk száma a fajok együttélési módjainak sokféleségét, az állomány strukturális komplexitását fejezi ki. A florális diverzitás (FD) a fajkombinációk gyakorisági eloszlását jellemző Shannon entrópia becslés. Tükrözi a fajok együttélési módjainak sokféleségét, a strukturális komplexitást. Az asszociátum (Ass) a populációs términtázatok kölcsönös függését méri, a fajok közötti asszociáltságok társulásszintű összértéke, amely az állomány belső térbeli rendezettségére, heterogenitására utal (BARTHA 2008).

Amennyiben egy növényközösség zavaró hatás alá kerül először a finom léptékű struktúrája bomlik fel, a vegetáció mozaikossá válik, a mozaikok egy-egy foltjában a fajkombinációk diverzitása csökken. A florális diverzitás függvény ekkor alacsonyabb értéket vesz fel, a maximuma nagyobb térléptékek irányába tolódik el, jelezve, hogy egymáshoz közeli térrészekeken már nem képesek a fajok az együttélésre. Egy regenerációs folyamat esetében a fajkombinációk száma növekedik, miközben az együttélés maximuma finomabb térléptékek felé közelít (1. ábra) (JUHÁSZ-NAGY és PODANI 1983).



1. ábra: A fajkombinációk diverzitásának tipikus változásai degradációs, illetve regenerációs folyamatokban (BARTHA 2008).

BARTHA (2001) és BARTHA et al. (2004) mikroökológiai felvételezéseik megbízható adatokat szolgáltatnak a vegetáció finom léptékű szerkezetéről, módszerük lehetővé teszi táji léptékű vizsgálatok elvégzését. Az adatfeldolgozás módszertanának kidolgozásában BARTHA et al. (1998, 2004), BARTHA és KERTÉSZ (1998) és BARTHA (2001) vettek részt.

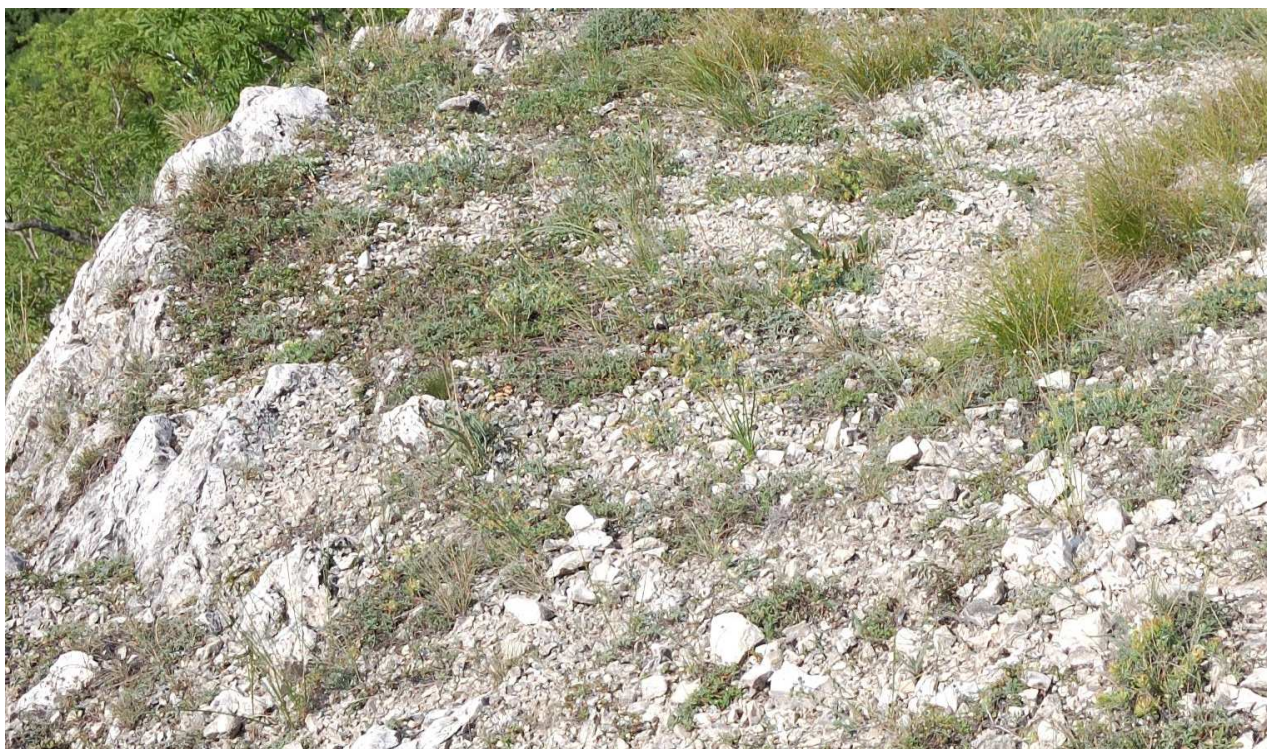
Újabb eredmények szerint a növényzet diverzitása és funkciói közötti összefüggés a korábbiaknál sokkal pontosabban mérhető, ha a választott diverzitás-mérték nem csak a komponensek számát és relatív mennyiségét, hanem az életközösség belső szerkezetét is reprezentálja (CSILLAG et al. 2001).

A környezeti feltételek hasonlóságának köszönhetően a mintaterületeken azonos növénytársulásokkal találkozhatunk. Módszerünk lényegét képezi, hogy azokból a területekből vettünk mintát, melyek a szakirodalmi források szerint (MÁTRAI 1993, SZEMETHY és HELTAI 1994, URR és MÁTRAI 2000, GODÓ 2003) illetve a terepen észlelhető nyomokból következtetve a muflonok közlekedési és táplálkozási területébe esik (3. ábra).



3. ábra: Mintavételi hely a Meszes-hegyen. A kép jobb alsó sarkából a bal felső sarokba irányuló, a muflonok által kijárt ösvény látható.

A Kutya- és Meszes-hegyen egyaránt két társulást mintáztunk meg. Egy nyílt *Seselio leucospermi-Festucetum pallentis* ZÓLYOMI (1953) 1958 (4-5. ábra) (nyílt dolomit-sziklagyep) és egy záródó *Chrysopogono-Caricetum humilis* ZÓLYOMI (1950) 1958 (dolomit sziklafüves lejtő) asszociációt. Míg előbbi esetében mindkét mintaterületen minden felvételezés alkalmával az asszociáció tipikumával találkoztunk, addig utóbbi esetében a Kutya- és a Meszes-hegyen a társulás különböző fáiéseit találtuk meg.



4. ábra: *Seselio leucospermi-Festucetum pallentis* társulása Meszes-hegyen 2010-ben.

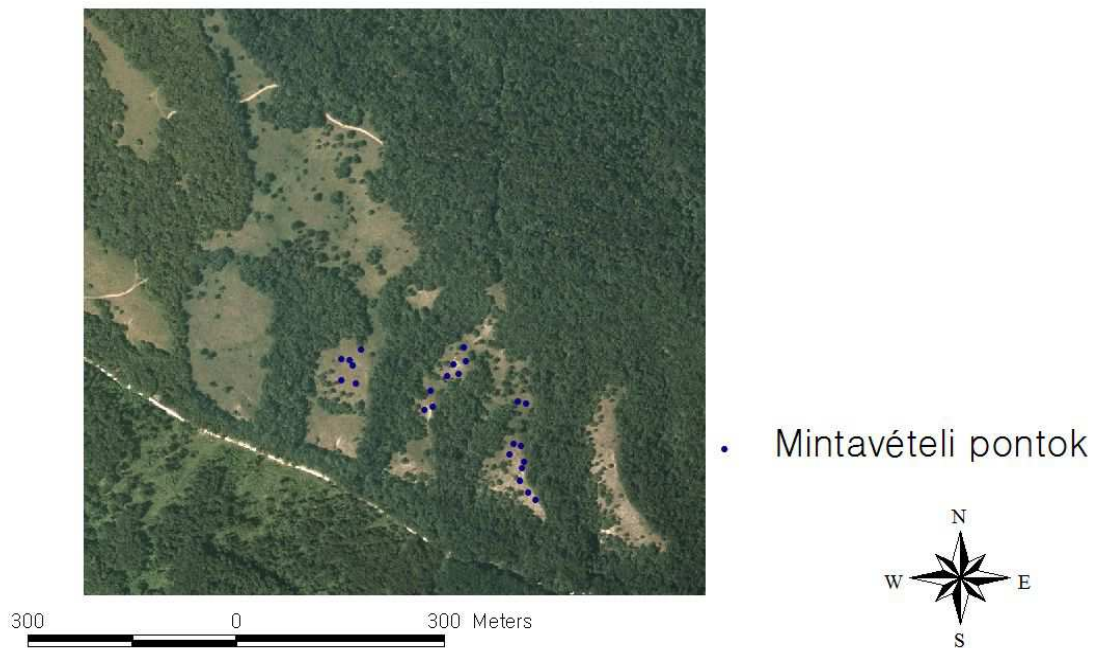


5. ábra: *Seselio leucospermi-Festucetum pallentis* társulás a Kutya-hegyen 2010-ben.

4.2. Cönológia felvételek

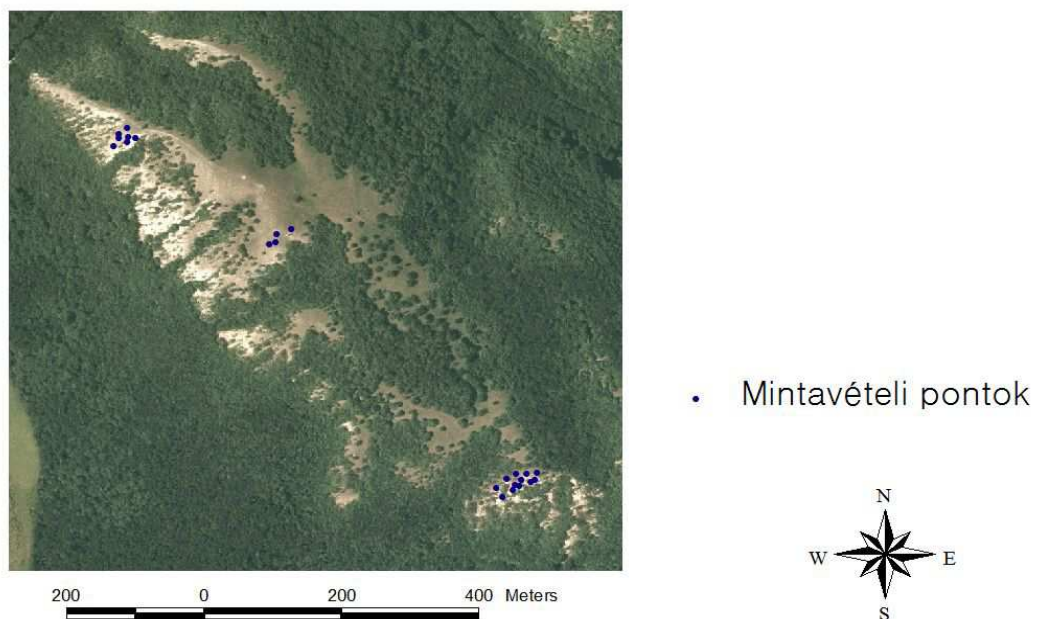
A cönológiai felvételezés mindkét mintaterületen 1x1 m-es kvadrátokkal történt, melyekből összesen 98 db-ot készítettünk (6. és 7. ábra).

Mintavételi pontok a Kutya-hegyen



6. ábra: Mintavételi pontok a Kutya-hegyen a 2008, 2010 és 2011-es években. Térkép forrás: Google Earth.

Mintavételi pontok a Meszes-hegyen



7. ábra: Mintavételi pontok a Meszes-hegyen a 2008, 2010 és 2011-es években. Térkép forrása: Google Earth.

Megoszlás tekintetében a Meszes-hegyen 52, a Kutya-hegyen 46, *Seselio leucospermi-Festucetum pallentis*-ből 51 és *Chrysopogono-Caricetum humilis*-ből 47 db készült. A kvadrátokat 2008, 2010 és 2011 júniusának első felében vettük fel. Az egymást követő években a mintavételi helyeket a legjobban megfeleltetett kvadrát elve alapján választottuk ki. Az egyes években a felvételek száma nem egyenletesen oszlott el, 2011-ben az előző évekhez képest közel kétszer annyi kvadrát készült a megbízhatóbb eredmények elérése érdekében. A kvadrátokat BRAUN-BLANQUET (1964) módszerével készítettük, de a borítási értéket %-ban adtuk meg. A grafikonokon a ténylegesen mért összborítást 100%-ra vonatkoztattuk, a növényzet által borított felszínt tekintettük 100%-nak és ezen belül az egyes fajok részesedését lehetett így értékelni.

4.3. Mikrocönológiai felvételek

A mikrocönológiai vizsgálatokkal a gyepek természetességi, illetve degradáltsági állapotát kívánjuk detektálni a finomléptékű mintázatok rögzítése alapján (JUHÁSZ-NAGY és PODANI 1983). 2010 és 2011 júniusának első felében a kvadrátok felvételezésével egy időben, azok külső éle mentén haladva a kvadrát sarkánál megtörve összesen 94-db 2 m-es linea felvételt készítettünk, ahol az előforduló gyökerező fajok jelenlétét rögzítettük 5x5 cm-es mikrokvadrátokban. Lineánként 40 ismétléssel számolhatunk. Ez a fajta mintavétel részletes adatokkal szolgál a növényzet állapotáról, belső szerkezetéről, ugyanakkor viszonylag gyorsan megvalósítható és elhanyagolható zavarással jár (BARTHA 2004, BARTHA 2007).

4.4. Adatfeldolgozás módszerei

A 1x1m-es kvadrátok adatainak feldolgozása során a szintetikus bélyegek közül a szociális magatartási formák (SBT) (4. táblázat) (BORHIDI 1993), és a természetvédelmi értékkategóriák (TVK) (5. táblázat) (SIMON 1988) megoszlását értékeltem. Ezek a mutatók a társulásokban előforduló fajokat kvalitatív alapon csoportosítják. A kategorizálás a fajok társulásokban betöltött szerepe, illetve természetvédelmi szempontú értékelése alapján történik. A fajnevek SIMON (2000) nomenklatúráját követik, a társulás nevek használatakor BORHIDI (2003) rendszerét vettem alapul.

4. táblázat: A fajok szociális magatartási formái (SBT). BORHIDI (1993) nyomán.

I. Természetes kompetítorok: C (+5)	
II. Stressztűrők:	A. Szűk ökológiai stressztűrők = specialisták: S (+6)
	B. Tág ökológiai stressztűrők = generalisták: G (+4)
III. Ruderálisok:	A. Zavart termőhelyek növényei = természetes pionírok: NP (+3)
	B. Emberi tényezőktől zavart termőhelyek növényei:
	a. Természetes termőhelyek zavarástűrő növényei: DT (+2)
	b. Flóra antropofil elemei (honos gyomfajok): W (+1)
	c. meghonosított és kivadult haszonnövények: I (-1)
	d. behurcolódott gyomok (adventív elemek): A (-1)
	e. a honos flóra ruderális kompetítorai: RC (-2)
	f. tájidegen agresszív kompetítorok: AC (-3)
Ritka fajok: a hazi flórában 5-20 populációban vannak jelen (r +2)	
Unikális fajok: a hazai flórában 1-5 populációban vannak jelen, vagy valamivel gyakoribbak, de hazánkon kívül nem fordulnak elő (u +4)	

5. táblázat: A fajok természetvédelmi érték kategóriái (TVK). SIMON (1988) nyomán.

Természetes állapotokra utaló fajok:	U: unikális vagy ritka fajok
	KV: kiemelten védett fajok
	V: védett fajok
	E: társulásokban domináns természetes fajok
	K: természetes kísérő fajok
	TP: természetes pionír fajok
Degradációra utaló fajok:	TZ: természetes zavarástűrő fajok
	A: adventív elemek
	G: gazdaságinövények
	Gy: gyomnövények, szegétális és ruderális fajok

A cönológiai felvételekből nyert adatok további elemzése céljából PODANI (1997) módszerét követve hasonlósági alapon osztályoztuk az egyes ismétléseket. Az így előállított dendrogramok segítségével megállapíthatjuk, hogy az egyes minták hány százalékban térnek el egymástól, ebből

következtethetünk a mintaterületek közötti különbségekre egyaránt. A módszer alkalmas az egy mintaterületen belül történt időbeli változások kimutatására is.

A hasonlósági alapon történő osztályozás alapjait PODANI (1993, 1997) fekteti le. Az adatokat további grafikus megjelenítése érdekében kétutas klaszteranalízist (heatmap) is készítettünk a cönológiai felvételek felhasználásával. Ebben az esetben Euklédieszi távolság függvény alapján hierarchikus klaszter analízist végzünk. A heatmap egy téglalap alakú tömbön, színskála szerint jeleníti meg adatainkat, az adat mátrixot két dendrogram szegélyezi. Az Y-tengelyen lévő dendrogram a fajok között lévő kapcsolatokat, míg az X-tengelyen lévő dendrogram a mintaterületek, illetve az adatgyűjtés ideje alapján meglévő kapcsolatokat jeleníti meg. Az ábrázoláskor az értékek egy kétdimenziós térképen színekkel vannak megjelenítve. A módszer nagy előnye, hogy nagy mennyiségű adat együttes áttekintésére és az összefüggések jobb értelmezésére is alkalmas. SNEATH (1957) volt az első, aki eredményeit klaszteranalízis által permutált csoportokba foglalta össze és ez által a sorokban és oszlopokban előforduló hasonló értékek könnyebben elválaszthatóak lettek egymástól. Ez az ábrázolási mód lehetővé teszi a hasonló értékek könnyebb csoportosítását.

Az egyes felvételek Shannon- és Simpson-diverzitásának kiszámolása után az egyes területek, illetve záródási fokok átlagát vettük, ezeket hasonlítottuk össze mindkét területen. Az átlagos diverzitásértékek kiszámolásán túl többletinformációt jelent az egyes típusok diverzitás profiljának megrajzolása. Ehhez a Rényi-féle diverzitás indexet használtuk fel (TÓTHMÉRÉSZ 1995).

A mikrocönológiai felvételekből származó adatokat JNP modellel (JUHÁSZ-NAGY és PODANI 1983, BARTHA 2008) számoltuk ki. A mikrocönológiai adatok feldolgozásakor a következő paramétereket értékeltük BARTHA et al. (1998, 2004), BARTHA és KERTÉSZ (1998) és BARTHA és ITTÉS (2001) szerint: fajok száma, fajok varianciája, fajkombinációk varianciája, florális diverzitás, asszociátum (rendezettség), relatív asszociátum.

A különböző variancia analízisekhez az R programcsomagot (2.13.0. verziót) használtuk. A scriptek közül az általános analízishez az ANOVA, a variancia analízis belső struktúrájának vizsgálatához a Tukey HSD tesztet alkalmaztuk.

A dolgozatban a Kutya-hegy esetében referenciaanyagként szereplő 2005-ös felvételezések MOLNÁR (2005) kutatásából származnak. Az egyes dendrogramok elkészítéséhez ZÓLYOMI 1939-41 között készített mintavételeit is felhasználtam.

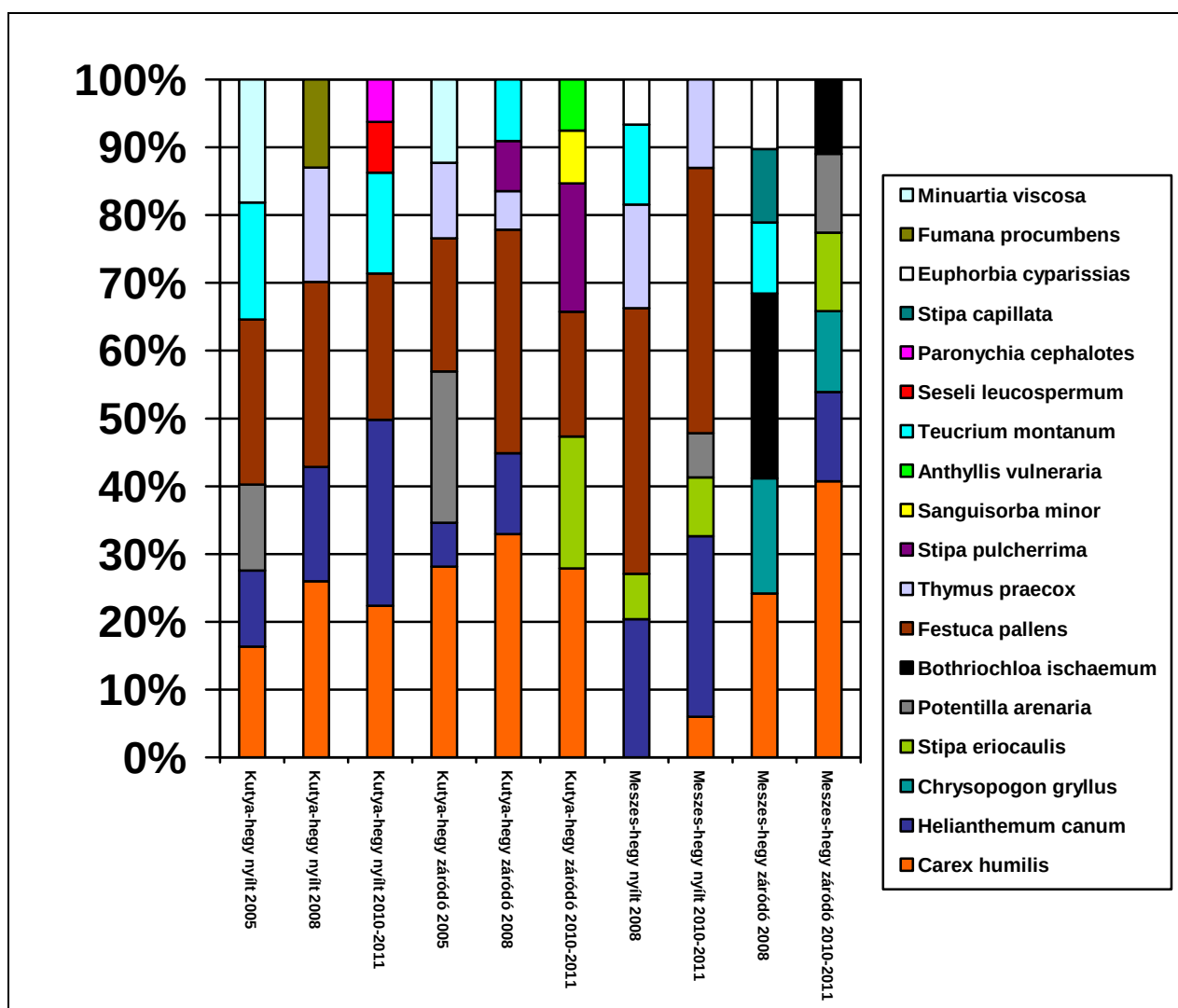
Az adatfeldolgozás során a 2010 és 2011-ben készület felvételeket a kiértékelések során egy adatsorként kezeltük, tekintettel arra, hogy a két ismételts az eredmények pontosabbá tétele, az évjáráthatások kiküszöbölése végett készültek.

5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

5.1. Cönológiai eredmények értékelése

5.1.1. Kvantitatív és kvalitatív értékelési módszerek

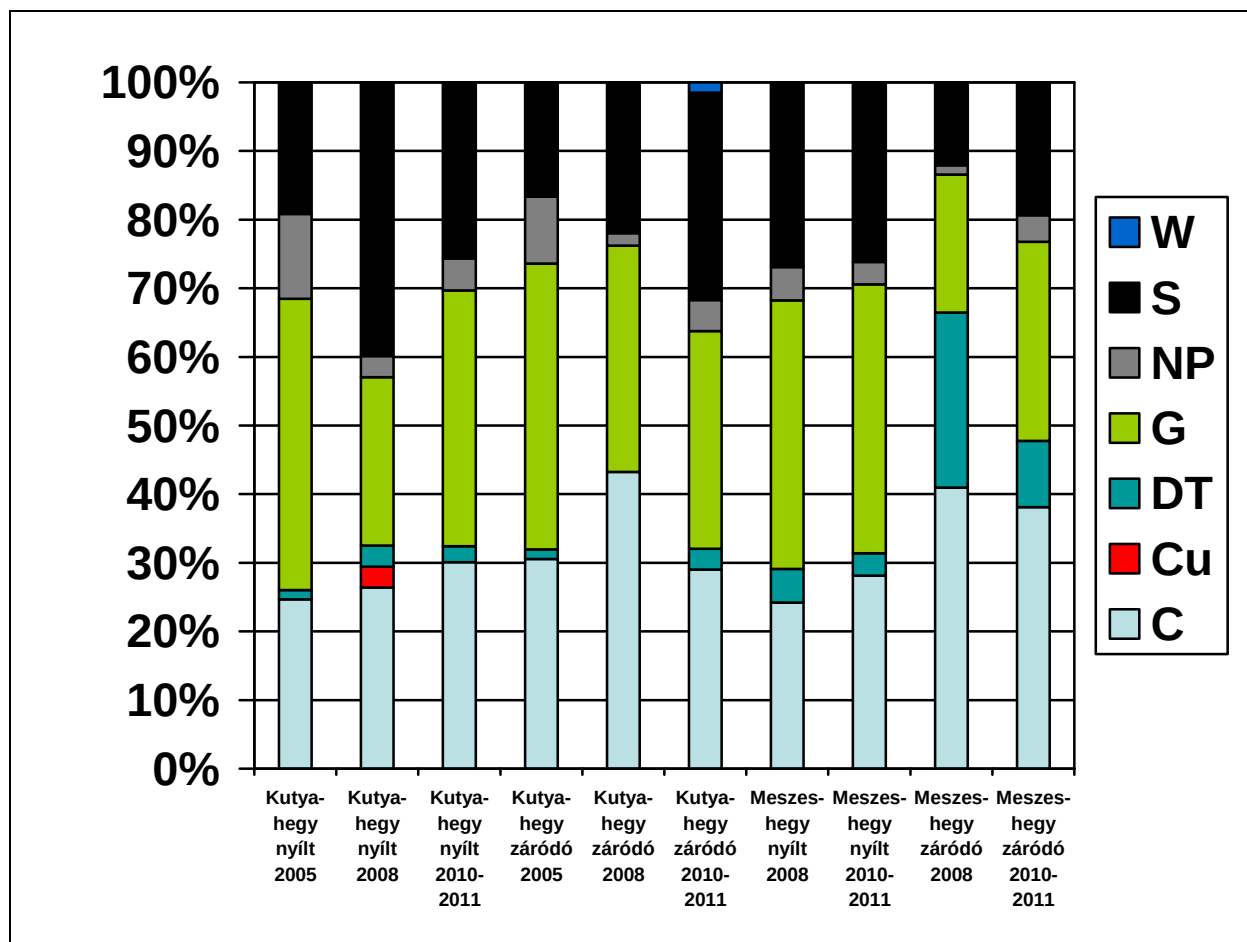
A 8. ábra a mintaterületeken domináló hat legnagyobb borítású faj 100%-ra kivetített arányait ábrázolja. Sok egyező faj mellett előfordulnak olyanok melyek csak az egyik vagy csak a másik mintaterületen tekinthetők dominánsnak. Ilyenek a Kutya-hegyen előforduló védett *Paronychia cephalotes*, *Stipa capillata* és a fokozottan védett *Seseli leucospermum*. A Meszes-hegyen ezzel szemben olyan fajok is dominálnak, mint az *Euphorbia cyparissias* vagy a *Bothriochloa ischaemum* fajok, melyek zavart termőhelyek jellemző növényei (SIMON 1988, BORHIDI 1993). Figyelembe véve a domináns fajok közötti differenciát a Kutya-hegyen előforduló gyepek egy jobb élőhelyként tűntethetők fel.



8. ábra: A mintaterületeken domináló hat legnagyobb borítású faj megoszlása (záródó: dolomit sziklafüves lejtő).

A két mintaterületen a fajok szociális magatartási formái (BORHIDI 1993) szerinti megoszlását a 9. ábra szemlélteti. A Kutya-hegyen a hat év alatt bekövetkezett eltérések közül a szűk ökológiai stressztűrők (S) arányának változását érdemes megfigyelni. Mind a nyílt, mind a dolomit sziklafüves lejtő esetében a tendencia a csoport arányaiban való növekedését mutatja. Ezzel párhuzamosan a természetes pionírok (NP) aránya csökkeni látszik. A nyílt gyepterületen a természetes kompetítorok (C) kismértékű növekedése is észrevehető. Ezek a folyamatok egy csökkenő zavarásnak kitett, regenerálódó, értékesebb élőhely irányába mutató változások.

A Meszes-hegyen megfigyelhetjük a zavarástűrő fajok (DT) a másik mintaterülethez képest nagyobb arányát. Ez a különbség elsősorban a dolomit sziklafüves lejtő esetében mutatkozik szembetűnőbben. Itt legtöbb esetben a *Chrysopogono-Caricetum humilis* asszociáció *Bothriochloa ischaemum* fációsét találtuk meg. Szintén a Kutya-hegyhez képest a terület zavartabb állapotát jelzi a szűk ökológiai stressztűrők (S) alacsony jelenléte is.



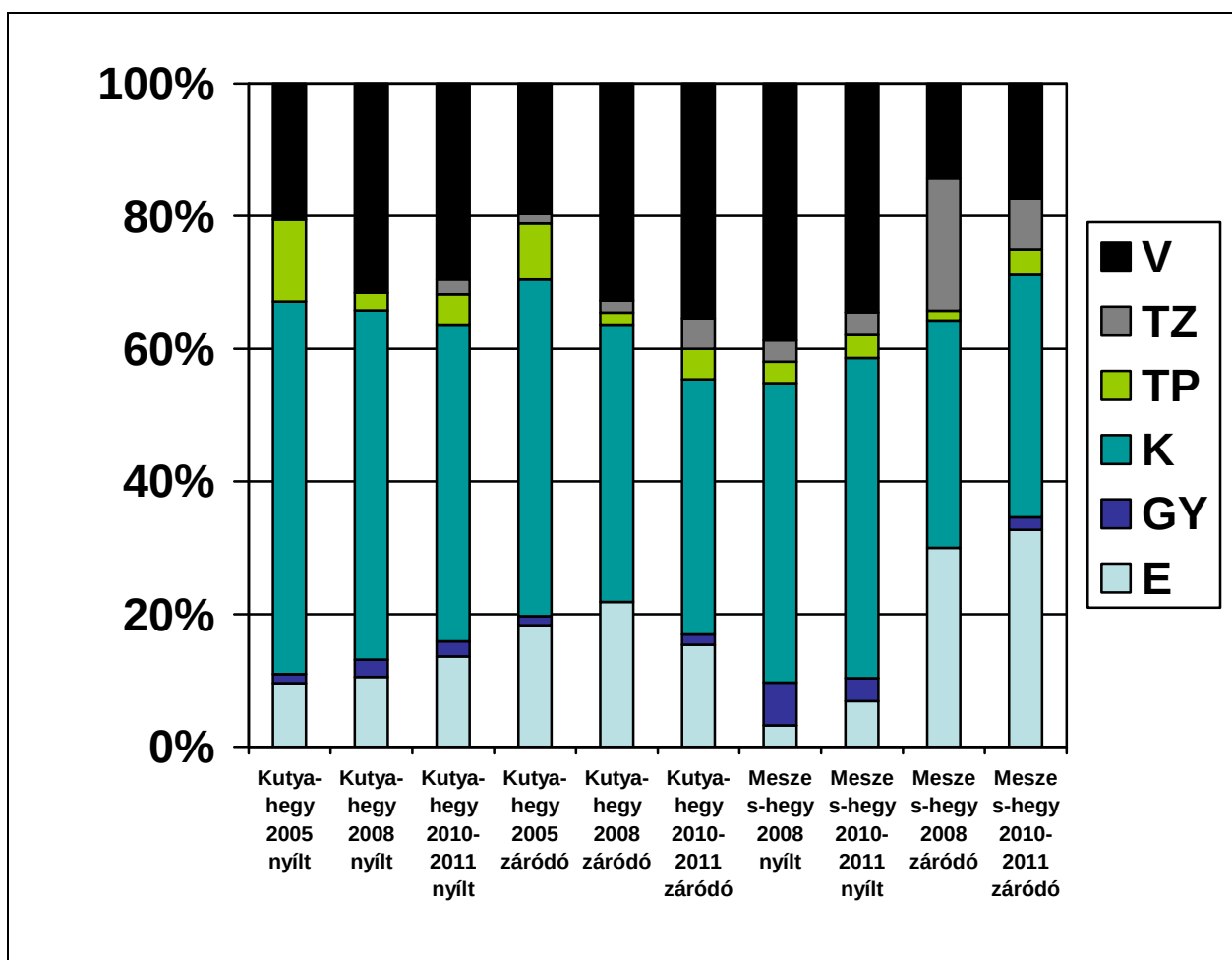
9. ábra: A fajok szociális magatartási formái szerinti megoszlás a mintaterületeken (záródó: dolomit sziklafüves lejtő).

A fajok természetvédelmi értékei (SIMON 1988) szerinti csoportosítást a 10. ábra szemlélteti. A Kutya-hegyen hasonló tendenciákat fedezhetünk fel, mint amilyenek az SBT osztályozás során is

adódtak. A védett fajok (V) dominanciája a nyílt és dolomit sziklafüves lejtő gyepek esetében is erősödik, míg a természetes pionírok aránya jelenleg fele a 2005-ös állapothoz képest. CSONTOS és LŐKÖS (1992) a területet a természetes zavarástűrők (TZ) nagy arányával jellemezte, jelenlegi előfordulásuk 1-3% közé esett vissza. A jellemzőket összegezve ugyancsak megállapíthatjuk a gyepterületre jellemző regenerálódó tendenciát.

A Meszes-hegy tekintetében a nyílt mintaterületeken a gyomok (GY) 4-6%-os, a dolomit sziklafüves lejtő felvételeiben a természetes zavarástűrők (TZ) 8-20%-os és a védett fajok csekély jelenléte a terület zavart állapotára utalhat. A gyomok jelenlétének egyik okaként a muflonok által felszakított gyepfelszín közelében megjelenő nyílt felszínek létrejöttét tehetjük felelőssé.

Nagyon markáns különbségeket nem mutatnak a mintaterületek a két értékkategória tekintetében, azonban a Kutya-hegy regenerációra utaló jelei – valamint a csak itt mutatkozó értékes unikális természetes kompetitor (Cu) kategória (9. ábra) – a Meszes-hegy stagnáló és zavartabb állapotához képest értékes információknak bizonyulnak és a további eredmények megerősítésére szolgálhatnak.



10. ábra: A fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti csoportosítása a két mintaterületen (záródó: dolomit sziklafüves lejtő).

A 6. és 7. táblázat azokat a fajokat foglalja magába, melyek csak az egyik vagy csak a másik mintaterületen fordultak elő a vizsgálat során. Összehasonlítva a két táblázatot szembevetjük, hogy a Meszes-hegyen mindössze 11 olyan faj fordult elő, melyet a Kutya-hegyen nem találtunk meg, míg fordított esetben 27 az ilyen fajok száma.

A fajok legnagyobb hányada mint színező elem fordul elő mindkét területen, tehát alap fajkészletükben nem különül el a két helyszín. A Meszes-hegy esetében a *Bothriochloa ischaemum* faj található meg jelentős borítási értékkel, ami zavart élőhelyet jellemez. A Kutya-hegyen a *Seseli leucospermum*-ot és a *Draba lasiocarpa*-t, mint értékes fajokat említhetjük meg, melyek magas borítási érték mellett fordultak elő.

6. táblázat: Kizárólag a Meszes-hegyen előforduló fajok, a szociális magatartási formák szerint csoportosítva (záródó: dolomit sziklafüves lejtő).

Csak a Meszes-hegyen előforduló fajok:	2008	2008	2010-2011	2010-2011
	nyílt	záródó	nyílt	záródó
generalisták (G)	borítás (%)			
<i>Hieracium bauhinii</i> Schult. (agg.)	0	0	0,1	0
<i>Inula ensifolia</i> L.	0	0	0	0,2
<i>Aster linosyris</i> (L.) Bernh.	0	0	0,1	0
természetes zavarástűrők (DT)				
<i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng	0	13,3	0	3,5
<i>Carex caryophylla</i> Latour.	0	0,0	0,0	0,5
<i>Centaurea micranthos</i> S. G. Gmel.	0	0,3	0	0
<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	0,2	0,3	0	0
szűk ökológiai stressztűrők (S)				
<i>Onosma visianii</i> Clem.	0	0	0,2	0
<i>Jurinea mollis</i> (L.) Rchb.	0	0	0	0,1
<i>Seseli hippomarathrum</i> Jacq.	0,1	0	0,3	0,3
<i>Vinca herbacea</i> W. et K.	0	0,5	0	0,3

A 8. táblázatban két védett faj, a *Dianthus plumarius* subsp. *regis-stephani* és a *Seseli leucospermum* fajokat vizsgáltam meg annak függvényében, hogy a lineákban rögzített 5x5-cm-es mikrokvadrátokban mely fajokkal társultak. Mindkét védett növény előfordulását tekintve leginkább a *Thymus praecox* faj közelségét preferálta. Ugyancsak gyakran társultak a *Helianthemum canum* és a *Fumana procumbens* fajokkal is. Érdeemes megjegyezni, hogy a legnagyobb borítást adó *Carex humilis* mellé viszonylag kevés esetben párosultak.

7. táblázat: Kizárólag a Kutya-hegyen előforduló fajok, a szociális magatartási formák szerint csoportosítva (záródó: dolomit sziklafüves lejtő).

Csak a Kutya-hegyen előforduló fajok:	2005	2005	2008	2008	2010-2011	2010-2011
	nyílt	Záródó	nyílt	záródó	nyílt	záródó
szűk ökológiai stressztűrők (S)	borítás (%)					
<i>Seseli leucospermum</i> W. et K.	0,8	0,3	2,6	0	1,9	0,2
<i>Ononis pusilla</i> L.	0	0	0	0	0	0,2
<i>Iris arenaria</i> W. et K.	0	0	0	0,4	0	0,3
<i>Galium lucidum</i> All.	0	0	0	0	0	0,2
<i>Draba lasiocarpa</i> Roch.	1,0	0,6	0,6	1,0	1,0	0,1
<i>Adonis vernalis</i> L.	0	0	0	0	0	0,6
generalisták (G)						
<i>Fragaria viridis</i> Duch.	0	0,8	0	0	0	0,1
<i>Erysimum odoratum</i> Ehrh.	0	0	0	0	0	0,1
<i>Allium flavum</i> L.	0,3	0	0	0	0	0
<i>Helictotrichon pubescens</i> (Huds.) Pilger	0	0	0	0	0	0,1
<i>Vincetoxicum hirsutinaria</i> Medik.	0	0,3	0	0,4	0	0,2
<i>Seseli osseum</i> Cr.	0,1	0	0	0	0	0
<i>Stachys recta</i> L.	0	0	0	0	0	0,2
<i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) Druce	2,5	2,8	0,4	1,4	0,1	0,1
<i>Potentilla recta</i> L.	0	0	0	0	0	0,1
<i>Muscari racemosum</i> (L.) Mill.	0	0	0	0	0	0,3
természetes kompetitorok (C)						
<i>Festuca valesiaca</i> Schleich.	0	0	0	0	0	0,2
<i>Bromus pannonicus</i> Kummer et Sendtner	0	0	0	0	0	0,2
<i>Genista pilosa</i> L.	0	0	0,2	0,4	1,6	1,2
<i>Geranium sanguineum</i> L.	0	0	0	0	0	0,1
<i>Koeleria glauca</i> (Schkuhr) DC. s.str.	0,2	0,5	0	0	0	0
természetes zavarástűrők (DT)						
<i>Galium verum</i> L.	0	0	0	0	0	0,3
<i>Thlaspi perfoliatum</i> L.	0	0	0	0	0	0,3
természetes pionírok (NP)						
<i>Saxifraga tridactylites</i> L.	0	0	0	0	0	0,5
<i>Sedum sexangulare</i> L.	0	0	0	0	0	0,2
unikális természetes kompetitorok (Cu)						
<i>Carex lasiocarpa</i> Ehrh.	0	0	0,2	0	0,3	0

8. táblázat: A *Dianthus plumarius* subsp. *regis-stephani* és a *Seseli leucospermum* fajokhoz társult növények az 5x5 cm-es mikrokvadrátokban.

<i>Dianthus plumarius</i> subsp. <i>regis-stephani</i>		<i>Seseli leucospermum</i>	
<i>Thymus praecox</i>	9	<i>Thymus praecox</i>	18
önmagában	6	<i>Helianthemum canum</i>	13
<i>Helianthemum canum</i>	6	<i>Festuca pallens</i>	10
<i>Fumana procumbens</i>	5	<i>Fumana procumbens</i>	9
<i>Carex humilis</i>	3	<i>Teucrium montanum</i>	9
<i>Teucrium montanum</i>	3	<i>Carex humilis</i>	4
<i>Euphorbia cyparissias</i>	3	<i>Paronichia cephalotes</i>	3
<i>Anthericum ramosum</i>	2	<i>Potentilla arenaria</i>	2
<i>Seseli leucospermum</i>	1	<i>Minuartia viscosa</i>	2
<i>Globularia aphyllanthes</i>	1	<i>Linum tenuifolium</i>	2
<i>Thesium linophyllum</i>	1	önmagában	2
<i>Asperula cynanthera</i>	1	<i>Thesium linophyllum</i>	2
<i>Sanguisorba minor</i>	1	<i>Scorzonera austriaca</i>	2
<i>Festuca pallens</i>	1	<i>Dianthus plumarius</i> subsp. <i>regis-</i>	1
<i>Draba lasiocarpa</i>	1	<i>Carex liparicarpos</i>	1
		<i>Dianthus pontedra</i>	1
		<i>Anthyllis vulneraria</i>	1
		<i>Sanguisorba minor</i>	1

5.1.2. Diverzitásfüggvények

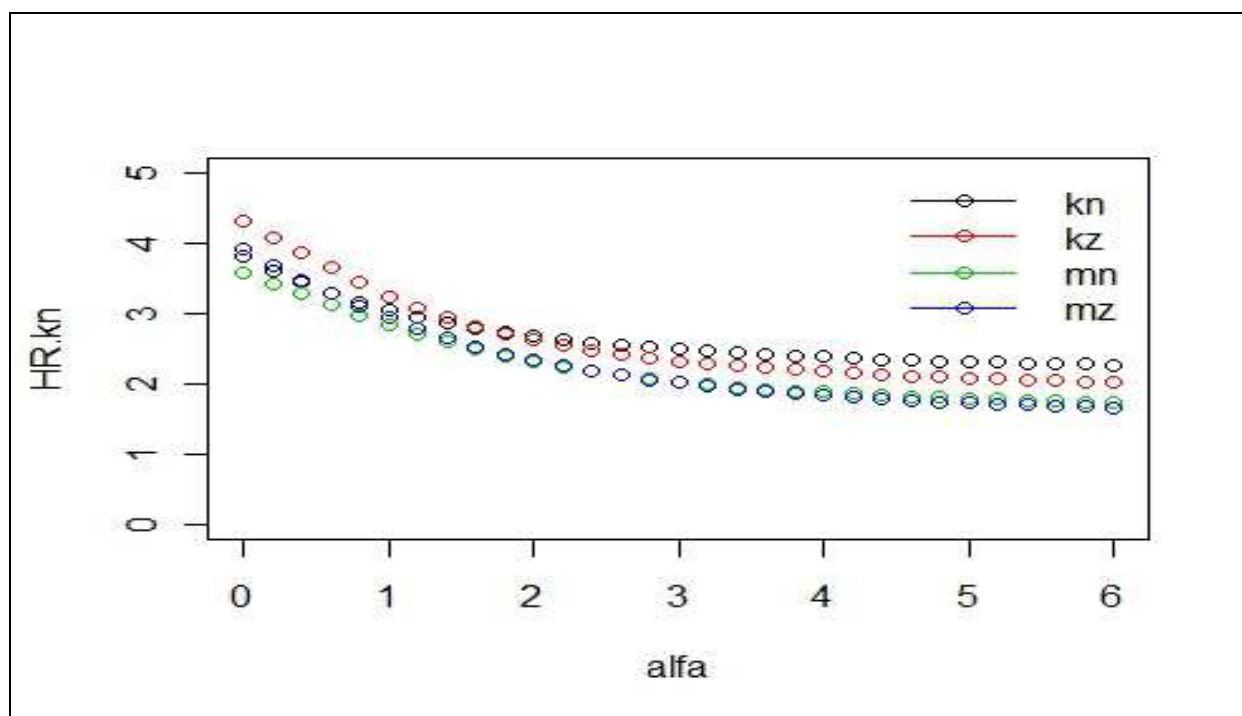
A Shannon és Simpson értékek kiszámolásával az életközösségek diverzitását mérhetjük. Míg előbbi a ritka fajok előfordulását ábrázolja jobban, addig utóbbi a domináns fajok jelenlétére érzékenyebb. A Shannon-diverzitás értéke akkor maximális, ha minden faj egyenlő mértékben fordul elő a területen. A magasabb érték magasabb fokú diverzitásra utal mindkét függvény esetében (9. táblázat).

9. táblázat: A Shannon- és Simpson-diverzitás értékei a két mintaterületen a különböző mintavételi években (záródó: dolomit sziklafüves lejtő).

	Shannon-diverzitás:	Simpson-diverzitás:
Kutya-hegy nyílt 2005.	2,491306	0,893872
Kutya-hegy nyílt 2008.	2,606796	0,910872
Kutya-hegy nyílt 2010-2011.	2,545107	0,893501
Kutya-hegy záródó 2005.	2,285861	0,862267
Kutya-hegy záródó 2008.	2,461855	0,872225
Kutya-hegy záródó 2010-2011.	2,629611	0,885087
Meszes-hegy nyílt 2008.	2,137749	0,824138
Meszes-hegy nyílt 2010-2011.	2,296446	0,865154
Meszes-hegy záródó 2008.	2,483095	0,872561
Meszes-hegy záródó 2010-2011.	2,305996	0,849494

A 9. táblázat foglalja össze a két mutató értékeit a mintaterületeken. A Kutya-hegyen az idő függvényében a diverzitás növekedése állapítható meg – kivéve a nyílt térszín esetében a 2010-2011-es minták a diverzitás csökkenéséről számolnak be. A diverzitás növekedése a terület kisebb zavarásából adódó regenerációs folyamatokkal magyarázható. A két mintaterületet összehasonlítva azt tapasztaljuk, hogy a 2008-as dolomit sziklafüves lejtő mintavételek kivételével az összes többi esetben a Kutya-hegy területe bizonyult diverzebb élőhelynek.

Az egyes típusok diverzitás profiljának megrajzolásához használt Rényi-féle index alakulását mutatja a 11. ábra. A görbe a sokféleség mértékét az y tengely értékei alapján méri. A magasabb y érték nagyobb változatosságú élőhelyet jelöl. Az ábra alapján elmondhatjuk, hogy a Kutya-hegyen található gyepek diverzebb életközösséget alkotnak a Meszes-hegyen található gyeptársulásokkal ellentétben.



11. ábra: A Rényi-féle diverzitás index alakulása a mintaterületeken az 1x1 m-es kvadrátok alapján. (kn: Kutya-hegy nyílt, kz: Kutya-hegy záródó, mn: Meszes-hegy nyílt, mz: Meszes-hegy záródó (záródó: dolomit sziklafüves lejtő)).

5.1.3. A többváltozós adatfeltáró módszerek eredményei

PODANI (1997) többváltozós adatfeltáró módszerei segítségével hasonlósági alapon osztályozhatjuk az egyes felvételeket. A felvételek csoportokba rendeződése és alacsonyabb érték mentén való összekapcsolódása jelzi két mintavétel hasonlóságát. Az eltérő kvadrátokat egymástól távol és magasabb érték mentén összekapcsolva találjuk meg a dendrogramokon. A módszer a

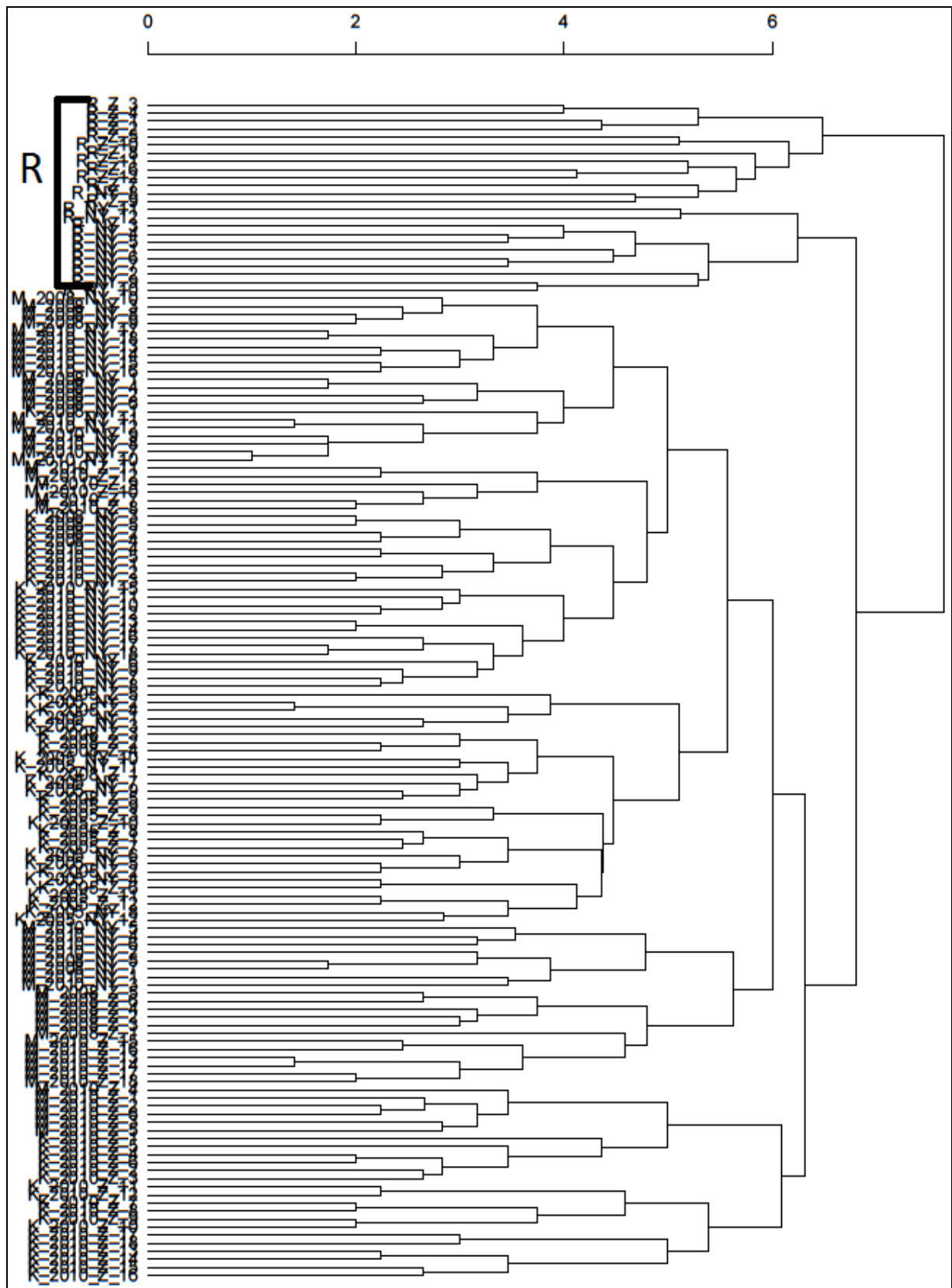
különbség irányát vagy minőségét nem ábrázolja, csupán az eltérés tényét és annak mértékét képes mutatni.

A klasszifikációs eredményeket mutatja a 12. ábra. Itt valamennyi felvétel szerepel, beleértve MOLNÁR (2005) és ZÓLYOMI (1939-1941) kvadrátjait is. A módszer ilyen nagy léptékben való alkalmazása lehetővé teszi számunkra, hogy megállapítsuk a Budai-hegység sziklagyepein bekövetkezett változásokat 60 év távlatában. Az „R” (1939-1941-es) kóddal kezdődő minták a dendrogramon egy csoportba rendeződnek és egyértelműen elkülönülnek a többi felvételtől. Egyemáshoz képest az 1939. és 1941. közötti *Seselio leucospermi-Festucetum pallentis* és a *Chrysopogono-Caricetum humilis* társulásokhoz sorolt – a Budai-hegység több pontjából származó – felvételek jól elkülönülnek. A „rég” felvételek a 2005-2011. között készült valamennyi cönológiai felvételtől markánsan különböznek. Ebből következően a kb. 60 évvel ezelőtt készült felvételek jelentősen eltérő fajegyütteseket tartalmaznak. A dominancia viszonyokra nem tudunk utalni, mert az összehasonlításra használt régi felvételekben csak jelenlétre vagy hiányra utaló adatok szerepelnek. SZITÁR és TÖRÖK (2011) hasonló vizsgálatai is a dolomit vegetáció változására hívják fel a figyelmet, emellett a degradáció tényét is megállapítják.

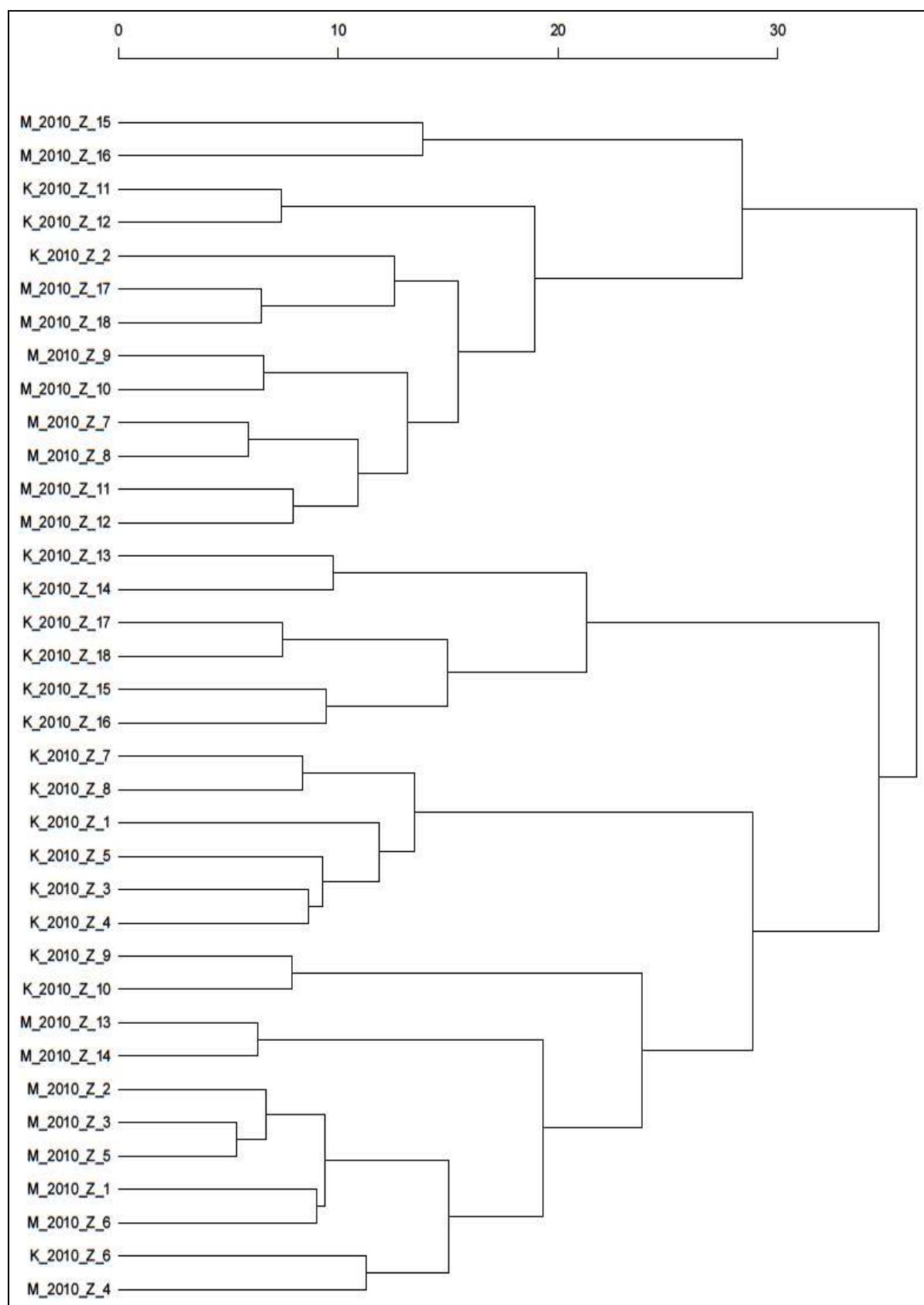
Ilyen lépték mellett a közelmúltban készült felvételek alacsonyabb érték mentén alkotnak homogén csoportokat. Az általunk készített kvadrátok alapján a dolomit sziklagyep jelentősen megváltozott az elmúlt 60 év során. Az átfogó léptékű összevetést követően az összehasonlított változók számának csökkentésével az egymáshoz képest kisebb eltérést mutató kvadrátok is jól elkülöníthető csoportokat alkotnak.

A 13. ábrán látható dendrogram a Kutya- és Meszes-hegyen a 2010-2011-es év során készült dolomit sziklafüves lejtő (záródó) mintákat ábrázolja. A minták két jól elkülöníthető csoportot alkotnak, ezek azonban mindkét mintaterületből tartalmaznak felvételeket. Alacsonyabb érték mellett a két terület végül elkülönül egymástól. Fontos megjegyeznünk tehát, hogy a dolomit sziklafüves lejtő felvételeinek az esetében nem markánsak az eltérések az elkerített és a nagyvad által szabadon bejárható terület között. A dendrogramok mellé párosuló kétutas klaszteranalízis (heatmap) révén leolvashatjuk a fajok dominanciáját az egyes mintákban. A sárga szín a faj átlagos előfordulására, a zöld szín az átlagosnál alacsonyabb, míg a piros szín kiugróan magas értékre utal.

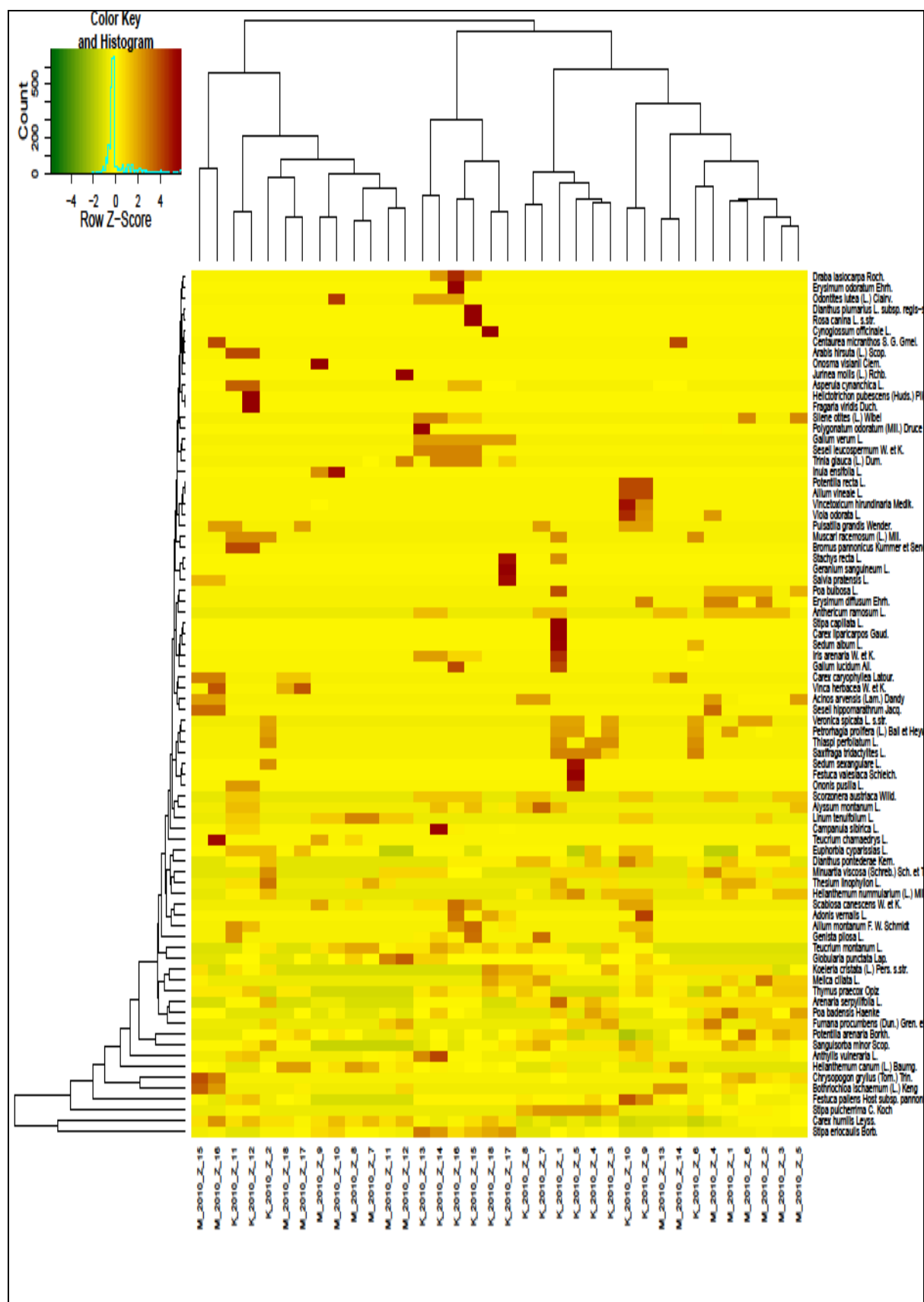
A 13. ábrán a Meszes-tetőn készült M_2010_Z_15-ös és 16-os minták nagyon eltérőnek bizonyultak a többi felvételhez képest. A 14. ábráról leolvasható, hogy M_2010_Z_15-ös és 16-os cönológiai a felvételekben a *Bothriochloa ischaemum* borítási értéke kiemelkedően magas. A faj felszaporodása zavarásnak kitett élőhelyek indikátoraként értelmezhető. Itt a legnagyobb a *Chrysopogon gryllus* borítása is. A K_2010_Z_11-es és 12-es kvadrátok fajkészletére jellemző a *Muscari racemosum*, *Pulsatilla grandis*, *Helictotrichon pubescens*, *Fragaria viridis* és *Arabis hirsuta* faj, a többi kutya-hegyi mintához képest, nagyobb dominanciája (14. ábra).



12. ábra: Hasonlósági alapon történő osztályozás 1939-1941, 2005, 2008 és 2010-2011 adatok felhasználásával. (Z: záródó gyep, NY: nyílt gyep, R: 1939-1941-es felvételek, M: Meszes-hegy, K: Kutya-hegy, a 2010-2011-es felvételek összevontan 2010-es dátummal lettek jelölve, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)

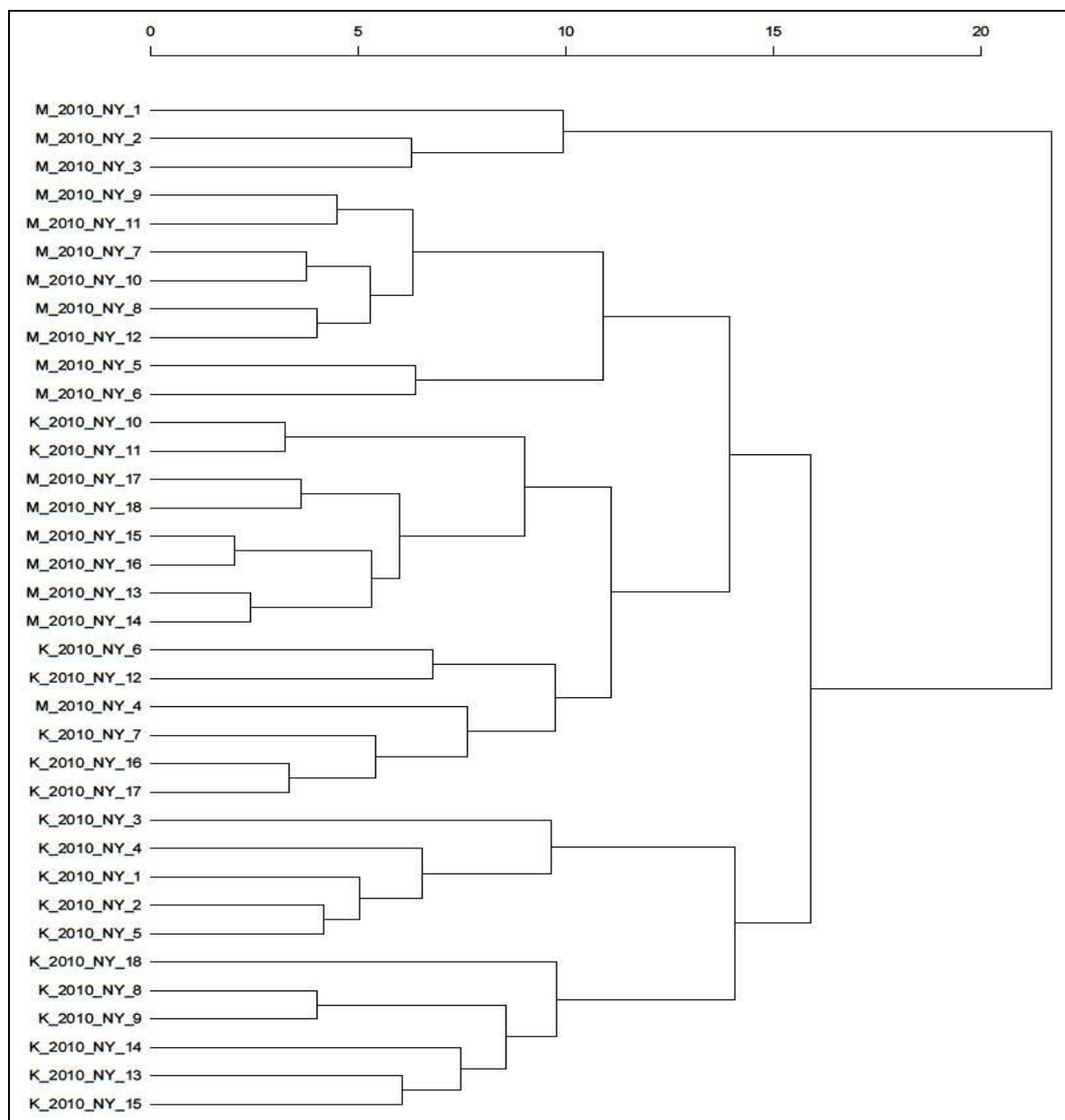


13. ábra: Hasonlósági alapon történő osztályozás a Kutya- és a Meszes-hegyen található záródó gyepek esetében. (Z: záródó gyepek M: Meszes-hegy, K: Kutya-hegy, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)

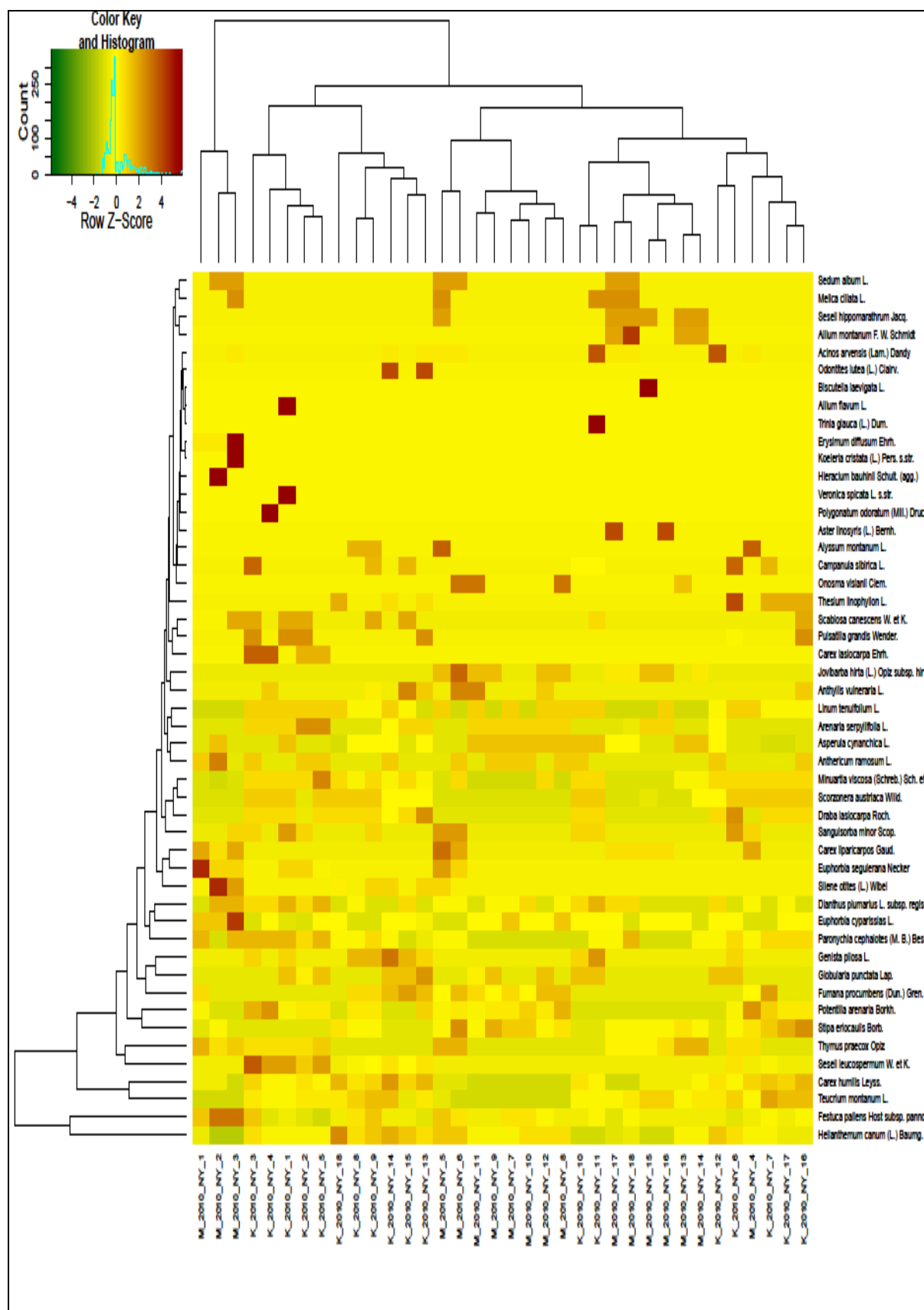


14. ábra: Kétutas klaszteranalízis ábrázolása (heatmap) a Kutya- és a Meszes-hegyen található záródó gyepek esetében 2010-2011-ben. (Z: záródó, K: Kutya-hegy, M: Meszes-hegy) (záródó: dolomit sziklafüves lejtő).

A 15. ábra a nyílt mintanegyzetek eredményeit mutatja. Leolvashatjuk, hogy a felvételek két jól elkülöníthető csoportot alkotnak. Megállapíthatjuk, hogy a nyílt felületek tekintetében számottevő eltérés tapasztalható a Kutya- és a Meszes-hegy felvételeiben. A K-2010-NY-10-es és 11-es kvadrát elkülönülésének oka a *Trinia glauca*, *Odontites lutes* és *Melica ciliata* fajok kiugróan magas borítási értékében keresendő (16. ábra). Az M-2010-NY-4 mintanegyzetben a *Thesium linophyllon* és *Campanula sibirica* faj a többi meszes-hegyi mintától eltérő borítási értékéből adódóan különbözik (16. ábra).



15. ábra: Hasonlósági alapon történő osztályozás a Kutya- és a Meszes-hegyen található nyílt gyepek esetében. (NY: nyílt gyepek M: Meszes-hegy, K: Kutya-hegy, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)

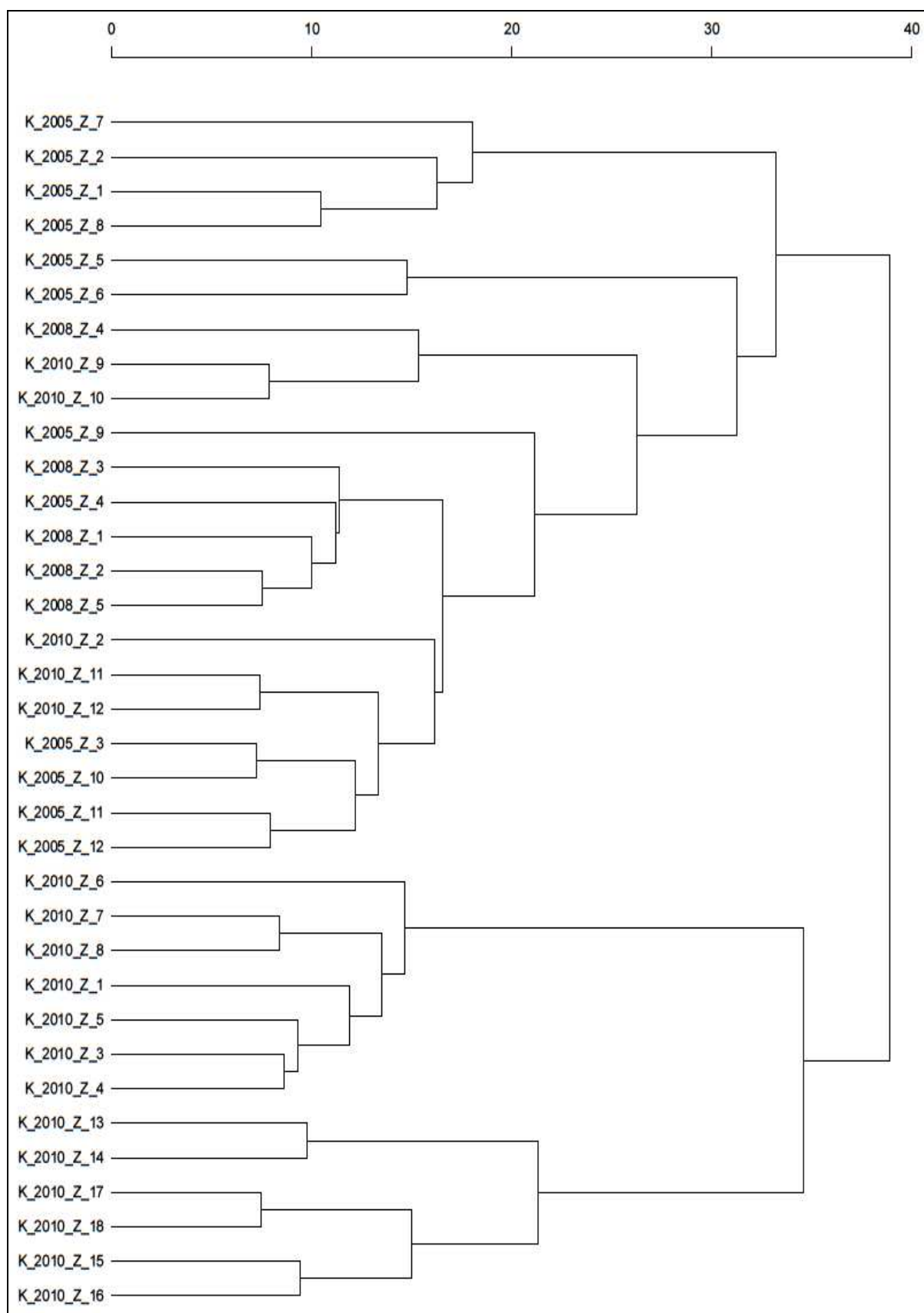


16. ábra: Kétutas klaszteranalízis ábrázolása (heatmap) a Kutya- és a Meszes-hegyen található nyílt gyepek esetében (NY: nyílt, K: Kutya-hegy, M: Meszes-hegy, záródó: dolomit sziklafüves lejtő).

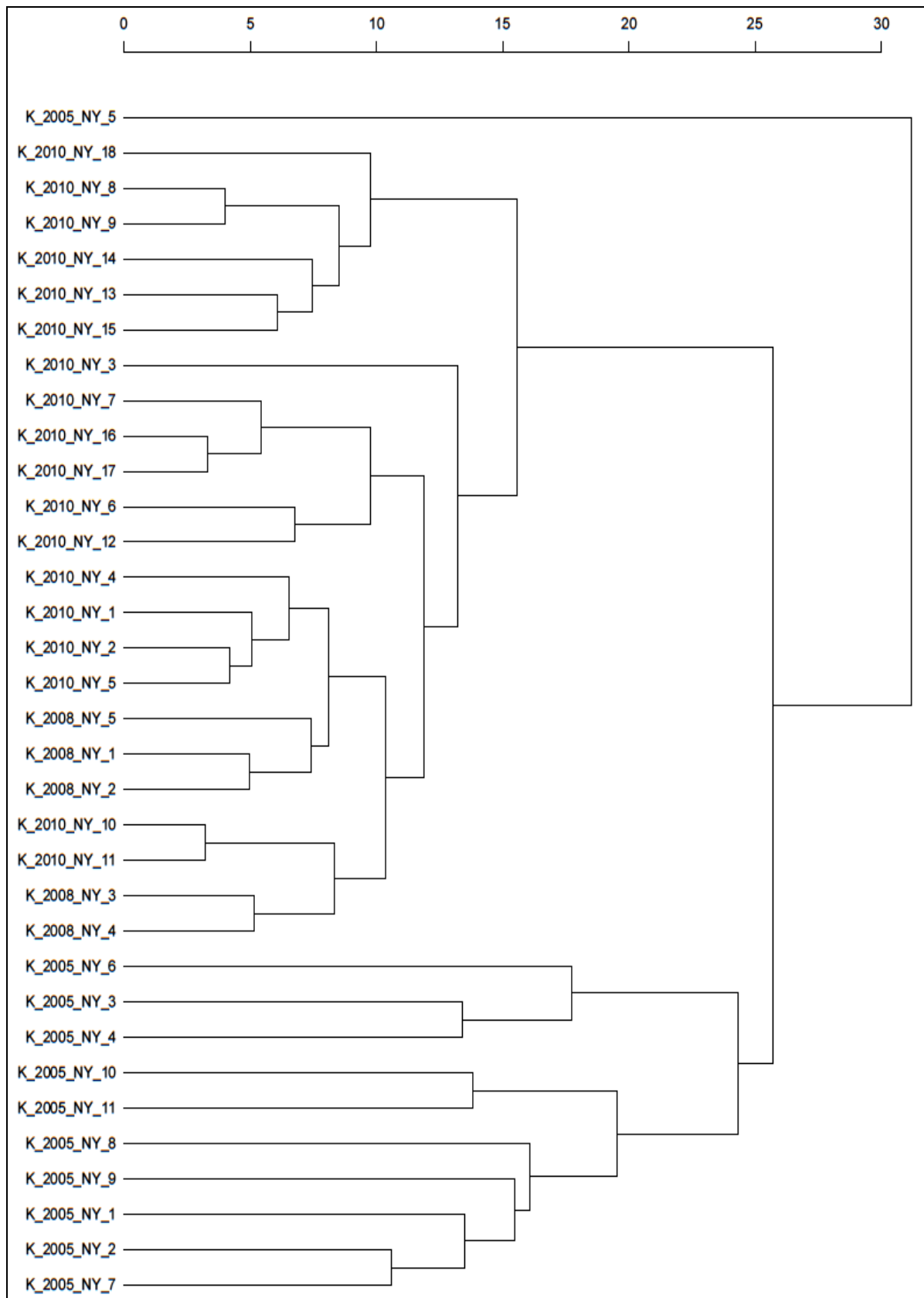
Az alábbi két dendrogram (17. és 19. ábra) a Kutya-hegyen az idő függvényében bekövetkező változások adatait mutatja. A záródó gyepek esetében (17. ábra) két fő csoportra

oszlának a felvételek. 2010-2011-ben készült felvételek zöme nagyon markáns eltérést mutat a többi felvétellel szemben. A 2005-ös, 2008-as és 2010-2011-es kvadrátok kisebb hányada alacsonyabb értékek mentén válnak csupán szét és alkotnak homogén egységeket. Ebből következően a cönológia felvételek közel kétharmada egymáshoz közepesen hasonlóak, míg a 2010-2011-es cönológiai felvételek zöme jelentős eltérést mutat. Ha figyelembe vesszük a Kutya-hegyen 2005-ben történt elkerítést, amit a vadlétszám jelentős csökkenése követett 2006 és 2007-ben világossá válik a korábbi és későbbi felvételek elkülönülése zavaró hatás megszűnése következtében. Ez alapján a vadak által okozott nyomás már egyáltalán nem jelentkezett a 2010 és 2011-es felvételek zömében. A K-2010-Z 9,10,11,12-es sorszámú felvételekben a következő fajok borítási értéke tért el jelentősen: *Erysimum diffusum*, *Allium vineale*, *Potentilla recta*, *Bromus pannonicus*, *Arabis hirsuta*, *Helictotrichon pubescens*. A következő fajok dominanciája nőtt meg egyes 2010-2011-es kvadrátokban: *Trinia glauca*, *Silene otites*, *Galium verum*, *Odontites lutea*, *Erysimum odoratum*, *Cynoglossum officinale*, *Alyssum montanum*, *Iris arenaria*, *Galium lucidum*, *Poa bulbosa*, *Chrysopogon gryllus*, *Stipa capillata*, *Carex liparycarpos* és *Petrorhagia prolifera* (18. ábra).

A Kutya-hegyen a nyílt gyepfelszín esetében a különböző években készült felvételekben a záródó dolomit sziklafüves felvételhez képest az eltérések más módon alakultak (19. ábra). A 2005-ös felvételek egyértelműen elkülönülnek a 2008 és 2010-2011-es felvételektől. A nyílt gyepp összetétele jelentősebben megváltozott. A muflon és más nagyvadak által a területre gyakorolt nyomás megszűnését követően jobb állapot irányába mozdult el, amit a diverzitási értékek is mutatnak. A 2008-as és 2010-2011-es felvételek alacsony különbözőségi szinten alkottak homogén csoportokat. A szembevetve elkülönülő K-2005-NY-5-ös minta a *Potentilla arenaria* és a *Thymus praecox* fajok kimagasló értéke, illetve a *Teucrium montanum* faj teljes hiánya következtében tér el alapvetően a többi mintához képest (20. ábra). 2005-höz képest az alábbi fajok borítási értékei nőttek meg: *Campanula sibirica*, *Melica ciliata*, *Silene otites*, *Pulsatilla grandis*, *Anthyllis vulneraria*, *Arenaria serpyllifolia* valamint *Carex lasiocarpa*. Ezzel szemben a *Poa badensis* és az *Allium flavum* fajok borítása a 2005-ös évben volt nagyobb (20. ábra).



17. ábra: Hasonlósági alapon történő osztályozás a Kutya-hegyen a záródó gyep esetében a 2005, 2008 és 2010-2011-es években. (Z: záródó gyepek K: Kutya-hegy, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)

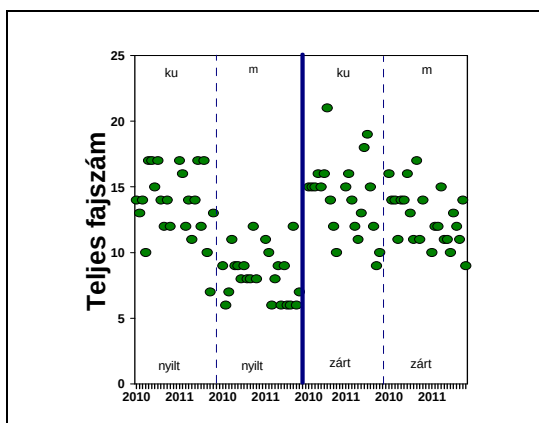


19. ábra: Hasonlósági alapon történő osztályozás a Kutya-hegyen a nyílt gyep esetében a 2005, 2008 és 2010-2011-es években. (NY: nyílt gyep K: Kutya-hegy, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)

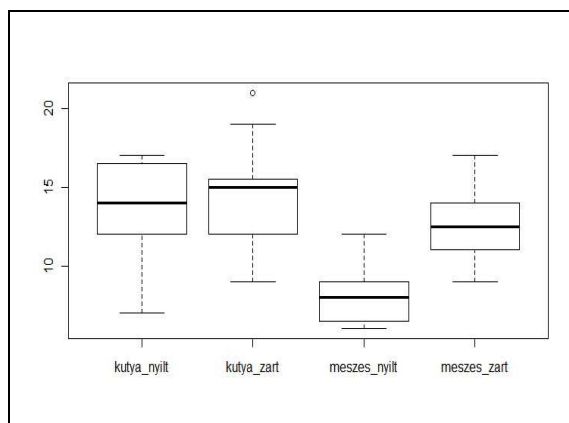
5.1.4. Mikrocönológiai elemzések eredményei

A mikrocönológiai elemzések révén megerősíthetjük a klasszikus cönológiai felvételekből származó következtetéseinket. A mikrocönológiai eredmények szerint a nyílt gyepekben mutatkozik különbség, ahol minden diverzitás típusú mérték alacsonyabb a Meszes-hegyen. A dolomit sziklafüves lejtő felvételei alapján nincs szignifikáns eltérés a két mintaterület között.

A lineánkénti teljes fajszám alakulásait a 21-22. ábráról olvashatjuk le. Míg ez az érték a Kutya-hegyen fekvő nyílt gyepek esetében átlagosan 14, addig a Meszes-hegyen mindössze 7,5 (22. ábra). A természetes rendszerek stabilitásának egyik legmegbízhatóbb fokmérője összetevőik sokfélesége. Ebből kiindulva megállapítható, a Kutya-hegyen a nagyvadak nyomásának alig kitett nyílt sziklagyepek, a Meszes-hegyen található gyepeknél stabilabb életközösséget alkot. A fajszám tekintetében a többi mérőszámtól eltérően a dolomit sziklafüves lejtő esetében is magasabb értéket találunk a Kutya-hegyen.

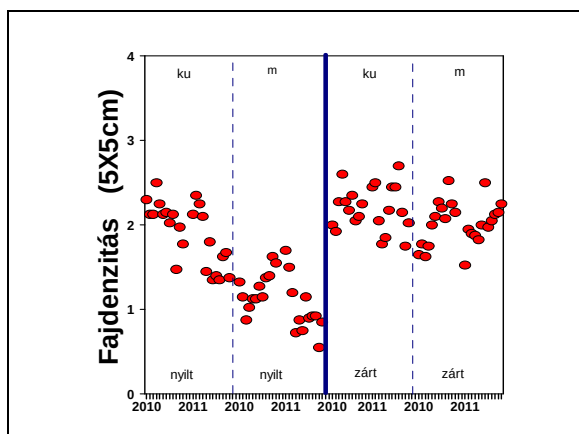


21. ábra: A teljes fajszám alakulása az egyes lineákban a két mintaterületen a nyílt és záródó gyepek esetében. (ku: Kutya-hegy, m: Meszes-hegy, 1 pont = 1 linea, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)

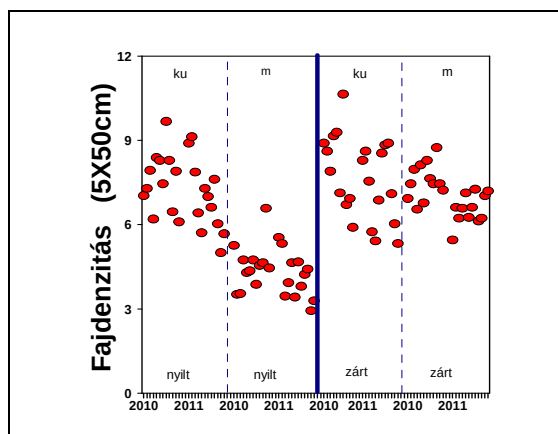


22. ábra: A teljes lineánkénti fajszám variancia analízisének ábrázolása a két mintaterületen a nyílt és a záródó gyepek esetében (záródó: dolomit sziklafüves lejtő)

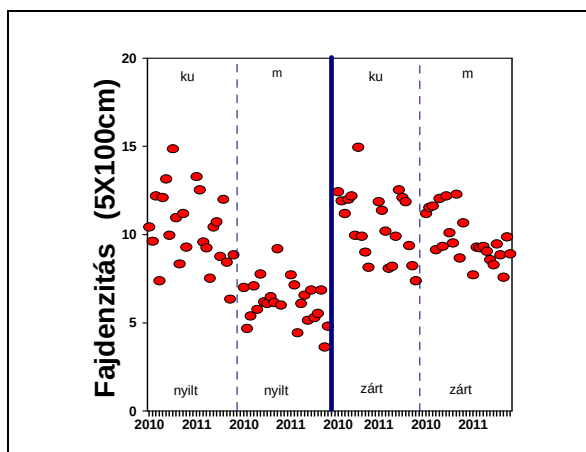
A fajdenzitás – adott mérettartományokban a fajok átlagos száma, mértékét összesen három térlépték mentén vizsgáltuk meg. Az 5, 50 és 100 cm-es tartomány esetében kapott eredmények mindhárom esetben hasonlóan mutattak (23-25. ábra). A Kutya-hegy esetében a fajdenzitási értékek a másik mintaterülethez képest közel a kétszeresét mutatták a nyílt gyepekben.



23. ábra: A fajdenzitás mértéke 5 cm-es lépték esetén a nyílt és záródó gyepek esetében a két mintaterületen. (ku: Kutya-hegy, m: Meszes-hegy, 1 pont = 1 linea, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)

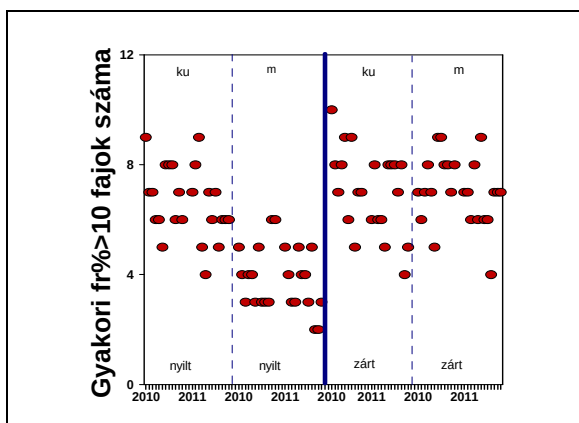


24. ábra: A fajdenzitás mértéke 50 cm-es lépték esetén a nyílt és záródó gyepek esetében a két mintaterületen. (ku: Kutya-hegy, m: Meszes-hegy, 1 pont = 1 linea, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)

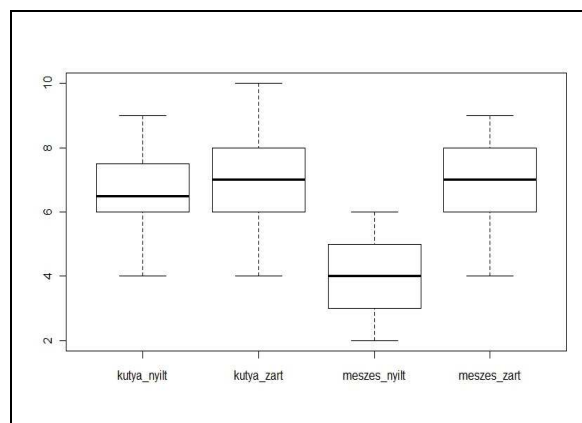


25. ábra: A fajdenzitás mértéke 100 cm-es lépték esetén a nyílt és záródó gyepek esetében a két mintaterületen. (ku: Kutya-hegy, m: Meszes-hegy, 1 pont = 1 linea, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)

A vizsgált zavarásnak jobban kitett Meszes-hegyen alacsony (átlag 3-5 db) volt a 10%-os frekvenciát meghaladó fajok száma – azok a fajok, melyek a minták legalább 10%-ban előfordultak. A kevésbé zavart Kutya-hegyen több volt (átlag 5-8 db) az ilyen frekvens fajoknak a száma (26-27. ábra). Ezek elsősorban a gyepek domináns pázsitfüvei és sásfajai, amelyek a vegetáció vázát, alapszövetét adják. Ezek mátrixába ágyazódnak a többi fajok. Főleg ezektől függ, hogy mennyire stabil az állomány (BARTHA 2007, KUN et al. 2007). A dominancia viszonyok kiegyenlítetttsége KUN et al. (2007) szerint a gyepek nagyfokú stabilitását mutatja, mert ilyenkor kellően nagy számban állnak rendelkezésre olyan fajok, amelyek egy domináns faj eltűnése esetén a szerkezeti leromlást megakadályozhatják.

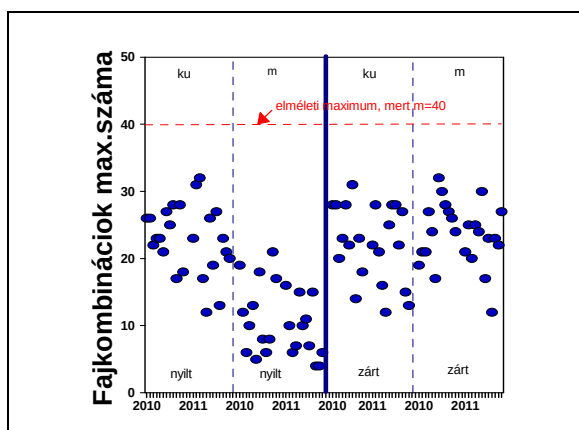


26. ábra: A frekvens fajok mértéke a Kutya- és a Meszes-hegyen a nyílt és záródó gyepek esetében. (ku: Kutya-hegy, m: Meszes-hegy, 1 pont = 1 linea, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)

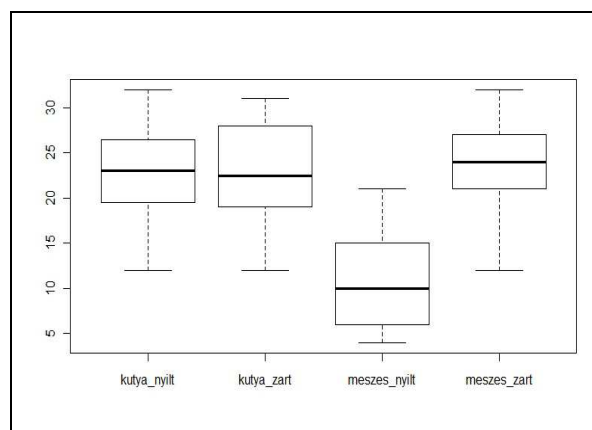


27. ábra: A frekvens fajok mértékének variancia analízise a Kutya- és a Meszes-hegyen a nyílt és záródó gyepek esetében (záródó: dolomit sziklafüves lejtő).

A fajkombinációk maximális számát vizsgálva egy lineán belül azt tapasztaljuk, hogy a Kutya-hegyen fekvő nyílt gyepek esetében az érték átlagosan a Meszes-hegyen adódó kétszeresét mutatja (28-29. ábra). A fajkombinációk száma a fajok együttélési módjainak sokféleségét, az állomány strukturális komplexitását fejezi ki (BARTHA 2008). A komplexitás minden esetben egy stabilabb életközösség jellemzője.



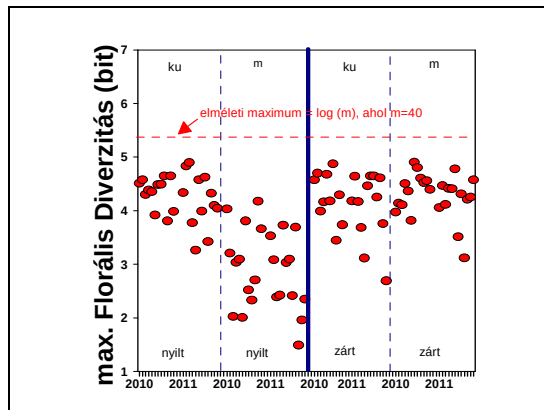
28. ábra: A fajkombinációk maximális száma a mintaterületeken a nyílt és záródó gyepek esetében. (ku: Kutya-hegy, m: Meszes-hegy, 1 pont = 1 linea, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)



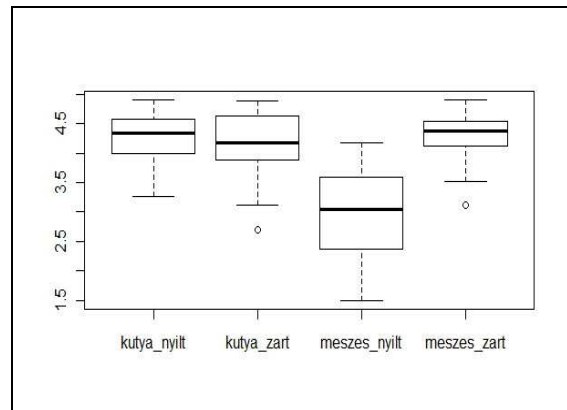
29. ábra: A fajkombinációk maximális számának variancia analízise a mintaterületeken a nyílt és záródó gyepek esetében (záródó: dolomit sziklafüves lejtő).

A Kutya-hegyen mért florális diverzitás (FD) mértéke a nyílt gyepek esetében jelentős különbséget mutat a Meszes-hegyen mért értékkel szemben, mivel utóbbi értéke jócskán alulmarad a zavarásnak kevésbé kitett mintaterülethez képest (30-31. ábra). Ez is jól mutatja, hogy a fajkombinációk diverzitása igen érzékeny indikátora egy közösség állapotának (BARTHA 2008).

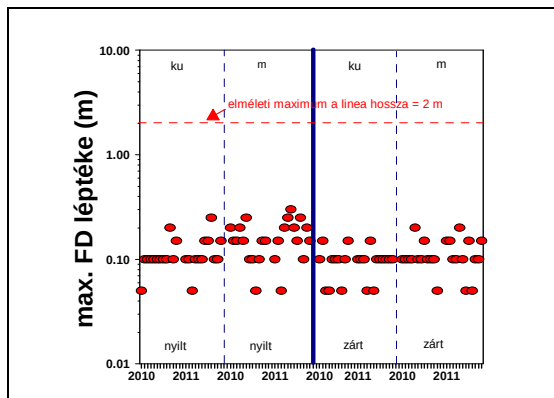
KUN et al. (2008) eredményei szerint a vadkizárás pozitív hatása elsősorban a társulás szerkezetében nyilvánul meg. A fajkombinációk és a florális diverzitás általánosított értékei szintén a szerkezeti felépítés jelentős eltérését ábrázolják a vadkizárás hatására.



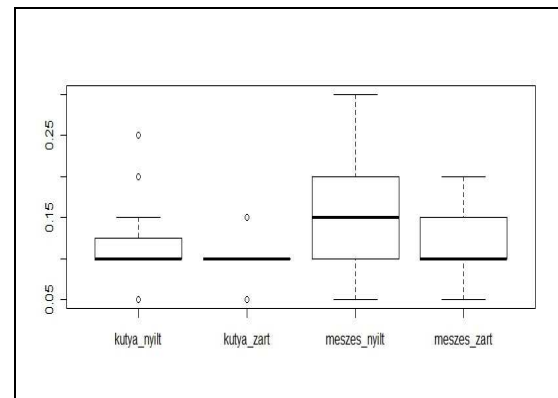
30. ábra: A fajkombinációk diverzitása a két mintaterületen a nyílt és záródó gyep esetében. (ku: Kutya-hegy, m: Meszes-hegy, 1 pont = 1 linea, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)



31. ábra: A fajkombinációk diverzitásának variancia analízise a két mintaterületen a nyílt és záródó gyep esetében (záródó: dolomit sziklafüves lejtő).



32. ábra: A florális diverzitás maximumának léptéke a két mintaterületen a nyílt és záródó gyep esetében. (ku: Kutya-hegy, m: Meszes-hegy, 1 pont = 1 linea, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)

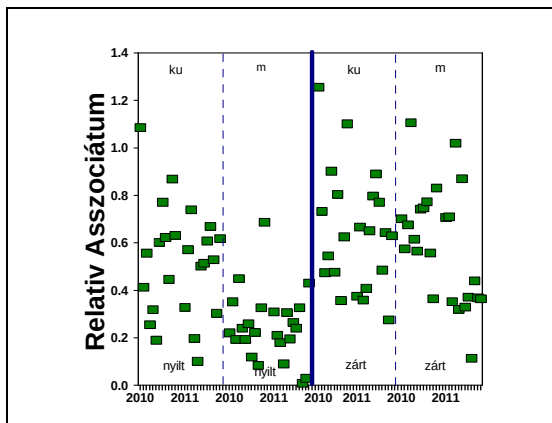


33. ábra: A florális diverzitás maximumának léptékének variancia analízise a két mintaterületen a nyílt és záródó gyep esetében (záródó: dolomit sziklafüves lejtő).

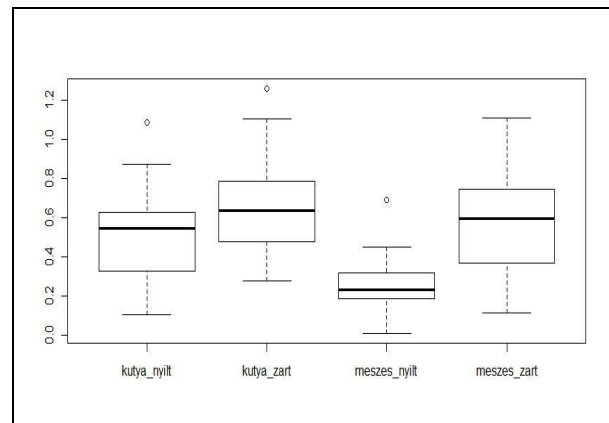
A 30-33. ábrát elemezve megállapíthatjuk, hogy a nyílt gyep esetében a Kutya-hegyen az FD értéke magasabb érték mellett, finomabb térléptékkal párosulva éri el maximumát, míg a Meszes-hegyen ez a mutató alacsonyabb értéken nagyobb térlépték mentén maximalizálódik. A megfigyeléseket összevetve az 1. ábrával arra következtethetünk, hogy a Kutya-hegyen a nyílt gyep egy regenerálódó élőhely, míg a Meszes-hegy esetében egy degradált, zavart társulás rajzolódik ki.

Ezt a megállapítást JUHÁSZ-NAGY és PODANI (1983) álláspontja is megerősíti, miszerint a florális diverzitás érték fontos indikátora a társulás degradáltsági állapotának.

Az asszociáltságot (As) mutatja a 34. és 35. ábra. A rendezettség, tehát a maximális kombinációkhoz képest a megvalósuló kombinációk Shannon-diverzitás mértékét mérve a Kutya-hegyen lévő nyílt gyep magasabb értéket mutat a Meszes-hegy élőhelyéhez képest. Megjegyzendő, hogy a Kutya-hegyen vett minták relatív asszociáltsági értéke annak ellenére ért el magasabb értéket, hogy az elméleti maximum értéke is meghaladja a Meszes-hegyen lehetséges értéket.



34. ábra: A relatív asszociáltság (rendezettség) mértéke a két mintaterületen a nyílt és záródó gyep esetében. (ku: Kutya-hegy, m: Meszes-hegy, 1 pont = 1 linea, záródó: dolomit sziklafüves lejtő)



35. ábra: A relatív asszociáltság (rendezettség) mértékének variancia analízise a két mintaterületen a nyílt és záródó gyep esetében (záródó: dolomit sziklafüves lejtő).

6. ÖSSZEFOGLALÓ ÉS JAVASLATOK

A Szénások Európa Diplomás fokozottan védett terület hazánk természetvédelmi szempontból egyik legkiemelkedőbb térsége. Különleges természeti értékei a dolomit alapkőzetnek köszönhető változatos felszínformákon kialakuló sokféle ritka növénytársulás és az ezekhez kapcsolódó állatvilág. Leginkább értékes területei a gyepfelületek, melyek nagy része eredendően fátlan társulások. A korábbi tájhasználat következtében létrejövő másodlagos gyepek az elsődlegese gyepekhez hasonló természeti értékkel bírnak. A természetvédelem feladata a terület természetességének megőrzése.

A fokozottan védett terület köré a nem őshonos nagyvad fajok kizárása céljából 2005-ben kerítést építtetett a nemzeti park. Tette mindezt azzal a céllal, hogy elősegítse az erdő természetes felújulását és helyreállítsa a gyepterületek természetességi állapotát. A vadkizárás hatásait vizsgáló eddigi tanulmányok birtokában nyugvást bízhattak a beavatkozás sikerében. ARANY et al. (2007) és KUN et al. (2008) arról számoltak be, hogy a vadkizárás hatására a természetes növénytakaró jellemzően pozitív irányú változásokon megy keresztül.

Céлом volt, hogy megerősítsem ezeknek a kutatásoknak az eredményeit és igazoljam a természetvédelmi beavatkozás fontosságát és pozitív hatását. A vizsgálatok során a hagyományos cönológiai felvételek mellett, a társulás finomabb szerkezeti elemeit és struktúráját is kimutatni bíró mikrocönológiai mintákat is vettünk. A cönológiai mintavételek sokoldalú értékelését (kvalitatív és kvantitatív mutatók, fajok szintetikus osztályozása, diverzitás függvények, hasonlósági alapon történő osztályozás, kétutas klasszifikálás, variancia analízis, mikrocönológiai adatfeldolgozási módszerek) követően az eredmények tükrében megerősítést nyertek korábbi feltevéseim a természetvédelmi beavatkozás sikerességét illetően.

Az eredmények szerint a Kutya-hegyen található nyílt és záródó dolomit-sziklagyepek a természetvédelmi beavatkozást követő 6. évben a kiinduló állapotot meghaladó diverzitás értékkel bírtak. A fajok szociális magatartási formái és a természetvédelmi értékkategóriák osztályozása alapján az értékes fajok borítási arányai a pionír fajok dominancia értékének csökkenésével párhuzamosan emelkedtek. A hasonlósági alapon történő osztályozás alapján megállapítható volt a 2005-ös és 2010-2011-es minták elkülönülése, ami a többi eredmény tükrében a gyepek javuló természetességi állapotába történő elmozdulás következménye.

A vadkizárás hatásainak tanulmányozásával párhuzamosan szerettem volna megvizsgálni a nagyvadaknak, elsősorban a muflonnak a gyepekre gyakorolt hatásait is. A Meszes-hegyen a vadbecslési adatokból és szóbeli közlésekből tudjuk, hogy a muflonok kedvelt táplálkozó és pihenő helye. Téli időszakban tömegesen fordulnak elő a hegyoldal déli kitettséggű meleg oldalain. A vadkár hatásának megállapításához a Kutya-hegyen fellelhető gyepeket tekintettem referencia

területeknek. Az eredmények tükrében megerősítést nyert az a feltevés – amit sok természetvédő szakember is hangoztat – miszerint a betelepített muflon a száraz gyepeken való jelenlétével azok degradációját okozza.

Az összehasonlítás során a Meszes-hegyen fekvő nyílt gyepek esetében minden elemzés természetvédelmi szempontból rosszabb eredményeket mutatott, mint a Kutya-hegy regenerálódó élőhelye (SBT, TVK értékek, diverzitásfüggvények, mikrocönológiai adatfeldolgozás eredményei). A záródó felszínnek esetében közel azonos jellemzőkkel bír a két terület. Ez a megállapítás felveti annak a lehetőségét, hogy a muflon a meredekebb nyílt gyepek élőhelyét károsítja elsősorban. Ezzel a kérdéskörrel a továbbiakban mindenképpen érdemes lenne foglalkozni.

Megvizsgáltam a közelmúltban készített cönológiai felvételek és a 60 évvel ezelőtt készített minták közötti kapcsolatokat. Az összehasonlítás kimutatta, hogy ekkora időtávlat alatt a Budai-hegység területén található dolomit-sziklagyepek egy hosszú távú, adott irány mentén történő változása zajlik. Az eredmény okainak feltárása jóval túlmutat jelen tanulmány témáján és terjedelmén, mindazonáltal nem elhanyagolható kérdéseket és problémákat vet fel.

Az eredmények átfogó értelmezését követően elmondhatom, hogy a száraz dombvidéki gyepterületek érzékenyek a rajtuk mozgó nagyvadak mennyiségére és minőségére. Ebből kifolyólag a Budai Tájvédelmi Körzet területén elterülő fátlan társulások védelme érdekében a nagyvad fajok – elsősorban a muflon – a környezet eltartókéességéhez jobban igazodó létszámának kialakítását javasolom. Fontosnak tartom a megfelelő vadlétszám kialakításához szükséges monitoringvizsgálatok kezdeményezését, illetve a meglévő monitoring kutatásokba a téma integrálását. Megfelelően alátámasztott tények esetén a vadgazdálkodó szervek felé javaslattal élhetne a természetvédelmi kezelő, melyben a terület eltartókéességéhez igazodó vadlétszám kialakítását irányozhatná elő.

Az előzetes hipotéziseket, miszerint a nagyvadak kizárása egy területről annak természetességi állapotának javulásához vezet a kapott eredmények alátámasztották. Ugyancsak sikerült kimutatni, hogy azonos gyeptársulások között jelentős eltérések mutatkozhatnak meg a rajtuk előforduló vadfajok mennyiségének és minőségének tükrében.

Az eredmények a muflon gyepekre gyakorolt hatásának további vizsgálati kérdéseit veti fel. Fontos lenne megállapítani, hogy a száraz gyepek mely társulásait érinti leginkább a faj jelenléte.

7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Dolgozatom elkészítésében nyújtott lelkiismeretes segítségnyújtásáért szeretnék köszönetet mondani Dr. Penksza Károly egyetemi docensnek, aki belső konzulensemként a kezdetektől fogva segítette és ösztönözte munkámat. Nélkülözhetetlen segítséget nyújtott az elérni kívánt célok meghatározásában és a terepi mintavételezések során valamint az adatfeldolgozás módszertanának kidolgozásában. Ugyancsak köszönet illeti Dr. Bartha Sándort az MTA ÖBKI osztályvezetőjét, aki a mikrocönológiai adatfeldolgozás során nyújtott nem kevés segítséget. Ugyancsak az adatfeldolgozás során közreműködő Házi Juditnak és Wichmann Barnabásnak szeretnék köszönetet mondani a grafikonok és analízisek elkészítésében nyújtott segítségükért. Az adatgyűjtés során Menráth Réka a Duna-Ipoly Nemzeti Park munkatársa volt nagy segítségemre. Végül, de nem utolsó sorban szeretnék köszönetet mondani Bíró Sándornak a Duna-Ipoly Nemzeti Park természetvédelmi őrének, révén a nála eltöltött szakmai gyakorlatom ösztönzött arra, hogy behatóbban foglalkozzam a Budai Tájvédelmi Körzet természeti értékeivel és problémáival, máskülönben ez a dolgozat nem készülhetett volna el.

8. IRODALOM

- Apatóczy I. (1999): A Budakeszi erdőzet jelentősége. Erdészettörténeti közlemények XLI: 109-124.
- Arany I., Török P., Aszalós R., Matus G. (2007): Vadkizárás hatásának vizsgálata egy déli-bükki endemikus erdőtársulásban: kompozíció, produktivitás és virágzási siker. Természetvédelmi közlemények 13: 81-92.
- Bártfai-Szabó L. (1938): Pest megye történetének okleveles emlékei 1002-1599. Akadémia kiadó, Budapest.
- Bartha S. (2004): Paradigmaváltás és módszertani forradalom a vegetáció vizsgálatában. Magyar Tudomány, 2004/1: 1-12.
- Bartha S. (2007): A vegetáció leírásának módszertani alapjai. In: Horváth A, Szitár K. (szerk.): Agrártájak növényzetének monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei. MTA ÖBKI, pp. 92-113.
- Bartha S., Rédei T., Szollát Gy., Bódis J., Mucina L. (1998): Északi és déli kitettségű sziklagyepek térbeli mintázatának összehasonlítása. pp. 159-182. In: Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Szerk.: Csontos P., Scientia Kiadó, Budapest
- Bartha S. (2008): Mikrocönológiai módszerek a táji vegetáció állapotának vizsgálatára. Tájökológiai lapok 6(3): 229-245.
- Bartha S. (2001): Spatial relationships between plant litter, gopher disturbance, and vegetation at different stages of old-field succession. Applied Vegetation Science 4: 53-62.
- Bartha S., Campatella G., Canullo R., Bódis J., Mucina L. (2004): On the importance of fine-scale spatial complexit in vegetation restoration. Int. J. Ecol. Environ. Sci., 30: 101-116.
- Bartha S., Czárán T., Podani J. (1998): Exploring plant community dynamics in abstract coenostate spaces. Abstracta Botanica 22: 49-66.
- Bartha S., Ittész P. (2001): Local richness – species poor ratio: a consequence of the species – area relationship. Folia Geobot. Phytotax. 36: 9-23.
- Bartha S., Kertész M. (1998): The importance of neutral-models in detecting interspecific spatial associations from 'trainsect' data. Tiscia 31: 85-98.
- Borbás V. (1900): A Balaton tavának és partmellékének növényföldrajza és edényes növényzete. Budapest.
- Borhidi A. (1993): A magyar flóra szociális magatartásformái. A KTM Term. Hiv. és a JPTE Kiadványa, Pécs.
- Borhidi A. (2003): Magyarország növénytársulásai, Akadémia Kiadó, 610 pp.
- Borhidi A., Sánta A. (szerk. 1999): Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Braun-Blanquet J. (1964): Pflanzensoziologie 3. Aufl. Wien, Springer-Verlag.

- 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.
- Csontos P. (szerk.) (1998): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia kiadó, Budapest.
- Csontos P., Lőkös L. (1992): Védett edényes fajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai-hegység dolomitvidékén. - Szünbotanikai alapozás, természetvédelmi területek felméréséhez. *Botanikai Közlemények*, 79(2): 121-143.
- Danszky I. (szerk.) (1962): Dunántúli-középhegység erdőgazdasági tájcsoport. Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest.
- Dobolyi K., Grosz R., Kézdy P., Kun A., Sipos K. (2005): A Szénás-hegycsoport Európa Diplomás terület és védőzónájának természetvédelmi kezelési terve.
- Dobolyi K., Türké I. (2008): A Szénás-hegycsoport tájtörténete. In: Kézdy P., Dobolyi K. (szerk. 2008): Természetvédelem és kutatás a Szénás-hegycsoporton. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 45-61.
- Godó N., Bognár G. (2003): A muflongazdálkodás eredményei és kérdései. *Nimród* 2003(7): 23-25.
- Greszl F. (1962): Die heilige Firmung. Grosskovatscher Heimatbuch. Heitersheim.
- Horánszky A. (1982): Szakvélemény az OKTH Budapesti felügyelősége megbízásából a Kis- és Nagyszénáson végzett kísérleti fenyőgyérítési munkáról. Duna-Ipoly Nemzeti Park, pilisszentiváni iroda könyvtára.
- Horánszky A. (1996): Növénytakaróstan, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson. *Természetvédelmi Közlemények* 3-4: 5-19.
- Isépy I., Csontos, P. (1996): Comparison of 24 grassland communities in the Carpathian-Basin with the emphasis on their role in nature conservation. *Proceedings of the "Research, Conservation, Management" Conference, Aggtelek, Hungary, 1-5 May, 1996, Vol. 1, pp: 309-317.*
- Jakucs P., Fekete G., (1987): A Dunántúli-középhegység természetes növénytakarója. In: Pécsi M. (szerk.): Magyarország tájféldrajza. Akadémia Kiadó, Budapest, pp. 337-354.
- Juhász-Nagy P. (1967): On some 'characteristic area' of plant community stands. *Proc. Colloq. Inf. Theory, Bolyai Mat. Soc., Debrecen*, pp. 269-282.
- Juhász-Nagy P. (1980): A cönológia koegzisztenciális szerkezeteinek modellezése. Akadémiai Doktori értekezés, Budapest.
- Juhász-Nagy, P., Podani J. (1983): Information theory methods for the study of spatial processes and succession. *Vegetatio* 51:129-140.
- Juhász-Nagy P., Podani J. (1993): Information theory methods for the study of spatial processes and succession. *Vegetatio* 51: 129-140.
- Kézdy P., Dobolyi K. (szerk. 2008): Természetvédelem és kutatás a Szénás-hegycsoporton. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest.

- Kosáry D. (1965): Pest megye a kuruckorban. In: Keleti F., Lakatos E., Makkai L.(szerk.): Pest megye múltjából. A Pest megyei levéltár kiadványa, Budapest.
- Kun A. (2003): kutatási jelentés a Szénások Európa Diplomás területen végzett fenyőgyérítési munkáról. Duna-Ipoly Nemzeti Park, pilisszentiváni iroda könyvtára.
- Kun A. (2005): Kutatási jelentés az MNBmR V. projektjének keretében a Kis- és Nagyszénáson végzett felvételezési munkáról. Duna-Ipoly Nemzeti Park, pilisszentiváni iroda könyvtára.
- Kun A., Ruprech E., Bartha S., Szabó A., Virágh K. (2007): Az Erdélyi Mezőség kincse: a gyepterület egyedülálló gazdagsága. *Kitaibelia* 14: 93-104.
- Kun A., Türké I., Botta-Dukát Z., Kézdy P. (2008): A túltartott nagyvadállomány okozta változások természetes növényközösségekben 2002-2007 között. In: Kézdy P., Dobolyi K. (szerk. 2008): Természetvédelem és kutatás a Szénás-hegycsoporton. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 105-142.
- Makkai L. (1959): Pest megye története 1848-ig. Különlenyomat Pest megye műemlékei című munkából, Budapest.
- Marosi S., Somogyi S. (szerk.) (1990): Magyarország kistájainak katasztere I-II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.
- Mátrai G. (1980): A muflon és vadászata. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Mátrai K. (1993): A gímszarvas, a dóm és a muflon őszi tápláléka és élőhelyválasztása a Gödöllői-dombsíki területén. *Vadbiológia* 4. évf.
- Molnár A. (2005): Dolomit területek beerdősülésének vizsgálata a Budai-hegységben. Tudományos Diákköri Dolgozat.
- Náhlík A. (1992): A muflon helye. *Nimród* 1992(12): 4–6.
- Nyitrai O. (1913): A karszterdősítés. In: Fekete L., Blattny T. (szerk.): Az erdészeti jelentőségű fák és cserjék elterjedése a magyar állam területén. Joerges Ágost özvegye és fia könyvnyomdája, Selmechánya.
- Pecze B., Mátrai K. (2001): A muflonok hatása a vegetációra és a talajra a Dél-Börzsönyben. *Vadbiológiai* 8. évf.
- Pécsi M. (szerk.) (1958): Budapest természeti képe. Akadémia kiadó, Budapest.
- Podani J. (1993): SYN-TAX 5.0 - computer programs for multivariate data analysis in ecology and systematics. *Abstracta Botanica* 17: 289-302.
- Podani J. (1997): SYN-TAX: Programcsomag többváltozós ökológiai, cönológiai és taxonómiai adatok elemzésére. In: Horváth Ferenc, Rapcsák Tamás, Szilágyi Gábor (szerk.) Informatikai alapozás. Budapest: Magyar Természettudományi Múzeum, 1997. pp. 120-122.
- Simon T. (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi-érték besorolása. *Abstracta Botanica* 12. 1-23.
- Simon T. (2000): A magyar edényes flóra növényhatározója. Nemzeti Könyvkiadó Zrt. Budapest

- Sneath P. H. A. (1957): "The application of computers to taxonomy". *Journal of General Microbiology* 17 (1): 201–226. PMID 13475686 begin of the skype highlighting 13475686 end of the skype highlighting
- Szabolcsi J. (1960): Adalékok Nagykovácsi történetéhez. Különlenyomat az Országos Erdészeti Főigazgatóság Nagykovácsi Nevelőotthona Évkönyvéből 1959-1960, Budapest.
- Szatmári L. (1974): Régi- és új barázdák nyomában. A Nagykovácsi Vörös Hajnal mezőgazdasági termelőségvetkezet kiadványa, Budapest.
- Szemethy L., Heltai M. (1994): Nagyvadfajok mozgáskörzetének rádiótelemetriás vizsgálata. *Vadászlap*, p. 8.
- Szitár K., Török K. (2011): Sziklagyep társulásaink hosszú távú elszegényedése. In: Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatási eredményeiből.
- Tóthmérész, B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6: 283-290.
- Török K., Zólyomi B. (1998): A Kárpát-medence öt sziklagyeptársulásának szüntaxonómiai revíziója. In: Csontos P. (szerk.): Sziklagyep szünbotanikai kutatása. Zólyomi Bálint professzor emlékének. *Scientia Kiadó*, Budapest, pp. 109-132.
- Urr A., Mátrai K. (2000): A muflon élőhelyhasználata egy dombvidéki élőhelyen Magyarországon. *Vadbiológia* 7. évf.
- Virágh K., Bartha S., Botta-Dukát Z. (2000): Fine-scale coalition structure in *Brachypodium* grassland. *Proceedings IAVS Symposium*, Opulus Press, Uppsala, pp. 365-368.
- Verő Gy., Szelényi B. (2008): A Szénás-hegycsoport nagyvadsűrűsége 2001-2008 között. p. In: Kézdy P., Dobolyi K. (szerk., 2008): Természetvédelem és kutatás a Szénás-hegycsoporton. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 143-168.
- Zólyomi B. (1942): A középdunai flóraválasztó és a dolomitjelenség. *Botanikai Közlemények* 39: 209-231.
- Zólyomi B. (1958): Budapest és környékének természetes növénytakarója. In: Pécsi M. (szerk.): Budapest természeti képe. *Akadémiai Kiadó*, Budapest.