



Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar  
Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola  
Természetvédelem doktori program

**SZÉPLIGETI MÁTYÁS**

**TERMÉSZETVÉDELMI KEZELÉST TÁMOGATÓ BOTANIKAI SZEMPONTÚ  
VIZSGÁLATOK AZ ÓRSÉGI NEMZETI PARK GYEPTERÜLETEIN**

Doktori (PhD) értekezés

Témavezetők:

Prof. Dr. Bartha Dénes

Dr. Bartha Sándor

Sopron

2015

**TERMÉSZETVÉDELMI KEZELÉST TÁMOGATÓ BOTANIKAI SZEMPONTÚ  
VIZSGÁLATOK AZ ŐRSÉGI NEMZETI PARK GYEPTERÜLETEIN**

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében  
a Nyugat-magyarországi Egyetem Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok  
Doktori Iskolája  
Természetvédelem programja keretében.

Írta:  
**Szépligeti Mátyás**

Témavezető: Prof. Dr. Bartha Dénes

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

Témavezető: Dr. Bartha Sándor

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton ..... % -ot ért el,

Sopron,

.....  
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen /nem)

Első bíráló (Dr. ....) igen /nem

(aláírás)

Második bíráló (Dr. ....) igen /nem

(aláírás)

(Esetleg harmadik bíráló (Dr. ....) igen /nem

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján.....% -ot ért el

Sopron,

.....  
a Bírálóbizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....  
Az EDHT elnöke

## Tartalomjegyzék

|  |    |
|--|----|
| Bevezetés.....   | 7  |
| 1. A gyepterületek kezelésének természetföldrajzi és történeti háttere.....                              | 10 |
| 1.1. Tájbeosztás .....   | 10 |
| 1.2. Földtani, domborzati, talajtani viszonyok .....   | 11 |
| 1.3. Éghajlat.....   | 13 |
| 1.4. Vízrajz .....   | 14 |
| 1.5. A gyepterületek kiterjedésének változásai .....   | 15 |
| 1.6. Használat-történeti áttekintés.....   | 17 |
| 1.6.1. Az irtásos gazdálkodás kora .....   | 17 |
| 1.6.2. Egy sajátos gazdálkodási rendszer kialakulása .....   | 18 |
| 1.6.3. Vízügyviszonyok, vízgazdálkodás .....   | 20 |
| 1.6.4. A legeltetés helyszínei, szerepe és gyakorlata.....   | 21 |
| 1.6.6. A gazdálkodási szerkezet átalakulása, a modernizáció kora .....                                   | 24 |
| 1.7. Összegzés, következtetések.....   | 26 |
| 2. A nemzeti park gyepterületeinek növénytanai kutatástörténete.....                                     | 28 |
| 3. A természetvédelmi célú gyepkezelés elvi alapjai .....  | 31 |
| 3.1. A nemzeti park területére vonatkoztatott ajánlások .....  | 31 |
| 3.1.1. Hagyományos gyepgazdálkodási elemek alkalmazása .....   | 31 |
| 3.1.2. Botanikai előtanulmányokra épülő szakértői javaslatok .....                                       | 32 |
| 3.1.3. Az Őrségi Nemzeti Park természetvédelmi kezelési tervének előírásai.....                          | 36 |
| 3.2. Hazai és nemzetközi kitekintés .....  | 37 |
| 3.3. Összegzés, következtetések.....   | 39 |
| 4. Kutatási módszerek .....  | 40 |
| 4.1. A hagyományos gyepgazdálkodás elemei és szabályozása.....   | 40 |
| 4.2. A kaszálás időzítésének és gyakoriságának kísérletes vizsgálata.....                                | 41 |
| 4.2.1. A kutatási terület bemutatása és a kísérleti elrendezés .....                                     | 41 |
| 4.2.2. Az elemzések módszerei .....  | 44 |
| 4.3. A kísérleti eredmények táji léptékű tesztelése.....   | 46 |
| 4.4. A természetvédelmi vagyongazdálkodásban lévő területek állapotkövetésének módszere .....            | 47 |
| 4.4.1. A felmérés elve és alapjai.....   | 47 |
| 4.4.2. A felmérés menete, a választott indikátorok .....   | 48 |
| 4.4.3. Az adatok feldolgozása és adatbázisba rendezése .....   | 50 |
| 5. Eredmények.....   | 51 |
| 5.1. A hagyományos gyepgazdálkodási gyakorlat és a természetvédelmi célú előírások viszonyrendszere..... | 51 |
| 5.2. A kaszálás időzítésének és gyakoriságának hatásai a növényzeti jellemzőkre .....                    | 53 |
| 5.2.1. Fajösszetétel .....   | 53 |

|        |  |    |
|--------|--|----|
| 5.2.2. | Fajszám.....   | 56 |
| 5.2.3. | Alfa diverzitás .....  | 58 |
| 5.2.4. | A fajkombinációk diverzitása (béta diverzitás) és a térbeli rendezettség.....                                    | 59 |
| 5.2.5. | A magas aranyvessző viselkedése .....  | 60 |
| 5.2.6. | Védett fajok .....   | 64 |
| 5.3.   | A kezelések táji léptékű tesztelésének eredményei .....  | 65 |
| 5.4.   | Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság kezelésében álló gyepterületek állapotleírása.....                            | 66 |
| 5.     | Értékelés .....  | 69 |
| 5.1.   | A hagyományos gyepgazdálkodási gyakorlat helyzete és alkalmazási lehetőségei a természetvédelmi kezelésben ..... | 69 |
| 5.2.   | A kaszálás gyakoriságának és időzítésének gyakorlati jelentőségű kísérleti tapasztalatai.....                    | 71 |
| 5.3.   | Ajánlások a gyakorlati természetvédelem számára .....  | 75 |
| 5.4.   | A növényteni felmérések módszereinek értékelése .....  | 79 |
| 5.4.1. | Borításbecslésen alapuló felvételezés.....   | 79 |
| 5.4.2. | Mikrocönológiai felvételezés .....   | 79 |
| 5.4.3. | Táji szintű állapotkövetés .....   | 79 |
| 6.     | Összefoglalás.....   | 82 |
| 7.     | Irodalomjegyzék.....   | 84 |

## Kivonat

### Természetvédelmi kezelést támogató botanikai szempontú vizsgálatok az Órségi Nemzeti Park gyepterületein

Jelen dolgozat célja, hogy előmozdítsa az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság gyepterületi tevékenységének folyamatos, alkalmazkodó fejlesztését. E cél érdekében alapvetően két kutatási irányt jelöltünk ki: 1) a kezelések tervezéséhez szükséges ismeretek gyűjtése 2) a megvalósult kezelések hatásának folyamatos megfigyelése. Az alapozó kutatás részeként, idős gazdálkodókkal való beszélgetések során a hagyományos gyepgazdálkodás 20 darab elkülöníthető elemét gyűjtöttük össze. Célzott ösztönzésre érdemes elemeknek tartjuk a kisméretű kaszálást, sarjúkaszálást, sarjúlegeltetést, a szénatárolóban összegyűlt „szénapolyva” kiszórását és a kezelések térbeli-időbeli megvalósításának, intenzitásának folytonos változtatását. Megállapítottuk, hogy a jelenlegi szabályozás csupán a gyepek fenntartásához alapvetően szükséges tevékenységekre gyakorol közvetlenül pozitív hatást, de nem kezeli kellő súllyal a kisparaszti gazdálkodás elemeinek fenntartását. Kísérleti eredményeink alapján megfogalmaztuk, hogy a tájban hagyományosan leggyakrabban alkalmazott kétszeri kaszálás magasabb fajszámmal, a *Solidago gigantea* erőteljes visszaszorulásával, nagyobb fajkombinációs diverzitással, a maximális fajkombinációs diverzitás alacsonyabb karakterisztikus térléptékeivel jellemezhető. A kaszátlan területek ettől jelentősen elmaradnak, míg a mára általánossá vált egyszeri kaszálás köztes értékeket eredményez, bár a nyár végén végzett kaszálás jobb mutatókkal bír, mint a május/júniusban végzett. Szárazabb talajvízviszonyok mellett az egyszeri kaszálás is elegendő a lehetséges diverzitás fenntartásához, és a *Solidago gigantea* inváziójának megelőzéséhez. A természetvédelmi kezelés adaptív kivitelezése céljából kidolgoztunk egy táji léptékű gyepminősítő rendszert, mely akár önkéntesek bevonásával is végezhető, egyszerű adatgyűjtésen alapszik, meghatározva minden egyes gyepterületen az ott releváns veszélyeztető tényezőket és kijelölve a szükséges kezelés irányelveit.

## Abstract

### Botanical studies to support conservation management of grasslands in Órség National Park

The main objective of this work is to contribute to the scientific background of the management of hay meadows in Órség National Park. First, we described traditional management practices and pointed out that they are not supported by regulations and agri-environmental schemes. We demonstrated that traditionally practiced mowing twice a year is the most appropriate to maintain biological diversity, whereas mowing only once a year (preferred recently by local farmers and supported also by agri-environmental subsidies) will often result in diversity loss and spread of the invasive *Solidago gigantea*. We also pointed out that soil water conditions may modify these relationships. To promote the adaptive management of grasslands, a landscape level monitoring system was elaborated and evaluated.

## Bevezetés, célkitűzések

Az Őrségi Nemzeti Parkban található gyepterületek bár irtás eredetűek, ezért másodlagos, féltermészetes élőhelyeknek nevezzük őket, mégis kiemelkedően gazdag élővilágot rejtnek. Fennmaradásuk a helyes használat függvénye, hiszen kezelés hiányában és túlhasználat esetén egyaránt eljellegtelenednek, átalakulnak vagy akár teljesen el is tűnnek (BORHIDI és SÁNTA 1999, KOVÁCS 2002, BOTTA-DUKÁT et al. 2011, LÁJER et al. 2011, LENGYEL et al. 2011, KIRÁLY 2014a,b, MÁTÉ 2014a,b). Érzékenyséjük és bonyolult működésük miatt tervszerű kezelést igényelnek, ehhez azonban területenként ismerni kell a célokat, veszélyeket és mindezek összefüggéseit a tervezett kezeléssel. A helyes gyakorlat csak a folyamatos eseménykövetés útján valósulhat meg, hiszen csak így lehetséges az esetleges problémák azonosítása, és a folyton változó körülményekhez alkalmazkodó kezelési gyakorlat megvalósítása (HOLLING 1978, WALTERS 1986, WALTERS és HOLLING 1990).

A tudatos természetvédelmi kezelés többféle irányultságú lehet (WALTERS és HOLLING 1990 *cit.* HORVÁTH és SZITÁR 2007): *evolúciós* (azaz próbálkozások értékelésével fejlődő), *passzív adaptív* (vagyis a rendelkezésre álló ismeretekre építő) és *aktív adaptív* (tehát a meglévők mellett újabb ismereteket gyűjtő, különféle lehetséges kezelések folytonos értékelésén alapuló). Az értekezés célja, hogy helyben érvényes tudományos eredményekkel szolgálja a nemzeti park gyepterületi rendszerének *aktív adaptív* működését.

Vizsgálatainkat ezért a következő, főbb tárgykörökben végeztük: 1) a térség hagyományos gyepgazdálkodási elemeinek feltárása, 2) egy hosszú távú kezelési kísérlet beállítása és kezdeti eredményeinek értékelése, 3) az egyedi visszacsatolás lehetőségét megteremtő, valamennyi, az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság vagyongazdálkodásában álló gyepterületre kiterjedő monitorozó rendszer kidolgozása.

Világszerte számos szerző hangsúlyozza munkáiban, hogy a kisüzemi, külterjes mezőgazdasági rendszerek rendkívül gazdag életközösségek kialakulását eredményezték (WAGNER et al. 2000, TSCHARNTKE et al. 2005, BEAUFOY et al. 2008, CSERGŐ és DEMETER 2012, BABAI et al. 2014). Kifejezetten igaz ez a gyepek vonatkozásában (WALLIS DE VRIES et al. 2002, SCHMITT és RÁKOSY 2007, MIDDLETON 2012, BABAI et al. 2014), melyek sok esetben még a potenciális erdőtakarónál is változatosabb élővilág hordozói (POSCHLOD és WALLIS DE VRIES 2002, MEILLEUR 2010, MERUNKOVÁ et al. 2012, WILSON et al. 2012, BABAI et al. 2014). Ebből kifolyólag a természetvédelem számára kiemelkedően fontos a helyi hagyományos gazdálkodási gyakorlat minél alaposabb megismerése, megértése, elemeinek szükség szerinti alkalmazása (MOLNÁR et al. 2009). Az alkalmazkodó természetvédelmi kezelésbe az így nyert ismeretek azon elv mentén épülnek be, miszerint a gyepterületek élővilága a helyi gazdálkodási gyakorlat hatására fejlődött, ezért azt a megőrzési tevékenység tervezése során is figyelembe kell venni. Egy adott táj gyepterületeinek értékörző fenntartása azonban nem oldható meg pusztán a természetvédelmi célú kezelés által, ahhoz a kisüzemi gazdálkodás élő, valódi működése is szükséges. Ezt viszont erősen befolyásolja az érvényes szabályozási környezet, melyre véleményezés útján a nemzeti park igazgatóságok is hatással lehetnek. Több tanulmány rávilágított, hogy a természetvédelmi, agrár-környezetgazdálkodási szabályozások nem minden tekintetben képesek elérni céljaikat, ez pedig részben azzal hozható összefüggésbe, hogy nem kezelik megfelelő súllyal a kisüzemi, extenzív, hagyományos rendszerű gazdálkodás fenntartásának ösztönzését (WRBKA et al. 2008, BEAUFOY és MARSDEN 2010, KNOWLES 2011, FISCHER et al. 2012, BÁLDI et al. 2013, AGNOLETTI 2014, PE'ER et al. 2014). Célul tűztük ki ezért az Őrség-Vendvidék hagyományos gyepgazdálkodási elemeinek minél alaposabb felderítését, és a jogszabályi környezet által azokra gyakorolt hatások értékelését, mely a reálisan

megvalósítható természetvédelmi kezelés és a gazdálkodóktól elvárható hasznosítási gyakorlat szempontjából egyaránt fontos szereppel bír.

A gyepterületek állapotának kezeléssel való összefüggéseiről szintén keveset tudunk. Csupán néhány gyepekre vonatkozó hatásvizsgálati kutatás folyt a térségben (KESZEI 2005, KŐRÖSI et al. 2009, 2014), a nemzetközi szakirodalmi források útmutatásai pedig a helyi gyakorlatban fenntartásokkal kezelendők, ráadásul többségükben leromlott, túlhasznált területek helyreállításával foglalkoznak, és nem a megőrzésre fókuszálnak (lásd pl.: OOMES és MOOI 1981, BOBBINK és WILLEMS 1993, POPTCHEVA et al. 2009). Fontosnak tartottuk ezért egy hosszú távra tervezett, állandósított kezelési kísérlet elindítását, mely a gyepterületek szerveződési törvényszerűségeinek jobb megértése által hatékonyan segíti a gyakorlati természetmegőrzési tevékenységet (PULLIN és KNIGHT 2003). Ilyen gyepterületi kísérlet felállítását több korábbi tanulmány is szorgalmazta (KOVÁCS és TAKÁCS 1998, TÓTH 2004).

A nemzeti park területén legtöbbször alkalmazott gyephasznosítási/területkezelési gyakorlat a kaszálás, ezért e kezelési mód időzítésének és gyakoriságának hatásával foglalkozunk a gyepvegetáció diverzitásának vonatkozásában. Felméréseinket borításbecslésen alapuló és mikrocönológiai módszerekkel együttesen végeztük. Célunk volt ugyanis a textúra alapú, alfa diverzitás mellett a gyepek belső rendezettségére utaló mutatók vizsgálata is, hiszen ezzel a módszerrel várhatóan érzékenyebben lekövethetők az egyes kezelési típusok által előidézett különbségek. Fontosnak tartottuk továbbá, hogy a térség különbözően kezelt üde-félszáraz kaszálórétjeit legalább hozzávetőlegesen el tudjuk helyezni a cönológiai állapotterben, viszonyítási alapot nyújtva későbbi kutatások számára. Irodalmi forrásokból (VÖRÖS 1986), és a helybéliekkel való beszélgetések nyomán tudjuk, hogy az őrési-vendvidéki gyepterületek legelterjedtebb, hagyományos hasznosítási módja a kétszeri (május végén/június elején és augusztus végén/szeptember elején végzett) kaszálás volt, ezért ezt tekintettük viszonyítási alapnak. A második tesztelt kezelés az egyszeri, május végén/június elején végzett kaszálás. Az elmúlt évtizedek társadalmi-gazdasági változásainak következtében ez vált ugyanis általánossá, mivel a tájban élő gazdálkodók számos, jórészt nagy területen szétszóró gyepterületet kezelnek egyszerre, ezért nem mindig tudják technikailag kivitelezni a kétszeri kaszálást vagy egész egyszerűen annak elvégzése számukra nem kifizetődő. A harmadik vizsgálat alá vont kezelési típus az egyszeri, nyár végi (vagy szeptember eleji) kaszálás. A késői kaszálás számos (köztük több védett, ritka) állatfaj és bizonyos növényfajok számára jóval előnyösebb, mint a tavasszal végzett kaszálás (WAKEHAM-DAWSON és SMITH 2000, GREEN 2002, BURI et al. 2013, KŐRÖSI et al. 2014). A negatív viszonyítási pont a felhagyás, mely ma is sokfelé megfigyelhető, károsnak ítélt állapot, ugyanakkor rövidtávon egyes rovarfajok számára kedvező hatással bírhat (lásd pl. FENNER és PALMER 1998, CATTIN et al. 2003).

A nemzeti park gyepterületeit leginkább veszélyeztető özőnfaj a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) (BALOGH 1996, 2001, 2007), melynek vonatkozásában számos kutatási eredmény látott napvilágot, kaszálással való kezeléséről, inváziójának cönológiai hatásairól azonban kevés kísérletes eredménnyel rendelkezünk, ezért e fajjal kiemelten is foglalkoztunk.

Az igazgatóság a vagyonnevelésében levő területeken közvetlenül felelős a természetvédelmi szempontok érvényesítéséért. A hatékony és megalapozott természetmegőrzési tevékenység elengedhetetlen feltétele a védendő értékek és az azokat veszélyeztető tényezők feltárása, rendszeres felmérése, valamint a védelmi-fenntartó beavatkozások eredményességének vizsgálata (TÓTH 2004, HORVÁTH 2007, BODONCZI et al. 2008), ezáltal az alkalmazkodó természetvédelmi kezelés megvalósítása. A táji léptékű monitorozás azonban nagyon munkaigényes feladat, ezért egy könnyen elvégezhető felmérési módszer megtervezésére, a gyakorlati szempontból legfontosabb vizsgálandó indikátorok kiválasztására tettünk kísérletet.



A fentiekben leírtak értelmében az értekezés főbb célkitűzései az alábbiak:

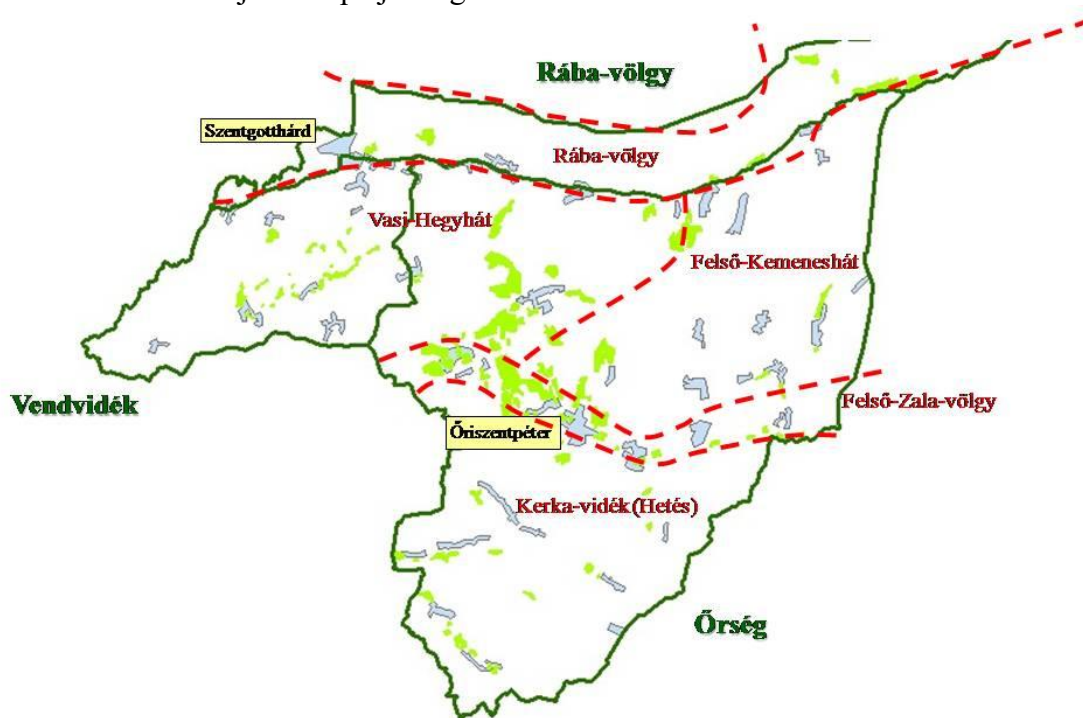
1. A térség hagyományos gyepgazdálkodási elemeinek feltárása és a természetvédelmi célú előírások azokra gyakorolt hatásainak kimutatása.
2. Az eltérő időzítéssel és gyakorisággal végzett kaszálásnak a rétek fajösszetételére, fajgazdagságára, diverzitására és belső szerkezeti jellemzőire vonatkoztatott hatásainak vizsgálata, egy hosszú távú kezelési kísérlet kezdeti eredményeinek összegzése révén.
3. A *Solidago gigantea* jelenléte és a kaszálórétek fajdiverzitása, belső rendezettsége közötti összefüggések értékelése.
4. A nemzeti park vagyonkezelésében álló gyepterületek állapotának folyamatos nyomonkövetésére alkalmas módszer kidolgozása.

# 1. A gyepterületek kezelésének természetföldrajzi és történeti háttere

Egy térség növényzetét az éghajlat, az alapkőzet és a talajok tulajdonságai, a domborzati viszonyok és a táji léptékű változásokat előidéző képes fogyasztó szervezetek – köztük az ember – által kifejtett hatások összessége alakítja, a fajok és egyedeik közötti versengés útján. Az Órségi Nemzeti Park valamennyi tájegységében, 31 települést érintően, összesen több mint 1200 ha kiterjedésben található gyepeként művelt, állami természetvédelmi kezelésben álló területek. A nagy területen és számban szétszórta gyepek kezelésének vonatkozásában a célok, lehetőségek és korlátok meghatározásához a működési folyamatokat komplex természetrajzi és történeti kontextusban kell tudnunk elhelyezni, ezért az alábbiakban rövid áttekintést adunk mindezekről.

## 1.1. Tájbeosztás

Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság vagyonkezelésében álló gyepterületek a mai tájföldrajzi beosztás (DÖVÉNYI 2010) szerint 5 kistájat érintenek (1. ábra). Figyelemre méltó tény, hogy a Nyugat-magyarországi-peremvidék nagytájon belül megkülönböztetett valamennyi középtáj képviselteti magát e térségben egy vagy több kistájjal. A Vasi-Hegyhát az Alpokalja középtáj egy szigeteként van jelen, míg a Rába-völgy a Sopron-Vasi-síkság felé mutat összeköttetést. A Kemeneshát egy fennsík formájában, a Felső-Kemeneshát kistáj egy nyúlványaként ékelődik be a nemzeti park északkeleti harmadába. A Zala folyó melléke (Felső-Zala-völgy) és az attól délre eső területek (Kerka-vidék vagy más néven Hetés) már a Zalai-dombvidék földrajzi középtájba tagozódnak.



1. ábra: Az Órségi Nemzeti Park tájbeosztása. Vörös szaggatott vonal és hasonló színű felirat jelzi a földrajzi kistájakat, zöld vonal és felirat a vegetációs tájbeosztás egységeit. A világoszöld foltok az állami természetvédelmi vagyonkezelésben álló, gyepeként művelt területeket ábrázolják, a világoskék foltok a települések belterületeit. (forrás: ÖNPI adatbázisa, valamint DÖVÉNYI 2010 és MOLNÁR 2008 alapján szerk. Szépligeti Mátyás)

Bodonczi László botanikai megközelítésű tájfelosztási rendszerében (BODONCZI 2005) – már jobban igazodva a köznyelvi elnevezésekhez – a térséget a Felső-Rába-völgy, Vendvidék, Őrség és Vasi-hegyhát kistájakra osztja.

Míg a földrajzi tájegységek igen nagy mértékű mozaikosságot mutatnak a térségben, a vegetáció jellegzetességein alapuló tájbeosztás (MOLNÁR et al. 2008) itt mindössze három részterületet határoz meg, úgymint Rába-völgy, Vendvidék és az egységben kezelt Őrség (1. ábra). A vonatkozó, korábbi növényföldrajzi tanulmányok (Borbás 1898, GÁYER 1925, 1927; ZSOHÁR 1941, KÁROLYI és PÓCS 1954, 1968) alapjain összeállított országos florisztikai beosztás (MOLNÁR V. 1999) csupán a Vendvidéknek nevezett területrészt különíti el az Alpési flóratartomány (*Alpicum*) Kelet-Alpesi flóravidékének (*Noricum*) Stájer flórajárásaként (*Stiriacum*); a fennmaradó területeket a Pannóniai flóratartomány (*Pannonicum*), Nyugat-Dunántúl flóravidékének (*Praenoricum*), Alpokalja flórajárásába (*Castriferreicum*) sorolva. A különböző természetföldrajzi tájbeosztások eltérései nem meglepőek, hiszen míg a szorosán értelmezett földrajzi rendszerezés geológiai, felszínalaktani, talajtani adatokra és az élővilág sajátosságaira egyaránt épít, addig egy szűkebb megközelítés tömörebb, némileg eltérő osztályozási szemléletet eredményez.

## 1.2. Földtani, domborzati, talajtani viszonyok

A földrajzi tájbeosztás áttekintésekor taglalt összetettség inkább a felszínalaktani változatosságból adódik, a geológiai felépítés ennél némileg egyszerűbb képet mutat. A helyenként több ezer méter mélységben futó, paleozoós (a földtörténeti óidőből származó) kristályos alaphegység felett a mezozoikum (középidő) elejéről származó tengeri üledékek találhatóak (MIHOLICS 1971). A feltehetően szárazulatként hosszabb időre lepusztulási fázisba került térséget a kainozoikum (újidő) során, a harmadidőszakban a Pannon-tenger öntötte el újra. A térszín emelkedése révén később a Pannon tenger visszahúzódott, a pliocén korban jelentős mennyiségű, egymás felett átrétegződő homok és agyag üledéket hagyva hátra (SOMOGYI 1962). Részben e rétegekbe ágyazva, majd ezek felszínére az ösfolyók (Ős-Duna, Ős-Rába, Ős-Mura, Kerka) kavicsos folyóvízi hordalékot terítettek szét jórészt már a negyedidőszakba eső pleisztocén korban (ÁDÁM 1974). A csapadékos interglaciálisok (jégkorszakok közötti időszakok) idején az Alpok irányából lezúduló vizek nagymérvű anyagmozgatást végeztek: a hordaléklerakás mellett erodálták és helyenként áthalmazták a rétegeket (FRANYÓ et al. 1976). A pleisztocén korban jelentős a vályogképződés, melynek következtében a térség nagy részén több méteres (változó vastagságú) vályogréteg alakult ki, mely néhol lemosódott az alatta húzódó kavicsrétegről, vagy éppen bemosódva keveredett azzal (FRANYÓ et al. 1976). Mindeközben harmadidőszak végén és később a negyedidőszaki pleisztocén korában is folyamatos a szerkezeti átrendeződés a tájban: a korábbi medence helyén a térszín nyugati irányban egyre fokozódó mértékben megemelkedett, a mozgások által feldarabolva részben áthalmazva a korábban kialakult kavics és más rétegeket (FRANYÓ et al. 1976). A hullámos felszínbe az Alpok vizei és a helyben kialakuló patakok sűrű, mély völgyhálózatot véstek (ÁDÁM 1974). A holocén korban tovább folytatódott a vályogképződés, a vízfolyások már csak a tagolt dombság völgyaljaiban halmozták tovább hordalékaikat. A folyók, patakok, majd és később az emberi tevékenység jelentős eróziós hatása mutatkozott (MIHOLICS 1968). A lejtős dombhátak, domboldalak területein, erdőirtásokon létrehozott szántóterületek felszínéről évről évre jelentős mennyiségű anyag halmozódott a völgyaljakba. Ennek következtében az eredeti településű vályog főként a nagyobb kiterjedésű, közel vízszintes hátakon maradt meg (MIHOLICS 1968).

Az említett kéregmozgások domborzatformáló hatása a mai Lugos-patak völgyéig kifejezettebbek, a térszín ezt követően keleti irányban a Nádasd-Szócei fennsík felé

ellaposodik, kialakítva ezzel a Vasi-hegyhát elnevezésű kistáj keleti határait. A fennsík jellegű keleti tájrészletben (Felső-Kemeneshát nyúlványa) a kavicsstakaró és a felette húzódó rétegek kevésbé töredeztettek, melyekbe az alacsonyabb esésű vízfolyások néhol kiszélesedő völgymedencéket vájtak (SOMOGYI 1962). A Szőce patak mentén húzódó, egyedülálló láprét-láncolat létrejöttében e geológiai, geomorfológiai háttérnek kiemelkedő szerepe volt, hiszen a vendvidéki patakoknál nyugodtabban meanderező Szőce patak a lápréteknek helyet adó, kiszélesedő völgyfeneket tudott kialakítani, míg a völgyoldalban többé-kevésbé épen maradt kavicsrétegekből – az alattuk található, jobb vízzáró-képességű üledékrétegeken haladva – megsűrve és lassan adagolva, források százain keresztül jut a rétekre a fennsíkon összegyűlő csapadékvíz. Felszínalaktani szempontból, alacsonyabb dombvonulataival a Kerka-vidék (Hetés) egy köztes állapotot mutat, vízfolyásai a lankás dombok között széles, teraszos völgyeket alakítottak ki, melyek szintén kedveznek a láp- és mocsárrétek kialakulásának.

A vályog vízáteresztő képessége nem nevezhető jónak, továbbá a csapadékgazdag klímán a hosszú idejű bemosódás mélyebb szinteken agyagosodáshoz vezet. Az alsóbb rétegek tömörödött vályoggal, agyaggal kevert kavicsos összlete ezt tovább fokozza, mindezek hatására a legtöbb talaj levegőtlen, rossz vízgazdálkodású, bennük a reduktív folyamatok jellemzőek (BERKI et al. 1995), mely nyilvánvalóan kedvezőtlenül hat a talajéletre. Ilyen körülmények között az Őrség és a Vendvidék területén jellemzően gyengén savanyú kémhatású talajok, túlnyomó többségben pszeudoglejes barna erdő talajok alakultak ki. A



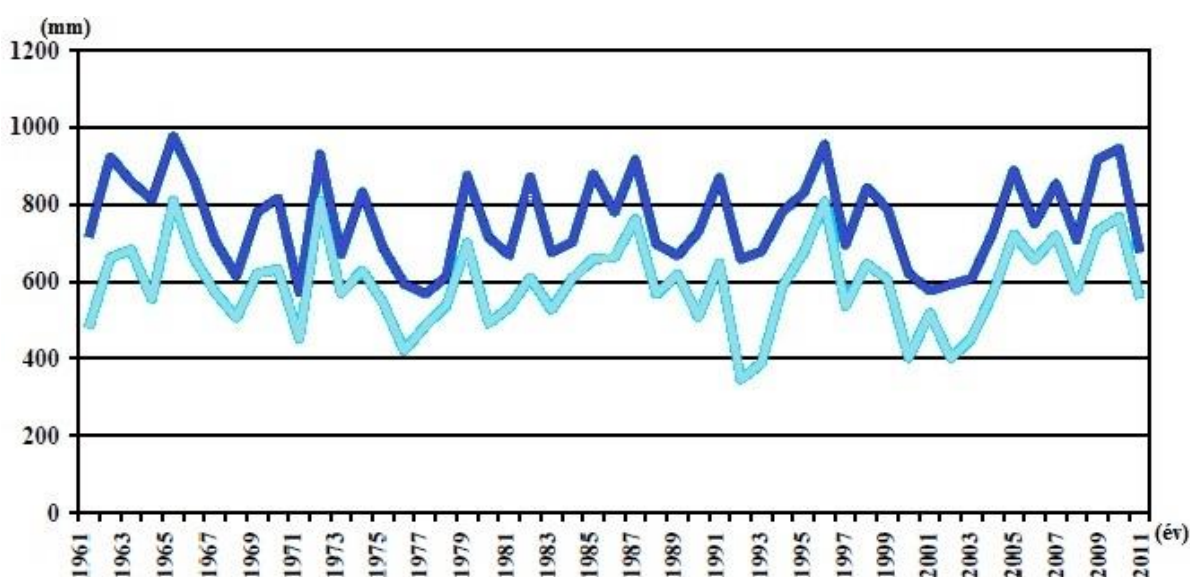
2. ábra: A talajművelés által felerősített erózió következtében a pleisztocén kavics sok helyen a felszínre került, tovább nehezítve ezzel a szántóföldi művelést. (Apátistvánfalva, 2009. fotó: Szépligeti Máttyás)

pszeudoglejesedés és a vízzáró réteg felszín felé való közeledése az emberi tevékenységgel (erdőirtás, szántóművelés, a lombos erdőállományok fenyvesekké cserélése vagy alakulása) több helyen erősen párhuzamba vonható, melyről TÍMÁR (2002) részletes áttekintést ad elsősorban JÁRÓ (1966) és SZODFRIDT és TALLÓS (1966) munkáira támaszkodva. A szántók nyílt felszínein, lejtős domborzati viszonyok mellett az évi talajlehordódás akár a 8 mm-t is elérheti (BELÁK 1963), hosszú távon ez a feltalaj teljes erodálódásához, az alsóbb, kavicsos rétegek felszín közelébe kerüléséhez vezethet (2. ábra).

Az újabb idők mezőgazdasági tevékenysége a szántók és a rétek esetében is hozzájárulhatott (és ma is hozzájárul) a talajtömörödés fokozódásához. Kisebb területeken a pszeudoglejes barna erdőtalajok mellett egyéb talajtípusok is megtalálhatók (SZODFRIDT 1969). Meredek domboldalakon, erodálódott dombhátak felszínén savanyú barna erdőtalajok találhatók, leginkább lepusztult, csonka változataik már inkább kavicsos váz talajoknak tekinthetők. Ezekben a domborzati viszonyokból adódóan a kilúgzás kerül előtérbe a pszeudoglejesedéssel szemben. Meredek patak völgyekben lejtőhordalék talajok és lejtőhordalék erdőtalajok is megjelennek, melyekben az oxigénben dús, mozgó víz hatására mineralizációs folyamatok a jellemzőek. A patakok és folyók hullámterei a réti talajok, az állandó vízhatásnak kitett, gyakorta vízállásos foltok lápos réti és síkláp talajok kialakulásának kedveznek. A réti és öntéstalajok a vízfolyások áradásai következtében viszonylag jó tápanyagellátottságúak, bár ezek az előntések manapság jóval ritkábbak, mint a vízrendezések előtti időkben voltak.

### 1.3. Éghajlat

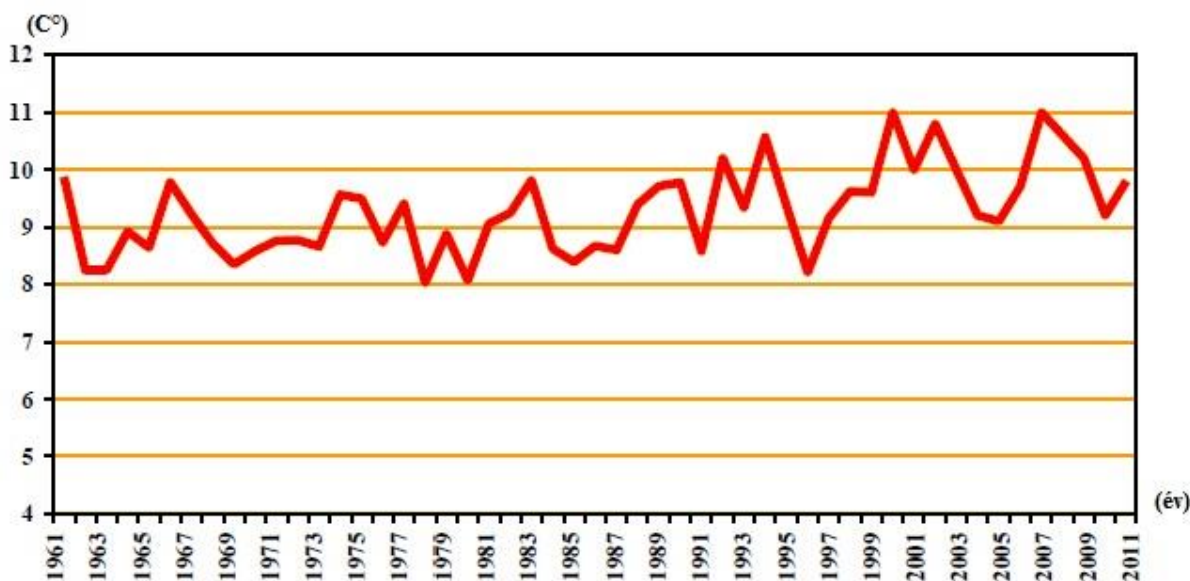
Az Órségi Nemzeti Park területe – az Alpok közelségéből adódóan – az ország egyik legcsapadékosabb, leghűvösebb tája. PÉCZELY (1977) Magyarország éghajlati körzeteinek meghatározásakor a térség egészét a mérsékelt hűvös–nedves körzetbe sorolta. Az átlagos éves csapadékösszeg 760-800 mm körüli (DÖVÉNYI 2010), az Órségben átlagban 10-20 mm-rel kevesebb, mint a Vendvidék területén. A csapadékviszonyok hosszabb távú alakulását szemléltetik a farkasfai (ma Szentgotthárd-Farkasfa) meteorológiai állomás adatai: az évi átlagos csapadékmennyiség az 1901 és 1970 közötti időszakban még közel 820 mm, majd ez az érték az azt követő időszakban 740-760 mm körüli értékre csökkent. Az elmúlt fél évszázad adatait szemlélve megállapíthatjuk, hogy az 1975-1978 és a 2000-2004 közötti száraz periódusokat leszámítva (amikor az éves csapadékösszeg mindössze 600 mm körül alakult), a nedvesebb és szárazabb évek sűrűn váltogatták egymást (3. ábra), a 800 mm feletti csapadékösszegek a legutóbbi években sem voltak ritkák.



3. ábra: Az átlagos évi csapadékösszegek alakulása 1961 és 2011 között farkasfai meteorológiai állomás adatai szerint. Sötétkék vonal jelzi az évi összesített csapadéértékeket, világoskék vonal a tenyészidőszakban lehullott csapadék alakulását. (forrás: PÉK 2012 ábrája alapján szerk. Szépligeti Máttyás)

Az évi középhőmérséklet 9,1-9,8 °C körül alakul, a nyugati területrészek átlagosan néhány tizedfokkal hűvösebbek a keletiekénél (DÖVÉNYI 2010). Ez a különbség a napsütéses órák átlagos évi számában is látszik: míg a Kerka-vidéken 1850-2000 óra, a Vendvidék térségében mindössze 1820 órára tehető (DÖVÉNYI 2010). Ha az 1960-as évektől napjainkig tartó időszak éves átlagos hőmérsékleti adatait szemléljük, jól kitűnik az emelkedő tendencia, sőt az értékek nagyobb mértékű ingadozása is szemmel látható (4. ábra).

A klimatikus viszonyokat azonban egyaránt erősen befolyásolják a domborzati, felszínborítási és vízrajzi tényezők. A tagolt eróziós dombság völgyaljaiban megül a párás, hideg levegő, így ezekben jóval humidabb, kiegyenlítettebb a klíma. A völgyaljakban összegyűlő vizek tovább fokozzák ezt a hatást, így ezeken a helyeken kiegyenlítettebb a hőmérséklet és a páratartalom, sőt még nyáridőben is mérhetünk reggelente fagypont körüli hőmérsékleti értékeket és közel 100 %-os páratartalmat (FTK 1988, GYÖNGYÖSSY 2008). A földtani, domborzati és klimatikus tényezők együttesen eredményezték tehát, hogy az Órség-Vendvidék számos pontján alakulhattak ki lápi életközösségek. Mindezek hosszú távú léte azonban alapjaiban függ a klíma stabilitásától – tartós felmelegedés és szárazodás esetén fokozott veszélynek vannak kitéve.



4. ábra: Az átlagos évi hőmérsékleti értékek alakulása 1961 és 2011 között farkasfai meteorológiai állomás adatai szerint. (forrás: PÉK 2012 ábrája alapján szerk. Szépligeti Máttyás)

## 1.4. Vízrajz

A földtani és vízrajzi viszonyok a földtörténeti harmadkor végén és a negyedkor elején folyamatosan egymásra hatva, szoros összefüggésben alakultak (lásd 1.2. fejezet). Ma a folyók és patakok geológiai viszonyokat módosító szerepe kisebb, de a víz általi erózió jelenleg is zajlik. Bár a felszín-közeli vizek mennyisége a lehulló csapadék és a domborzat függvényében erősen változik, a mélyebb fekvésű területekre általánosan jellemző a magas talajvízállás. A magas csapadékösszegek és a geológiai viszonyok következtében az időszakos és állandó vízü rétegforrások száma megközelíti az ezret (GYÖNGYÖSSY 2008). Az áramló vizeket végső soron három folyó, a Rába, a Zala és a Kerka gyűjti össze.

A Vasi-Hegyhát változatos, völgyekkel erősen tagolt felszínén számos gyorsfolyású patak ered (jelentősebbek közülük a Szölnöki-patak, Szakonyfalvi patak, Grajka-patak, Zsida-patak, Hársas-patak, Huszászi-patak és a Lugos-patak), melyek a Felső-Kemeneshát északi felének vizeivel együtt a (pl. Himfai-patak) a Rába medrébe futnak.

A Szalafő, Orfalu és Szentgotthárd-Farkasfa közigazgatási határainak találkozásában elterülő, a Fekete-tó lágójánál eredő Zalába már Szalafőn három kisebb, ún. szeri patak csatlakozik, majd nyugat felé haladva ezek száma minden település határában több vízfolyással bővül. A Zalat kísérő patakok (mint ahogy a térség más, kisebb vízhozamú patakjai és Őriszentpéterig maga a Zala is) időszakos vízjárásúak, nyáron gyakorta kiszáradnak. A Zala folyó Pankaszig természetközeli állapotúnak tekinthető, Pankasztól keletre eső szakaszát azonban az 1960-as években szabályozták (Nyugat-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság: [www.nyuduvizig.hu](http://www.nyuduvizig.hu)).

A Kerka-vidék vízfolyásai a Mura vízgyűjtőjébe sorolhatók. A Kerka folyó jelentősebb mellékvizei az Őrség déli részén a Kerca-patak és a Szentgyörgyvölgyi-patak. Az 1950-es évek végétől kezdődően, több ütemben mindhárom vízfolyást szabályozták, ami a völgyaljakban elterülő rétek vízháztartását nagymértékben megváltoztatta (TÓTH 2004). A kimélyített, részint kiegyenesített meder vízelvezető hatással bír, mely a csapadékvíz gyorsabb lefolyása következtében egyre inkább bevágódik, lecsökkentve ezzel a környező rétek talajvízszintjét. E jelenség a rétvégvetációban akár fordított zonációt is eredményezhet: a patak közelében szárazságtűrő növények szaporodnak fel, míg távolabb, az ellaposodó térszíneken fennmarad az eredeti mocsárréti-lápréti növényzet. Szintén a vízhiányra hívják fel a figyelmet

– a tájban többfelé – a végletekig letörpült szibériai nőszirm, kornistárnics és sárgaliliom egyedek. A Kerka-vidék területén a nagyüzemi mezőgazdálkodás térnyerésével jelentős talajmeliorációs munkálatok is folytak (SZILÁGYI 2001). A kisparaszti szántóművelés parcelláit sok helyen nagyobb táblákba összeszántották, majd mélylazítással kezelték, hogy a csapadékvíz könnyebben jusson a mélyebb rétegekbe. Több helyen a talaj vízzel való telítettségét drénezéssel próbálták csökkenteni, bár ennek hatása a rendszeres karbantartás hiányában idővel lecsökkent (SZILÁGYI 2001). A szántóföldi talajmelioráció az Őrség északabbi területein is jellemző volt, Szócén például a helyi lakosság részben ezzel hozza összefüggésbe a Szőce-patak vízhozamának csökkenését (GYÖNGYÖSSY 2008). Az erdősítések, és erdészeti célú vízrendezési munkálatok hatása sem elhanyagolható: a vágásos erdőgazdálkodás erőltetéséhez szükséges árkok a talajra jutó csapadékot gyorsan elvezetik (Szekeres Zsófia természetvédelmi őr részben ezzel magyarázza a Lugosi-rét kiszáradását). Az is bizonyos, hogy a korábban szántóként vagy gyepeként művelt területek erdősítése (erdősödése) fokozott evapotranspirációt eredményez. A vízrendezéseket megelőző viszonyokat jól jellemzi Kollár Ferenc, a Nyugat-dunántúli Vízügyi Igazgatóság egykori osztályvezetőjének írása (KOLLÁR 1967): „A Kerka meder hossza e szakaszon (Zalabaksától Bajánsenyéig) a szabályozás előtt 30 km, a völgy hossza pedig 21 km volt. Az igen kanyargós medert a malomtulajdonosok csak olyan mértékben tartották karban, ami a vízimalom kiépítési vízhozamának megfelelt, és így a legkisebb eső hatására is a víz a mederből kilépett és a völgyön keresett lefolyást. Az 1 – 1,5 km széles völgy elposványosodott, sok helyen a vizet tűrő növényzet nőtte be. Ilyen körülmények között a közel 3600 ha-t kitevő völgyfenéki rétterület értéktelen volt, ami nagymértékben hozzájárult a környékbeli lakosság szegény sorsához.” Bár a rétek időszakos eliszapolódása, az első fűnövedék értékcsökkenése (ezután már inkább csak alomnak tudták használni) valós probléma lehetett, a lakosság „vízrendező” tevékenységére a nagy lecsapolási idők előtről is vannak adatok (lásd pl. GYÖNGYÖSSY 2008). Szárazabb időkben, vagy a fűhozam növelésének érdekében a patakok vizét kis deszkagátakkal visszaduzzasztották, majd a rétekre vezették; a csapadékos időszakokban (vagy a tartósan vízállásos helyekről) pedig árkokkal vezették el a többletvizet. Pócs Tamás és munkatársai Szőce környékéről már a IX. és XX. század fordulójáról „hatalmas arányú lecsapolások”-at, a nagybirtokokon „csatornarendszerek”-et említenek (PÓCS et al. 1958). Az vízszabályozásokat követően az elöntések ritkává váltak ez pedig minden bizonnyal kihatott a patakmenti rétek víz és tápanyag-ellátottságán keresztül azok hozamára is (TÓTH 2004).

Természetes kifejlődésű, tartósan nagy nyílt vízfelülettel rendelkező állóvizek nem találhatóak a nemzeti park területén, viszont a mesterséges, völgyzárógátas rendszerű tavak annál inkább jellemzőek (Hársas-tó, Himfai-tó, Vadása-tó, Borostyán-tó, Bajánsenyeyi-tó). E tavak kiterjedt felületükön jelentős mennyiségű vizet párologtatnak el, ám az ilyen jellegű vízveszteség közvetlen hatását a gyepekre nézve nehéz lenne értékelni. Gyakoriak a kisebb területű, különböző feltöltődési állapotú lápszemek, mint a Zala forrásvidékének tekinthető Fekete-tó, vagy a farkasfai Sásos-tó. Több lápterület létrejött feltehetőleg az építet utak duzzasztó hatásával hozható összefüggésbe (Ördög-tó, Vadkacsás-tó, Gyertyános-völgyi láptó), ez persze semmit nem von le kiemelkedő természetvédelmi értékükből.

## 1.5. A gyepterületek kiterjedésének változásai

Amint az a termőhelyi tényezőkre vonatkozó fejezetekből is látható, a jelenkori klimatikus viszonyok az Őrség és a Vendvidék területén zárt bükkös és tölgyes erdők kialakulásának kedveznek (részletes elemzését lásd: TÍMÁR 2002), amit edafikus tényezők (erősen erodálódott felszíneken, vízfolyások közvetlen környezetében, tartósan vízállásos, lápos területeken) helyenként jelentős mértékben módosítanak. Mindezek alapján kijelenthető,

hogy a térség ma fellelhető füves területei jórészt az ember tájalakító munkájának termékei, ezért a megőrzésükre tett erőfeszítéseket az azokat kialakító és fenntartó gazdálkodás tükrében kell tudnunk értelmezni.

Régészeti leletek tanúságai szerint az Őrség déli peremén és a Rába völgyében már az újkőkori idejétől fogva (5-7 ezer évvel ezelőtt) kimutatható a változó mértékű emberi jelenlét (VAKARCS 1939, BÁNFFY 1998, 2004; BÁNFFY és RÉTI 2008). Ismerve a Rába-völgynek és a Kerka-vidéknek a térség más területeinél lényegesen kedvezőbb termőhelyi feltételeit (lankásabb domborzati viszonyok, termékenyebb réti talajok) egyáltalán nem meglepőek a leletek előkerülésének helyszínei. Ha tekintetbe vesszük, hogy ezekben az időkben az elsőként letelepedő emberek fém eszközöket még nem használtak, ezért kőből, csontból, fából készült szerszámaikkal próbálták keserves munkával megművelni a földet (PINKE és PÁL 2005), joggal feltételezhetjük, hogy a kötött talajú, halászatra alkalmas vizeket nélkülöző köztes területeken (mai Őrség és Vendvidék) ekkor még nem volt számottevő emberi jelenlét. Az Őrség-Vendvidék területén végzett palinológiai vizsgálatok (CSERNY és NAGYNÉ BODOR 2002) az emberi hatás felerősödését mintegy 1200 (farkasfai Sásos-tó fűrásmintái) illetve 800 (szőcei láprét fűrásmintái) évvel ezelőttre teszik. A nedves rétek felszaporodására utal a legyezőfű (*Filipendula* sp.), a fűfélék (*Graminae*), egyes tárnics- (*Gentiana* sp.), keserűfű- (*Polygonum* sp.), valamint imola (*Centaurea* sp.) (és más fészkes virágzatú – *Compositae*) fajok virágporának folyamatos jelenléte a minták rétegsoraiban. Bár az első, rétek hasznosítására alkalmas rövid kaszák már 2500-2600 évvel ezelőtt, a vaskorban megjelentek (BERANOVA és KUBAČÁK 2010), a ma használatosakhoz hasonló alakú, ún. hosszú kaszák az időszámításunk utáni VIII. században (vagyis mintegy 1200-1300 évvel ezelőtt) kezdtek elterjedni (HEJCMAN et al. 2013 cit.: KLÁPŠTĚ 2006). A kasza használatának elterjedése tehát feltehetőleg párhuzamba hozható a pollenanalitikai vizsgálatok eredményeivel – azok információtartalmát megerősíti. Érdekes adalék, hogy a tömeges megjelenési formájában kifejezetten kaszálórétekhez köthető őszi vérfű (*Sanguisorba officinalis*) mindkét mintaterület adatsorában 450 évvel ezelőtt kezdett el felszaporodni, bár mennyisége láthatóan hullámzó az idők során. A szőcei mintákban több növénycsoport is az őszi vérfűhöz hasonló adatokat mutat, ami alapján a tájhasználat intenzitásának ugrásszerű megemelkedését feltételezhetnénk a XVI. századtól. Ha azonban tekintetbe vesszük az elkövetkező századok történelmi eseményeit (mohácsi vész – 1526 és a kettős hódoltság gyötrelmei, majd Bocskai-felkelés 1604-1606, az Őrség fegyveres összetűzése a Batthyány uralommal – 1678-1685, a legújabbkori elvándorlások), a népesség többszöri lecsökkenésével és a gyepterületek időleges szűkülésével kell számolnunk, ami többé-kevésbé leolvasható a pollendiagramok hullámozásából. A rendelkezésre álló pollenanalitikai eredmények vonatkozásában megjegyzendő, hogy a farkasfai fűrásminták fajszáma egy rövid (mintegy 1250-1300 évvel ezelőttre datálható) kiszáradási periódus után hirtelen emelkedett meg. Elképzelhető, hogy a mintákban közvetlenül a kiszáradást követően megjelenő fajok pollenanyaga már korábban is ott volt, csak elpusztult, kimutathatatlaná vált. A palinológiai vizsgálatokra alapozott, egyes fajok tömegességi viszonyairól alkotott képet tehát óvatosan kell kezelnünk, mivel a termelő virágpor mennyisége, terjedési képessége, tartóssága fajonként jelentős eltérést mutathat, és a valós képet nagymértékben befolyásolhatja (TÍMÁR 1998).

Az első írott tájhasználati információink, melyekből a tájszerkezet jellegére is következtetni lehet, 1664-ből, a szentgotthárdi csata idejéből valók. Korabeli térképek és egy útinaplóból származó adatok összegzése révén tudhatjuk, hogy a zömében lombdők által meghatározott tájban már jelentős a rétek aránya (TÍMÁR 2002).

Az 1700-as évek végétől már gazdag térképi források állnak rendelkezésünkre, amelyek a révén a korábbi időkhez képest pontosabb ismereteket nyerhetünk a vegetáció térbeli változásairól. Az I. katonai felmérés a XVIII. század végéről (1784-1785), a II. katonai felmérés a XIX. század közepéről (1853-1855), a III. katonai felmérés a XIX. század végéről



(1869-1887), míg az ún. újfelmérés a XX. század közepéről (1953-1959) nyújt egy-egy „pillanatfelvételt”. Mindezek áttekintéséből és a 2000-es években készült műholdfelvételek alapján az alábbi, a gyepterületek alakulása szempontjából lényeges információk emelhetők ki Balázs Pál és munkatársainak vonatkozó tanulmányára támaszkodva (BALÁZS et al. 2012):

- A településektől távolabb, az irtásos gazdálkodás fennmaradásának megfelelően a szántó-gyep-erdő művelési módok sokáig nem váltak el határozottan. Az I. katonai felmérés készítői feltehetően a domboldali, félszáraz réteket a szántókkal egyazon kategóriába sorolva térképezték.
- A félszáraz gyepekkel, parlagokkal mozaikoló szántók a térség több mint felét boríthatták, majd részesezésük folyamatosan csökkent. (Az erdőkben járva a tavaszi geofiton fajok szinte teljes hiányában és a bakhátas szántás nyomaiban ma is megtapasztalhatjuk az egykori intenzív tájhasználat hatását, sokszor a településektől egészen távol is!)
- Évszázadokon át gyepeként művelt területek főként a rendszeresen elöntött, patak menti területeken voltak.
- A növényzet szempontjából jelentős változást az 1853-as úrbéri pátens kiadása hozta, mely rendezte a birtokviszonyokat, ezzel hozzávetőlegesen állandósítva a művelési módokat és felszámolva az irtásos gazdálkodás gyakorlatát (VÖRÖS 1986). Ez által a táj „dinamikus mozaikossága” csökkent, de a rétek közötti összeköttetés még sokáig megmaradt.
- A táj a táj a XIX. század végéig (és részben még a XX. század elején is) meglehetősen nyitott, a nagyobb erdőségeket is átszövi a rétek hálózata.
- A gyepek kiterjedése az 1950-es évekig növekvő tendenciát mutat, a szántók kiterjedésének folyamatos csökkenése mellett (főként a településektől távolabb eső szántók felhagyása és erdősödése miatt). Ez a jelenség az állattartás fellendülésére, a gazdálkodás egyre belterjesebbé válására utal, ami összefüggésbe hozható a népesség növekedésével is.
- A mai műholdfelvételeket tanulmányozva a gyepterületek és a szántók nagyarányú megritkulását és egymástól való elszigetelődését, az erdőtakaró záródását tapasztalhatjuk.

## 1.6. Használatstörténeti áttekintés

Minden természetvédelmi tevékenység alapja az elérni kívánt cél vagy a fenntartani kívánt célállapot meghatározása. A vegetáció szempontjából megőrzendő „ősállapotról” nem beszélhetünk, hiszen annak szerveződése állandó folyamat, melynek a geológiai és klimatikus változások újabb és újabb irányokat jelölnek ki. Ehhez társul a legújabb koroktól az emberi tevékenység hatása, amiről tudjuk, hogy a változatosságot fokozni és csökkenteni egyaránt képes. A mai táj növényzete az elmúlt korok emlékeit hordozza magán, megőrzéséhez a lehetőségekhez mérten fel kell tárnunk eredetének az emberi tevékenységtől elválaszthatatlan tényezőit. Mindezek ismeretében – a jelen korlátai között – már céltudatosabban tervezhetjük védelmi intézkedéseinket.

### 1.6.1. Az irtásos gazdálkodás kora

Az avaroktól (VI. sz.) fogva az első közelebbi kővárak megépítéséig (XII. sz. vége – XIII. sz. eleje) az Órség a gyeplő (határvidék), a Vend-vidék a gyeplő része (BÁNFFY 1998). A gyeplő szinte teljesen érintetlen terület volt, ott legfeljebb az ellenséges csapatok mozgását nehezítő akadályokat helyeztek el (TAGÁNYI 1913). Kezdetben a gyeplő területén az alacsony számú lakosság irtásos (parlagoló) gazdálkodást folytathatott, mely újabb és újabb

erdőterületek kivágásával, feltörésével járt. Mivel a talaj néhány év múltán kimerült, így a gazdáknak újabb szántóterület után kellett nézniük, a felhagyott területrészt pedig vagy legeltették, vagy parlagon hagyták és az a természetes szukcesszióknak megfelelően befüvesedett, majd cserjék, fák nőttek be. Ennél fogva az egyes művelési módok által kialakított növényzet még nem vált el egymástól élesen. A szántóbotok segítségével ugyanis nem lehetett a termőföld minden egyes cm-ét megforgatni, ezért például az őrségi-vendvidéki réteken ma is gyakori lándzsás útifű (*Plantago lanceolata*), erdei varfű (*Knautia drymeia*), kúszó boglárka (*Ranunculus repens*) és háromfogú fogtekeres (*Danthonia decumbens*) gyakori fajja lehetett a szántóknak (PINKE és PÁL 2005). Az időnkénti legeltetés tovább fokozhatta a füvesedést: serkentve a fűfélék bokrosodását, és az állatok trágyázása, taposása útján a pillangósok (herfélék) terjedését (KARG 1995). A szántók képe tehát ekkor még a maitól nagyon eltérő lehetett, amit kiválóan szemléltet Takács Lajos alábbi írása (TAKÁCS 1964b cit. PINKE és PÁL 2005):

*„a szántók bokrosak, gyomosak voltak, sőt nagyon sok részben még a régi tuskókkal is teleszórva, amelyek nemcsak a talajmunkát hátráltatták, hanem maguk is számtalan hajtás kiinduló pontjául szolgáltak. Ilyen lehetett a szántóink egy része még a múlt század elején is, de különösen a 18. sz. folyamán. Ezt a földet aztán valamilyen kezdetleges ekével megturkálták, esetleg kapával »megigazították« és a szemet – nem egyszer a talaj keménysége vagy előkészítetlensége következtében – botok, ültetőfák segítségével vetették el. Ilyen körülmények között természetesen gondolni sem lehetett »tisztá földre« hanem csak arra, hogy a sok bozót, gaz el ne nyomja a termést. Így elsősorban a nagyobb hajtásokat, ágakat vagdosták ki, míg a füves gazokat a gabona között hagyták, és aratás idején is e gazok, füvek közül sarlózták ki a termést, amelyek aztán a hosszú szalmával együtt megmaradtak legelőnek.”*

## 1.6.2. Egy sajátos gazdálkodási rendszer kialakulása

A cisztercita rend 1183-ban való megtelepítése új szemléletet hozott a táj használatának rendszerében (KALÁSZ 1932 cit. TÍMÁR 2002). A szerzetesek szántóföldjeiket háromnyomásos rendszerben művelték, és lehetőség szerint rendszeresen trágyázták. Főként a vízfolyásokhoz közeli területeken alakítottak ki jelentős területű kaszálókat. Legeltetést leginkább a tarlókon, parlagokon, erdőszéleken végeztek, kaszálás után a felsarjadó rétekre is ráhajtottak. Bár alig több mint 200 év múltán, 1390-ben a ciszterci birtok a Széchy család kezére jut, majd ezt követően gyors hanyatlásnak indul; a szerzetesek tudásközvetítő szerepe a későbbi korok Őrségi-Vendvidéki gazdálkodását alapjaiban határozhatta meg. Míg a trágyázásnak a talajművelésben betöltött szerepével az ország nagy részén még a XIX. század kezdetén is csak néhol voltak tisztában (VÖRÖS 1986) a ciszterek által annak jelentőségét az itt élő emberek már a XII-XIII. század folyamán felismerhették, gazdálkodásukba beépíthették! A kényszerűség szülte körülmények miatt e gondolkodásban az őrségi gazdálkodás tehát évszázadokkal megelőzhette az ország sok más részét. Magyarországon a XIV. századtól kezdett széleskörűen elterjedni a nyomásrendszer (HONVÁRI 2002), az Őrség és Vendvidék sovány, kötött, erősen kilúgzott, kedvezőtlen vízháztartású talajain viszont ilyen módon nem lehetett a szántóföldi gazdálkodást fenntartani. A háromévenkénti pihentetés ugyanis nem lett volna képes biztosítani a talaj termőerejét (VÖRÖS 1986), ezért a nyomásrendszer csupán a Rába-menti és Kerka-melléki, dúsabb talajú területeken lehetett működőképes. A vidék túlnyomó többségben alacsony termőképességű talajokkal jellemezhető, dombokkal-völgyekkel erősen tagolt részein egy sajátos, ősi és modern elemeket egyaránt magán hordozó gazdálkodási rendszer bontakozott ki, melyben a domborzati viszonyoknak meghatározó szerepe volt. A környezeti tényezők szerepét

hangsúlyozza, hogy a közeli stájer és göcseji vidékeken szintén hasonló irányba indult a mezőgazdaság alakulása (TAKÁCS 1964a, VÖRÖS 1986).

Vörös Antal agrártörténész az 1767-ben elrendelt úrbérrendezés során keletkezett összeírások és más korabeli forrásokra támaszkodó tanulmánya alapján (Vörös 1986) átfogó képet kaphatunk az Őrség XVIII. századi gazdálkodási szerkezetéről, amit – természetesen egy hosszantartó folyamat állomásaként – részint az azt megelőző korokra is vonatkoztathatunk. Eszerint a gazdálkodás mintázata egyfajta övezetességet mutatott. A dombok tetején kis csoportokban (Őrség) vagy elszórva, egymástól akár több kilométeres távolságban elhelyezkedő házak (jobbára a Vendvidéken jellemző) közvetlen közelében a földeket 2-4 évente rendszeresen trágyázták, így azokat folyamatosan, pihentetés nélkül tudták hasznosítani, ezzel viszonylagos termésbiztonságot elérve. A domboldalakon, az intenzíven művelt szántók közé ékelődve mindenféle rétek húzódtak a völgyek irányába (5. ábra).



5. ábra: A félszáraz gyepeket váltogató szántók és a völgyalji „örökrétek”. A záródó tájban még ma is észlelhetők az egykori gazdálkodási rendszer nyomai és vezérlő elvei. (Apátistvánfalva, 2009. fotó: Szépligeti Mátyás)

Ezeket szükség szerint olykor növénytermesztési céllal feltörték, állandó kaszálók az ősszel és tavasszal gyakorta elöntött völgyalji helyzetű területeken lehettek (ZSOHÁR 1941, PÓCS et al. 1962). Csak a nehezen művelhető (meredek vagy vízállásos, teljesen erodált) foltokon, esetleg mezővédő, határoló céllal fennhagyott facsoportok tagolták az egyébként fátlan tájat. A kissé távolabb eső területek többségére már nem jutott elegendő trágya, ezért azokat legfeljebb egyszeri, kis mennyiségű trágyázást követően 5-6 évig művelték, majd évekig parlagként hagyták – és csak legeltetéssel hasznosították – mielőtt újból feltörték és bevetették volna. A házaktól egészen távoli területeken az egyes művelési módok már nem különültek el élesen. A gazdák szükség szerint egy-egy darab erdőt kivágtak, az irtások helyén legfeljebb néhány évig termeltek valamit, és ezt követően a földet egy évtizedig vagy annál is tovább pihenni hagyták, mialatt alkalmasszerűen ezeket is legeltették. E területeken

természetszerűleg elindult az erdősülés folyamata, bár a legelés intenzitásától függően a réti vegetáció is meghatározó lehetett bennük. 1920-ig az erdőkben szabad a legeltetés (DÖMÖTÖR 1987, TÍMÁR 2002 *cit.* ANON.), ezért azok feltehetően a mainál sokkal ligetesebb állományképet mutathattak utat nyitva ezáltal a réti növényeknek a tájban való intenzív keveredéshez: a nyíltabb erdőkön át maguk is könnyebben terjedhettek, de az állatok szőrükön és ürülékükkel is széthurcolhatták őket. Amennyiben újból szántóföldi művelésbe fogták a felsarjadt erdőt, a talaj termőerejét gyakorta felégetés útján igyekeztek fokozni, bár sokszor nem is növénytermesztés céljából, hanem a jobb fűvű legelő biztosítása érdekében törték fel azokat.

A vázolt övezeteket semmiképpen sem koncentrikus körökben elrendezve kell elképzelnünk, sokkal inkább az egyes termőterületek minősége, fekvése, meredeksége és távolsága által befolyásolt, rendkívül összetett és változatos szerkezetben. A rendszer dinamikájára erős hatást gyakorolhatott az egyes gazdálkodók anyagi helyzete, tudása, gondolkodásmódja, éppen aktuális igényei (pl. épületfának meghagyott erdők), hiszen minden biztonnal volt aki megtehetette, hogy jobbára a háza körül gazdálkodjék, míg másoknak újabb és újabb hasznosítható területek után kellett nézniük.

### **1.6.3. Vízigények, vízgazdálkodás**

Több forrásmunkában is olvashatunk arról, hogy a magasabban fekvő szántókról nagy esőzések idején gyakorta óriási mennyiségű talaj mosódott le a mélyebb területekre, ahol nem ritkán még az áradó patakok lerakott hordaléka is komoly gondokat okozott a gyepeken (NEMES-NÉPI ZAKÁL 1818, FÉNYES 1836, KOLLÁR 1967). A humuszréteg lemosódását követően az ilyen módon kárba ment szántóterületeket minden biztonnal felhagyták, helyükön pionír erdő nőtt, vagy legeltették, esetleg kaszálták. Az egészen sovány talajokra jellemző, kimagasló fajgazdagsággal bíró ma ismert félszáraz gyepek jó része erodált felszínű óparlag lehet, ahol az intenzív kaszálás tartotta fenn az alacsony tápanyagszintet.

A gyepek nem csak nagyobb kiterjedésűek voltak, de többségük valószínűleg jóval nedvesebb képet mutathatott: Pócs Tamás és munkatársai által Szakonyfalu térségében készített vegetációtérkép (PÓCS et al., 1962) a mai viszonyokkal összevetve rámutat arra, hogyan tűnt el fél évszázad alatt a patakvölgyek tőzegmohás lágjainak, gyapjúsásos rétegeinek többsége. E feltevés megerősítésére utaló jelek olvashatóak ki az első katonai térkép ábrázolásaiból is: a ma ismert vízfolyások vonala mellett gyakran húzódnak mellékágak és szembetűnően nagy a vízimalmok száma is (BALÁZS et al. 2012). A népi kisvízgazdálkodás is minden biztonnal hatással lehetett a rétek növényzetére. A gazdák – ha szükségesnek látták – egy-egy patakszakaszt elgátalva vizet juttattak rétegekre és a források környékén gyakorta kiirtották a növényzetet; máskor a „felesleges” csapadékot, kis árkok segítségével vezették el (GYÖNGYÖSSY 2008).

#### 1.6.4. A legeltetés helyszínei, szerepe és gyakorlata

„Korábbi évtizedekben egy részüket (mészkerülő hegyi rétek) legelőként hasznosították, mivel szénahozama kicsi.” (GYURÁCS és SZINETÁR 2001)

„A hegyvidéki legelők felhagyásával az egykoron jóval elterjedtebb szőrűgyepek erősen visszaszorulóban vannak.” (KOVÁCS 2002)

„A Vendvidékre és az Őrségre elvégzett alapos, jól dokumentált tájtörténeti feltárások, valamint az élő néphagyomány is egyértelműen alátámasztják, hogy ehelyütt a rétek legeltetésének nincs hagyománya. Legeltetést csak tarlón, árokpартokon, mezsgyéken, kiirtott erdő helyén az irtást követően, vagy parlagon, a visszaerdősülés előrehaladtáig (ill. a kaszálás megkezdéséig) végeztek, és itt is csak alacsony intenzitással. Ez alól kivételt legfeljebb egyes helyek képezhetnek (pl. Ivánc környéki nagybirtokok).” (BODONCZI et al. 2008)

A mai természetvédelmi gyakorlatot régóta foglalkoztató kérdés, hogy voltak-e elkülönült és állandó legelőterületek a nemzeti park területén, a hagyományos gazdálkodási rendszerben, és milyen szereppel bírtak azok?

Mindenek előtt le kell szögeznünk, hogy az elsősorú legeltetett állat a szarvasmarha volt. Többfelé tartottak nagyobb számban birkákat is (pl. Szócén: SZAKÁLY 2010), ezek közül a legjelentősebb állomány a Batthyányak kerkáskápolnai és kistrákosi birtokain lehetett, de az 1800-as évek végére ezeket felszámolták. Kecskéket csak egyenként vagy néhány szegényebb portánál tartottak, számuk a II. világháború utáni években kissé megnövekedett, DÖMÖTÖR (1987) falvanként 20-50 állatról tudósít. A lótarás sem volt jelentős, bár a gazdaság élénkülésével megnövekedő fuvarozási lehetőségek némiképp megnövelték arányát a XIX. század végén, a XX. század elején (VÖRÖS 1986).

II. Rudolf 1595-ben kiadott adománylevele, melyben megerősítette az őrségi nép koraközépkori határőrizeti szolgálataikért kapott kiváltságait elkülönítve említi a réteket, mezőket (szántók) és a legelőket. TÍMÁR (2002) értekezésében BARTA (1981) nyomán idézi Szentgotthárd 1720. évi úrbéres összeírását, mely említést tesz a legelők „szükéről” vagyis soványságáról, majd ugyanitt egy 1728-ban kelt írásról olvashatunk, mely Zsida községről jelenti, hogy a fenyőerdejében száz marhát lehetne legeltetni. E két adat a jelentős erózió miatt már akkor jelentkező tápanyaghiányra és az erdei legeltetés általános voltára hívja fel a figyelmet. Áttételesen feltételezhető, hogy jórészt a magasabb fekvésű területeken legeltethettek, hiszen a szentgotthárdi összeírásban szintén idézett „*áradásoktól fenyegetett*” tájban a rendszeresen elöntött völgyaljak nem szenvedhettek tápanyaghiányban. Vályi András XVII. század végéből való ország-leírásában (VÁLYI 1796-1799) szinte minden, a térségből említett településnél kiemeli a talaj soványságát (jó hozamú réteket nagyobb vízfolyások mentén fekvő falvakból, főként a Rába mellől említi), az erdők túlhasználatát. Elkülönítve kezeli a rétet a legelőtől, ami arra enged következtetni, hogy a kaszálórét és a legelő művelése legalább részben elvált egymástól. Ugyanakkor Fényes Elek Vas megye átfogó leírásában (FÉNYES 1836) a Vendvidéket és az Őrséget nagyrészt lefedő „Tótságáról” azt írja, hogy „*legnagyobb részében legelő úgy szólván semmi nincs, 's kicsiny sovány teheneik holmi gödrökben legelnek; rétjeik kevesek, 's egy kis zápor eső mindjárt elsepri, vagy beiszapolya.*” Ez utóbbi idézet szintén a (kaszáló)rét és a legelő térbeli és gazdálkodási gyakorlatban való elkülönülését sugallja, hiszen a „gödrök” a szántók bakhátai közötti mélyedések, vagy út menti árkokra utalhatnak, a völgyalji árvízzel gyakran sújtott területek pedig elsősorban kaszálók lehettek.

Vörös Antal az őrségi gazdálkodásról írott munkájában (VÖRÖS 1986) így fogalmaz: „*A rohanó vizek gyakran eliszapolyják és hosszabb időre hasznavehetetlenné teszik a legelők jelentős részét.*” Az előbbi gondolatmenetet folytatva ebből arra következtethetnénk, hogy mégis voltak jelentős kiterjedésű legelők a völgyalji területeken is. Azonban Vörös minden bizonnyal a néhány sorral feljebb, Fényes Elek munkájából idézett mondatot vette e

kijelentése alapjául, csupán összemosta az eredeti mondatban még jól elkülönülő rét és legelő fogalmát. Ezt erősíti meg az a tény, hogy mindkét szerző forrásként az 1828-as adóösszeírást jelöli meg, valamint Vörös későbbi mondata: „*Más vidékektől eltérően külön legelők itt nem is voltak. Az erdők mellett a parlagon hagyott földeken legeltették a jószágot.*” Figyelemre méltó, hogy Nemes-Népi Zakál György azt írja a szalafőiekről (NEMES-NÉPI ZAKÁL 1818), hogy „*A' lakosók közül sokan Marhával kereskednek, és tehetőssek.*”, ám legelőkről említést sem tesz. Ellenben a kaszálók térbeli elhelyezkedését pontosan megadja általános tájleírásában: „*Mindenfelé pedig egész Eörséghbe e sárgálló agyagos mező földeket igen Szépen tarkittják a' résszesént el szórt, résszesént öszve kötött kisebb nagyobb fenyüsök, Erdük, Csarittok, harasztok, tüskék és bokrok, a' mellyek között vannak a' szántó földek; a' laposabb helyeken, a' völgyekben és a' patakok szomszédságában pedig a' kaszáló rétek.*” Az idézett „*fenyüsök, Csarittok, harasztok, tüskék*” feltehetőleg mind a szukcesszió különböző fázisaiban levő irtások, parlagok, melyek egyben a legeltetés fő helyszínei is lehettek. A „Tótságban” tehát valószínűleg jobbra a parlagok, tarlók, útmenti árkok szolgálhattak legelőül (6. ábra). Ennek ésszerű alátámasztása, hogy a parlagok és tarlók legeltetése fontos szereppel bírt a gazdálkodásban, hiszen az állatok lelegelték a gyomokat, és megtrágyázták a földet (PINKE és PÁL 2005). Mai szóval élve a legeltetést a parlagok és tarlók szükségszerű kezeléseként alkalmazták főként a soványabb talajú, szegényebb vidékeken.

6. ábra: A tarlók egészen a XX. századig a legeltetés fontos helyszínei. (Viszák, 1963. forrás: PINKE és PÁL 2005. fotó: Takács Lajos)



A mélyebb fekvésű vagy síkabb, termékenyebb területeken – ahol főként uradalmi birtokok helyezkedtek el – azonban megtalálhatóak voltak a nagyobb, egybefüggő, feltehetően állandóan legelőként hasznosított gyepek is. A zirci apátság szentgotthárdi uradalmához tartozó erdőbirtok rendszeres gazdasági üzemtervében olvasható (TÍMÁR 2002 *cit.* ANON.): „*Legeltetés nyiladékokon, állandó legelőterületeken és 1920-ig az erdőben is*”. Erre utal Fényes Elek alábbi mondata is (FÉNYES 1836): „*Így a' Kemenesallyán csak nem régen osztatott fel egy roppant kiterjedésű legelő, melly több helységekkel volt közös. Hasonlóul nagy legelőkel bír a' Hegyhát p. o. Iváncz körül, és a' Rába melléke.*” Első olvasatra úgy tűnhet, mintha Vörös Antal agrártörténész többször idézett munkájában (VÖRÖS 1986) ellentmondásba kerülne önmagával a legelők kérdésében. Előbb azt írja, hogy „*Más vidékektől eltérően külön legelők itt nem is voltak. Az erdők mellett a parlagon hagyott földeken legeltették a jószágot*”, majd utóbb azt olvashatjuk, hogy „*A Batthyányak szattai és kerkáskápolnai majorjából a birkák továbbra is járták az örségi falvak legelőit, mivel ezek használatára a törvények szerint egyaránt joga volt a földesúrnak és a parasztságnak.*” Ez esetben azonban nem lehetünk biztosak benne, hogy a „legelő” alatt a mai gondolkodásunk szerinti legelőképet értette a szerző. Későbbi mondatából ítélve („*Legelőnek a legrosszabb réteket, az erdők alját és árkok partjait használják, amelyek fűvel vegyesek ugyan, de csekélyen*

teremnek”) a „legelők” többségükben valóban leromlott rétek, cserjésedő parlagok, irtások lehettek, melyeken a kaszálás túlzottan nehézkes lett volna, vagy nem érte volna meg a fáradságot. Azonban helytelenül járunk el, ha minden kétséget kizáróan alátámasztott és minden időkre érvényes kategóriákat akarunk felállítani legelők és kaszálók vonatkozásában (7. ábra).



7. ábra: A patakmeder mentén húzódó, erdőfoltokkal tarkított rét és legelő Szócén. A szénaboglya és a marhák magasságáig lerágott fák kettős, illetve váltakozó használatra utalnak. (forrás: DÖMÖTÖR 1987)

A legelőként hasznosított gyeppek kiterjedése, elhelyezkedése térben és időben folyamatosan változott az idők során, de bizonyosan mindig jelenlevő gazdálkodási forma volt. A kaszálókon felnövekvő sarjú legeltetésére pedig már a ciszterek középkori megjelenése óta létező gyakorlat (TÍMÁR 2002 *cit.* KALÁSZ 1932). Bajánsenye határából biztos adata van a XIX. század végéről egy nagyobb, mocsaras-szittyós terület legeltetésének, melyet korábban kaszáltak (BORBÁS 1898). Ez esetben a legeltetés felmerülhet a savanyú fűvű területek legeltetés-taposás útján való „megjavításának” eszközeként, amit már a hagyományos gazdálkodásban is tudatosan alkalmazhattak. Pócs Tamás és munkatársai a Szakonyfalu határában végzett vegetációtérképezésükkor a szőrfű (*Nardus stricta*) mészkerülő lápréteken való felszaporodását részint a legeltetéssel hozzák összefüggésbe (PÓCS et al. 1962). A községi legelőkről tesz említést az Őrség növényföldrajzi viszonyait leíró munkájában Zsohár Gyula, aki a mezőgazdaság belterjesebbé válásához, a takarmánynövények termesztésének elterjedéséhez köti a korábbi legelők felosztását és felszántását (ZSOHÁR 1941).

### 1.6.5. A kaszálórétek művelése

A jelen természetvédelmi gyakorlata számára szintén fontos kérdés a kaszálások hagyományos gazdálkodási rendszer szerinti száma, időzítése és a kaszálórét gondozásához kapcsolódó egyéb teendők mibenléte. Erről kevés, jobbára áttételes információ áll csak rendelkezésünkre. Általánosságban az feltételezhető, hogy a természet adta lehetőségeket a lehető legnagyobb mértékben igyekeztek kihasználni. Erre utal az intenzív kaszálást jól tűrő szőrfű egykori gyakorisága (vö. ZSOHÁR 1941, PÓCS et al. 1962) is. Általános kora tavaszi

tevékenység volt a vakondtúrások elegyengetése, a rét moháktól való megtisztítása, utóbbi célból alkalmanként fel is gyújtottak egy-egy rétet (ZSOHÁR 1941). Az egyedi sorsok, gondolkodásmód az egyes területek távolsága adott esetekben természetesen jelentősen befolyásolhatta a kaszálók művelésének hagyományos rendjét.

Az állatállások melletti területeket zöldszakarmánynak folyamatosan kaszálták, amire a kifolyó trágyalé biztosította is a lehetőséget. A házakhoz még közelebbi, édes szénát adó réteket rendszerint kétszer kaszálhették, de bizonyosan voltak többségében egyszer kaszált területek is. Erre Vörös egy 1864-es őriszentpéteri határleírásra hivatkozva utal (VÖRÖS 1986): *„A rétekre vonatkozóan (...) azt olvashatjuk, hogy azok egy része a legkedvezőbb időben kétszer használható és édes fűvet ad, a másik részen pedig egyszer használható a savanyú vegyes fű, ami terem.”* Ebből két dolgot olvashatunk ki. Egyrészt az időjárás erősen befolyásolta a kaszálások számát, a kétszeri kaszálás a „legjobb időkben” volt megengedhető. Másrészt a jellemzően egyszer kaszált területek savanyú-füves, vagyis sásfélékben gazdag területek lehettek. Nemes-Népi Zakál György többször hivatkozott alapművében arról ír, hogy a trágya *„késztetik”* egyebek mellett *„Mocsárokba kaszált zombékbul”*. Ebből azt feltételezhetjük, hogy a völgyalji sásos, kékperjés lápréteket – kiváltképp a településektől távolabb esőket – évente egyszer, valószínűleg az aratások befejeztével (nyár végén), alomnak kaszálhették. E gondolatmenet megerősítésére találhatunk adatot Borbás növényföldrajzi munkájában (BORBÁS 1898), ahol egy szittyós, azelőtt kaszált terület legeltetéséről tudósít Senyeháza (Bajánsenye) határából. A Szőcei láprét jelenlegi kezeléséből látszik, hogy a kétszer kaszált területeken nem jutnak uralomra a szittyófélék, míg az egyszer, nyár végén kaszált területrészen könnyen meghatározóvá válhatnak. Ebből arra következtethetünk, hogy a rosszabb minőségű, esetleg a tavaszi áradásokkor „eliszapolt” fűvű réteket későn, inkább csak alomnak kaszálták, ezáltal olykor a szittyófélék eluralkodtak rajtuk.

Fényes Elek a kaszálások számának vonatkozásában csak annyit ír (FÉNYES 1836), hogy a völgyalji, „zsiros”, kétszer kaszáható rétek többnyire az uradalmak kezén vannak, *„a’ jobbágyok lóherével és bükkönnyel segítenek magokon”*. Ez a mondat lényegében semmilyen biztosnak tekinthető információval nem bír, hiszen a soványabb földeket birtokló jobbágyok – ha lehetett – feltehetőleg ugyanúgy kétszer kaszáltak, csupán a rétek kisebb hozamát takarmánynövények termesztésével kényszerültek kiegészíteni.

### **1.6.6. A gazdálkodási szerkezet átalakulása, a modernizáció kora**

A hagyományos gazdálkodási rendszer felbomlása az 1853-ban kiadott úrbéri pátens kiadásával vette kezdetét. A XX. század elejéig tartó időszakot az alábbiakban Vörös Antal leírása alapján (VÖRÖS 1986) értékeljük. A császári nyílt parancs rendelkezett az úri és paraszti földek elkülönítéséről, és előírta a birtokviszonyok rendezését, miután mindenki a maga földjén, kijelölt határokon belül kellett hogy gazdálkodjon. A jobbágyfelszabadítást követően a gazdáknak több idejük, energiájuk van az önellátásra, a jobb élet egy folyamatos (és egészen az 1950-es évekig tartó) népességyarapodást is hoz magával. Az állatállomány mérete egyre fokozódik (Őriszentpéter már 1808 óta marhavásár-tartási joggal bír), élénk gazdasági kapcsolatok működnek nyugati irányba, megteremtve ezzel az intenzívebb (több trágyát igénylő) mezőgazdaság feltételeit. A XIX. század végére a parlagoló gazdálkodás teljesen megszűnik, és általánossá válik a vetésforgó alkalmazása, majd 30 évvel később az erdei legeltetést betiltják (ugyan Szőcén Pócs Tamás és munkatársai még 1958-ban is az állattartás egyik fő alapjaként írnak a legelőerdőkről). A talajművelés fejlettségét jelzi, hogy *„a vetés tiszta, nem fűves”*, vagyis a szántók ekkor már csak csekély mértékben lehettek a réti vegetáció terjedésének közvetítői (BORBÁS 1898). A szerektől, szórvány településrészekről távol eső területek erdőkké lesznek, a táj zártabbá válik, a rétek elszigetelődése megindul. Az



úthálózat fejlődése, majd a vasútépítés élénkíti a kereskedelmet, tovább növekszik az állatállomány. Fokozódott a takarmánynövények termesztése, a soványabb gyepterületeket feltehetőleg számos esetben felszánthatták (vö. ZSOHÁR 1941). Érdekes adat, hogy a gazdálkodás belterjesebbé válásával az erdők legeltetésével szemben azok kaszálása került néhol előtérbe (PÓCS et al. 1958).

A sanyarú talajviszonyok tehát – mint láttuk – évszázadokra meghatározták a térség gazdálkodását. Az itt élő gazdák többsége minden szorgalma ellenére nehezen élt, sokszor bérmunkát (aratást, cséplést vagy erdei munkákat) kellett vállalnia a megélhetésért. A szerény anyagi körülmények következményei az iparosodás idején még inkább kiütköztek: a legtöbben a műtrágyát nem engedhették meg maguknak, gépesítésre sokáig nem gondolhattak. A termelékenység fokozására ezért továbbra is főként az állatállomány növelésén keresztül a nagyobb trágyamennyiség előállításával volt mód. Ugyanakkor a trianoni békediktátumot követően a nyugati gazdasági kapcsolatok meggyengülnek, részben megszűnnek, ez pedig gátat szab a mezőgazdasági termelés felfutásának (TÓTH 2004).

Mindezen hatások évtizedekkel késleltették a modern mezőgazdaság elterjedését, és egyben közvetve hozzájárultak a különleges termőhelyi, éghajlati és gazdálkodási környezetben kialakult, rendkívül gazdag élővilág fennmaradásához. A második világháború után megalakultak ugyan a termelő szövetkezetek és több helyen elindultak a meliorációs munkálatok (vízrendezés, talajlazítás, meszezés), de a vasfüggöny közelsége miatt erősen korlátozott volt az utazás, az áruszállítás és a kereskedelem. Sokan emiatt már ekkor el is hagyják a térséget a jobb megélhetés reményében. Az ipari mezőgazdaság világszintű térnyerését követően azonban a kisüzemi mezőgazdaságból egyre nehezebbé vált a növekvő igényeknek megfelelő életszínvonalat fenntartani, ezért az elvándorlás általánossá vált, a népesség erőteljesen lecsökkent, mindez természetesen a táj további „záródását”, ezzel együtt számos gyepterület felhagyását, beerdősülését hozta magával. Ez a jelenség a rendszerváltást követő években érte el csúcspontját, majd az állami és (az Európai Unióhoz való csatlakozást követően, 2007-től) a közösségi forrásokból folyósított támogatások hatására kissé megfordult. A megmaradt parcellákat tulajdonosaik nehéz gépekkel, többségében nagy táblákba összevonva művelik, ami tovább csökkentette a táji és gazdálkodásszerkezeti változatosságot. A réteket többségében egyszer, az Őrségben főként június folyamán, a Vendvidéken inkább július hónapban kaszálják. Általános a szénafelesleg, a Vendvidéken nem ritka látvány a rendekbe összegyűjtött széna elégetése.

1978-ban megalakul az Őrségi Tájvédelmi Körzet, és ezzel megjelenik a tájban a célirányos természetvédelmi kezelés gyakorlata. 2002-ben létrejön az Őrségi Nemzeti Park, melynek fő feladata a táji, élőhelyi és fái sokszínűség megőrzése, gyarapítása, ennek érdekében számos gyepterület helyreállítását, fenntartását végzi, nagy területeket kezel kaszálás és legeltetés útján egyaránt – a térség egyik meghatározó mezőgazdasági egysége. Gyepgazdálkodásában ugyanakkor túlnyomó részt nagyüzemi módszereket alkalmaz, a gazdálkodók többségéhez hasonlóan területeit többnyire évi egyszeri kaszálással vagy szakaszoló legeltetéssel hasznosítja. A kézi munkavégzés csak a legérzékenyebb területekre korlátozódik. A fokozott természetvédelmi jelenét a több hullámban kihirdetett természetvédelmi jogszabályok jobb érvényre jutását eredményezte, ezzel a 2000-es évek elején új szabályozó elvként megjelentek a természetvédelmi korlátozások a gyepgazdálkodás rendszerében (hatásukkal a későbbiekben foglalkozunk részletesen).

## 1.7. Összegzés, következtetések

A természetrajzi és történeti ismeretek áttekintéséből röviden az alábbi következtetések vonhatók le:

- Az elsősorban geológiai, geomorfológiai alapokon nyugvó földrajzi tájbeosztás rendszere a táj gazdálkodásszerkezeti mintázatán is megmutatkozik. Az ország más területeire jellemző mezőgazdasági fejlődés (nyomásos gazdálkodás elterjedése, nagybirtokos, uradalmi gazdaságok kialakulása) csak a termékenyebb Rába-völgyben és a Felső-Kemeneshát kapcsolódó területein, valamint Kerka-vidéken indulhatott meg (pl. Cisztercita apátsági uradalom Szentgotthárd környékén, Batthyány uradalom Körmenden és a Kerka-vidéken, Sigray uradalom Iváncon). A településszerkezeti jellemzők szintúgy tükrözik a gazdálkodási rendszerek mintázatának alakulását az azt korlátozó domborzati és talajtani tényezők mentén: ahogy az Alpok lábainál húzódó Vendvidéktől kelet és dél felé haladunk, egyre javulnak a mezőgazdálkodási tevékenység feltételei, csökken az erózió veszélye, ritkábbak a termőhelyi szélsőségek, ezért csökken az irtásos gazdálkodási forma kényszere, a települések egyre egységesebbek.
- A völgyalji mocsárrétek jó része a Vendvidéken és az Őrség központi területein ősi eredetűnek tekinthető, azok többségét nem törte fel a gazdálkodó ember, hiszen a téli takarmányozáshoz alapvető, jó minőségű, és nagy mennyiségű szénát teremtek, a gyakori elöntések miatt biztonságos szántóföldi művelésre viszont alkalmatlanok voltak. A Rába-völgy és a Kerka-vidék gyepterületei ugyanakkor magukon viselik az intenzívebb gazdálkodás, gyepfeltörés és a melioráció következményeit. Az üde rétek évszázadokon át, mintegy a vízfolyások mentén húzódó érhálózat összeköttetésben voltak egymással. Ez minden bizonnyal növelte stabilitásukat és változatosságukat.
- A mai domboldali, félszáraz gyepek többsége parlag eredetű lehet, hiszen közel voltak a házakhoz, nem veszélyeztette őket az árvíz, és a felesleges talajvíz könnyen lefutott róluk. Ismeretes, hogy gyepből feltörve jobb szántó válik, mint a kiirtott erdő helyén. Ugyanakkor a jó minőségű szénát adó domboldali kaszáló biztosan érték volt, a völgyalji kaszálók gyakori „eliszapolódása” miatt mintegy „vésztartalékként” is szükség lehetett rájuk, ezért a szántó-rét dinamikát feltehetően a túlhasználat és az adott gazdaságban éppen felmerülő igények mozgathatták. Továbbá azok a gazdák, akiknek nem volt elegendő völgyalji, bő termést adó rétje, domboldali kaszálókat is fenn kellett, hogy tartson. A végtelenségig kizsárolt, „elszórffüvesedett”, hasznavehetetlenné lett gyepek könnyen válhattak időlegesen szántóvá.
- Az alapvetően is tápanyagszegény talaj a fokozott erózió (domborzati hatás) és kilúgzás (csapadékhatás) miatt egyre soványabbá vált, még az esetleges időnkénti trágyázás dacára is. Ilyen körülmények között a kompetitor- és gyomfajok nem tudtak jelentősen elszaporodni, az intenzív – lehetőség szerint kétszeri – kaszálás és/vagy sarjűlegeltetés hatására hamar kiszorultak a gyepből.
- A mostoha talajviszonyok a Vendvidéken és az Őrség központi területein hosszú évszázadokra konzerválták az irtásos gazdálkodás elemeit. Az erdőirtások nyomán nyitottá vált tájban a gyepi fajok jól tudtak „mozogni” a tájban, amit segített a parlagok és az erdők rendszeres legeltetése, a menedéket nyújtó erdőszegélyek hosszának megsokszorozódása. Az elégtelen talajművelésnek köszönhetően egyes helyeken egészen a XVIII. századig még a szántókon is sok, ma réti növényként számon tartott faj lehetett képes túlélni és terjedni (vö. ELLENBERG 1986, HÜPPE 1990, BURRICHTER et al. 1993, HOFMEISTER és GARVE 1998). Mindezen tényezők a fajkészlet példátlan keveredését eredményezték, a regeneráció kiváló lehetőségét biztosítva ezzel.

- A népi kisvízgazdálkodás részeként egyes helyeken a vízelvezetés, másutt az elárasztás bár létező jelenség volt, ez inkább a gazdálkodás biztonságát szolgálta, a vízháztartás maradandó károsodását nem okozta (lásd szőcei láprétek).
- A gyepek trágyázására utaló jelek nem kerültek elő a forráselemzések során. Ez nem meglepő, hiszen a szántóföldi művelés elemi szükséglete volt az erősen korlátozott mértékben rendelkezésre álló trágya. A patakok, folyók által gyakran elöntött völgyalji rétek trágyázás nélkül is nagy mennyiségű szénát adtak. Ugyanakkor Tóth Zoltán Kercaszomoron, helybéli idős gazdálkodókkal folytatott beszélgetésekre hivatkozva említi a szántók mellett a rétek trágyázását is (TÓTH 2004). Ennek mértékéről, térbeli, időbeli mintázatáról, a hagyományos gazdálkodásban való gyakorlatáról azonban nincsenek információink. A rétek egy részének trágyázása feltehetőleg a XIX. század második felétől indulhatott meg, amikor a jobbágyfelszabadítást követően a népesség gyarapodásnak indult, ugyanakkor az úrbéri pátens kiadását követő tagosítások miatt a távolabbi területek művelésével felhagytak: kisebb területen kellett fokozni a szénatermelést. Az élénkülő gazdasági kapcsolatok, a javuló közlekedési hálózat egyúttal lehetővé tette a szükséges gabona egy részének „borjúhúson való” megvásárlását, míg a szántóművelés gyakorlata áttért a vetésforgó alkalmazására: a trágya egy része felszabadult, és az intenzívebbé váló szarvasmarhatartásban hasznosult. A folyamathoz hasonló példát láthatunk a gyimesi gyepeggazdálkodás újabb kori átalakulásában (BABAI et al. 2014).
- A dombháton kialakított szántókon a kezdetleges ekével végzett sekélyszántás a talaj további tömörödését, a vízzáró réteg és ezzel a talajvízszint megemelkedését idézte elő. Így alakultak ki a „tetőhelyzetű” láprétek, melyekre jó példát láthatunk ma Apátistvánfalva és Orfalu községek határán, a műúthoz közeli réteken.
- A mély ellaposodó, kötött talajú völgyek nagyon kedveznek a láprétek kialakulásának. A településektől távolabb eső állományait feltehetőleg rendszertelenül, az éppen időszerű igényeknek megfelelően kaszálták, hiszen a lekaszált anyagot főként alomnak használták, ezért időben nem volt annyira behatárolt a begyűjtés, mint a szénakészítés esetében. E területeken a kaszálást rosszabbul viselő, magaskórós fajok sikeresen túlélhettek.
- A kaszálások számát nem lehet pontosan meghatározni, ám mivel a gazdálkodási rendszer működése alapjaiban függött a trágya mennyiségétől, az állatlétszámot a lehető legmagasabb szinten kellett tartani, ennek megfelelően az ellátásukhoz szükséges réteket a lehető legtöbbször kellett hasznosítani. Adott területek esetében az előtörténet, a domborzati viszonyok, az évi csapadékmennyiség és a lakott területektől való távolság lehetett meghatározó.
- Legeltetés az Őrség és a Vendvidék területén hagyományosan főként a (félszáraz gyepekkel mozaikoló, összemosódó) parlagokon, tarlókon, irtásokon és az erőkben történt, hiszen itt „területkezelési” szereppel is bírt, a völgyalji rétek elsősorban a téli takarmány biztosítását szolgálták. Ugyanakkor az uradalmi birtokok közelében régi hagyománya van az állandó legelőknak. Továbbá más források és áttételes botanikai információk is utalnak a legeltetés gyakorlatára. A legeltetésnek tehát igenis van hagyománya a tájhasználatban, és lehet szerepe a természetvédelmi területkezelésben is, de természetesen nem mindenhol és nem minden esetben. A legeltetés kérdését a táj egészének rendszerében kell értékelnünk, hatásának, jelentőségének vizsgálatára kísérletek elindítására van szükség.
- A táj záródásával a fajok terjedésének lehetősége erősen beszűkült, a gyepek regenerációs képessége ezáltal nagymértékben csökkent. Emellett a csapadékvíz lefolyási ideje az erdősült tájon jelentősen megnövekedhetett, ezért a szabályozott patakmedrek közelében húzódó rétek még szárazabbá váltak.

## 2. A nemzeti park gyepterületeinek növénytani kutatástörténete

Minden védelmi tevékenység alapja a megőrzendő természeti értékek körének, állapotának leírása, összegzése, ezért az alábbi, feltáró jellegű kutatások a ma természetvédelme számára elvülhetetlen érdemű alpművek. Mindezen tanulmányokból csak a gyepterületek vonatkozásában is relevánsakat tekintjük át az alábbiakban.

Elsőként Borbás Vince a XIX. század végén készíti el Vas vármegye növényföldrajzi viszonyait leíró munkáját (BORBÁS 1898), melyben a mai nemzeti park területéről is közöl adatokat. A rétek és legelők leírása e munkában sajnos meglehetősen szűkszavú, érdekes módon a völgyalji mocsárrétekről szinte említést sem tesz, viszont elsőként nyújt átfogó képet a szárazabb- és hegyi rétek fajkészletéről, utalva a réti szegfű (*Dianthus deltoides*) és az agárkosbor (*Orchis morio*) gyakoriságára.

Gáyer Gyula már több ismeretet ad közre célzottan az Őrségből, és Borbás tanulmányát kiegészítve, az újabb kutatások eredményeit összefoglalva alkotja meg a praenoricumi flórasáv, vagyis az alpesi és a pannóniai flóratartomány határán húzódó átmeneti flóraterület elméletét (GÁYER 1925). Gáyer *Új adatok Vasvármegye flórájához I., II.* című írásaiban (GÁYER 1927, 1929) több, ma védett réti faj előfordulási helyeit közli (*Carex buekii*, *Fritillaria meleagris*, *Narcissus angustifolius*, *Polygonum bistorta*).

Az első mohafloisztikai gyűjtéseket Boros Ádám, Gáyer Gyula, Éder Géza, Jávorka Sándor, Vajda László és Visnya Aladár jegyzik a térségből. Boros Ádám korai gyűjtőútjainak eredményeiről a megye mohaflóráját taglaló tanulmányában számol be (BOROS 1927), majd több munkájában tárgyalja a térség tőzegmoha előfordulásait is (BOROS 1937, 1964a). Magyarország mohavilágát átfogóan leíró műveiben az itt jellemző fajokat is bemutatja (BOROS in SOÓ 1964b, BOROS 1968).

Zsohár Gyula több részletben megjelent tanulmányában már kifejezetten az Őrség növényföldrajzi viszonyaival foglalkozik (ZSOHÁR 1941), egyebek mellett részletesen bemutatva az üde és száraz rétek vegetációját, több, ma védett faj előfordulását, sőt még néhány gazdálkodástörténeti ismeretet is közöl a rétek vonatkozásában. Minden gyeptípusban végez talajkémhatás-méréseket, igazolva a talaj savanyúságát (pH 5). Felismeri az agyagos kavicsos-talaj flórára gyakorolt hatását a tőzegmohák (*Sphagnum* sp.) lápréteken való gyakoriságában és a félszáraz réteken a szörfű (*Nardus stricta*) elterjedtségében. Utóbbit kifejezetten gyakorinak írja, még az üde réteken is. Ezáltal áttelelesen információt szolgáltat a rétek igen intenzív használatáról, ha tekintetbe vesszük, hogy a legeltetést jól tűró faj ma csak szálanként található meg néhol a térségben.

Jávorka Sándor, Boros Ádám és Zólyomi Bálint, később Baksay Leona is több gyűjtőutat tett a területen, számos herbáriumi adattal gazdagítva a korábbi ismereteket.

Pauer Arnold *Vas vármegye természeti emlékei* című írása (PAUER 1932) már természetvédelmi szemlélettel veszi számba a megye értékes élőhelyeit, fajait, köztük a Zsidai-völgy láprétjét ékesítő zergeboglár (*Trollius europaeus*), kenyérbél cickafark (*Achillea ptarmica*) és sárga sásliliom (*Hemerocallis lilio-asphodelus*) előfordulását is kiemelve.

Károlyi Árpád és Pócs Tamás az 1940-es évektől kezdődően a teljes Délnyugat-Dunántúl rendkívül részletes florisztikai és növényföldrajzi feltárásába kezdett, melynek eredményeit több tanulmányban jelentették meg (KÁROLYI és PÓCS 1954, 1957, 1964; PÓCS 1958). Pócs Tamás, Nagy Éva, Gelencsér Ilona és Vida Gábor fedezték fel és írták le a tudomány számára a szőcei tőzegmohás lápot és a Szőce-patak mellékén húzódó láprét láncolatot (PÓCS et al. 1958), mely máig a nemzeti park növénytani szempontból egyik legértékesebb területe, élőhelyéül szolgál egyebek mellett több tőzegmoha fajnak, ritka

sásfajoknak, a kereklevelű harmatfűnek és a tőzegepernek. Pócs Tamás, Gelencsér Ilona, Szodfridt István, Tallós Pál és Vida Gábor nevéhez fűződik Szakonyfalu térségének részletes vegetációtérképezése és florisztikai jellemzése (PÓCS et al. 1962). A Nyugat-Dunántúl – és benne az Őrség – több évtizedes florisztikai kutatásának összefoglalása hét részletben jelent meg *Délnyugat-Dunántúl flórája* címmel (KÁROLYI és PÓCS 1968, 1969; KÁROLYI et al. 1970, 1971, 1972, 1974, 1975).

Horváth Ernő és Jeanplong József Vas megye védendő növényfajait veszi számba figyelemfelkeltő céllal (HORVÁTH és JEANPLONG 1962). Számos érzékeny réti növényt is kiemelve és alapos leírással ellátva célfajokat és védendő területeket is kijelöl a gyepterületek későbbi természetvédelmi kezelői számára. Jeanplong továbbá több dolgozatában teszi közzé a vasi térségben és kiemelten a Rába völgyében végzett, elsősorban gazdasági megközelítésben írott ökológiai-cönológiai és hozamvizsgálati kutatásainak eredményeit (JEANPLONG 1960, 1969, 1987). A tanulmányokból réttársulásokra bontva tájékozódhatunk a jellemző fajösszetételről, fajszámról, valamint a humusztartalom vizsgálatok pH mérések eredményei mellett az uralkodó vízviszonyokról. Figyelemre méltó, hogy Jeanplong a legtöbb társulás esetében rendkívül alacsony fajszámokat jelez (pl. *Alopecuretim pratensis hungaricum*: 20 db 4x4 m-es felvételből 32 faj, átlagosan 12), ami a rendszeres elöntések szelektáló hatása mellett a trágyázás, műtrágyázás hatásaira vezethető vissza. Egyedül a trágyázástól mentes, legeltetéssel hasznosított *Arrhenatherum elatioris Festuca rubra*-s szubasszociációjából ír le magasabb fajszámot (20 db 4x4 m-es felvételből 76 faj, átlagosan 25). Az Őrség és a Vendvidék magasabban fekvő rétteit nem sorolja a gazdaságilag hasznosítható gyepterületek közé, azok megjavítását („lazítás, meszezés, műtrágyázás”) sürgeti, ugyanakkor maga is kiemeli e vöröscsenkeszrétek (*Festuco rubrae-Cynosuretum*) igen magas fajszámát (átlagosan 30 faj). A hazai láprétek cönológiai és ökológiai viszonyait áttekintő munkája során Kovács Margit az Őrség területén is vizsgálódik (Kovács 1956, 1962). Horváth Ernő és Szinetár Miklós több új florisztikai adatot felvonultató cikkében (HORVÁTH és SZINETÁR 1965) hírt ad a csillagos nárcisz (*Narcissus radiiflorus* syn.: *N. stellaris*) métneki előfordulásáról, majd később Vöröss László Zsigmond elemzi részletesen e populáció kiterjedését, természetvédelmi problémáit (VÖRÖSS 1987).

A vasfüggöny felszámolását követően újabb lendületet vettek a növénytani vizsgálatok, többségükben már természetvédelmi megközelítésből szemlélve a gyepterületek és más élőhelyek helyzetét (BARTHA 1992, RÉDEI és LENDVAI 1992, NÉMETH 1993). Az 1990-es évektől újból intenzív kutatások indultak a térség vegetációjának alaposabb megismerésére (BARTHA 1993 a,b; KOVÁCS és TAKÁCS 1993, 1994, 1998; TÍMÁR 1995, ÓDOR et al. 1996, PAPP és RAJCY 1996, LÁJER 1997 a,b; 1998 a,b; BODONCZI 1999, KOVÁCS 1999), melyek fontos előfordulási adatokon, vegetációtérképeken keresztül, korszerű természetvédelmi szemléletükkel, ajánlásaikkal nagyban hozzájárultak a nemzeti park létrehozását megalapozó szakmai háttéranyag elkészültéhez (BARTHA 2000). E háttéranyagban részletesen kidolgozott, önálló fejezetek foglalkoznak a rétek védett és veszélyeztetett fajaival, a réttegés áttekintésével, természetvédelmi problémáinak kifejtésével (a réttegésre vonatkozó fejezet önálló publikációként is megjelent, lásd: KOVÁCS 2002). Gyakorlati használhatóságukat azonban erősen behatárolja a táji léptékű térképek méretaránya, a védett értékek előfordulási helyeinek nehéz beazonosíthatósága. Vas megye – és benne a mai Őrségi Nemzeti Park határain belüli területek – növénytársulásairól Kovács J. Attila készít áttekintést (KOVÁCS 1995), kiemelve a leginkább védelemre szoruló, veszélyeztetett elemeket. Kovács J. Attila és Takács Béla Vas megye edényes flórájának felülvizsgálatkor tájékoztatást ad a ritka fajok aktuális helyzetéről, az eltűnt/eltűnőben lévő taxonokról és a téves vagy kétes előfordulási adatokkal rendelkező fajokról (KOVÁCS és TAKÁCS 1997). Értékes adalékokkal szolgál a térség gyepterületeinek flórája vonatkozásában is Bodonczi László több új adatot tartalmazó dolgozata (BODONCZI 2002); majd az Őrségi Tájvédelmi Körzet védett és

veszélyeztetett fajairól külön publikáció formájában Király Gergely és munkatársai nyújtanak a korábbi ismereteket is összefoglaló áttekintést (KIRÁLY et al. 2002).

Ódor Péter, Szurdoki Erzsébet és Tóth Zoltán a Vendvidék és később az Őrség területén is végzett mohafloisztikai kutatásokat, fontos adalékokat szolgáltatva e növénycsoport ismeretéhez, védelméhez (ÓDOR et al. 2002). Szurdoki Erzsébet dolgozataiban a Vendvidék tőzegmoháinak florisztikai, társulástani és ökológiai jellemzőiről nyújt részletes tájékoztatást (SZURDOKI 1996, 1997), majd később doktori értekezésében (SZURDOKI 2005) közöl őrségi vonatkozású adatokat is. Papp Beáta bukkant rá a Szőce patakot kísérő lápréteken a hazánkból csupán egyetlen megerősített adattal rendelkező *Tomentypnum nitens* egy újabb állományára, valamint a mohák nemzetközi vörös listáján is ritkának jegyzett, védett *Amblystegium radicale* fajra (PAPP és ERZBERGER 2003).

Az Őrség növényi inváziók szempontjából végzett átfogó értékelését Balogh Lajos készítette el (BALOGH 1996), majd több tanulmányában bővítette az erre vonatkozó, a gyepterületek természetvédelmi helyzetét is jelentős mértékben meghatározó tudást (BALOGH 2001, 2003), amit PhD értekezésében foglalt végül keretbe (BALOGH 2007).

A Kerca-patak melléki rétek gyakorlati szempontú, a természetvédelmi kezelések segítségét célzó írásában Tóth Zoltán számos védett faj aktuális előfordulását is dokumentálja (TÓTH 2004). Hasonló szemlélettel és tartalommal készült el a Belső-Őrség öt legértékesebbnek ítélt területének vegetációtérképe (TÓTH és SZURDOKI 2004), mely védett fajok, érzékeny élőhelyek előfordulási adataival, javaslataival a későbbi kezelések irányvonalát alapjaiban határozta meg.

Vas megye növényföldrajzi viszonyainak pontosítását, fajok hosszú sorának korábban ismeretlen előfordulási adatait köszönhetjük Király Gergely, Mesterházy Attila és Király Angéla, az egész Nyugat-Dunántúlt átfogó közleményének (KIRÁLY et al. 2007), mely az Őrségi Nemzeti Park flórájának ismeretét is nagyban gazdagította.

Szűcs Péter a szombathelyi Savaria Múzeum Nyugat-Magyarországra vonatkozó mohagyűjtéseinek Fodor Andreával és Balogh Lajossal közös feldolgozása újabb ismeretekkel járult hozzá a térség mohakutatásához (SZŰCS et al. 2011).

A Magyarország orchideáit minden részletre kiterjedően taglalja egy kivételesen igényes atlasz, mely a legújabb rendelkezésre álló ismereteket mutatja be e csoport vonatkozásában, előfordulási térképekkel és a gyakorlati természetvédelem számára is értékes ökológiai információkkal kiegészítve (MOLNÁR V. 2011).

2009 és 2011 között végzett terepi felmérések alapján elkészült az Őrség madárvédelmi terület (és benne a nemzeti park) 1:10000-es méretarányú, digitálisan is rendelkezésre álló élőhelytérképe (KIRÁLY et al. 2011), mely megállapítja, hogy jó állapotú gyepek mindössze 3,5%-os borítással vannak jelen, a leromlott rétterületek, vagy a regeneráció elején járó parlagok további 6%-ot borítanak. A munka fontos kezelési ajánlásokat is tartalmaz.

Szakály Ágnes diplomamunkája részeként a szőcei tőzegmohás láprétek tőzegmoha- és védett edényes növényfajainak rendkívül alapos térképezését végezte el (SZAKÁLY 2013).

A Nyugat-magyarországi Egyetem Növénytani és Természetvédelmi Intézete (Sopron) által irányított országos léptékű flóratérképezés (MAGYAR FLÓRATÉRKÉPEZÉSI PROGRAM ADATBÁZISA) minden eddiginél intenzívebb florisztikai adatgyűjtésnek tekinthető, mely felbontásából adódóan ugyan nem alkalmas a nemzeti park határain belül eső terület flórájának pontos meghatározására, de térségi szinten igen jelentős információkat szolgáltat.

A Magyar Biológiai Társaság Ifjúsági Szakosztályaként működő Fiatalok Természetismereti Klubja (FTK) a szőcei lápréteken 1988 óta végez botanikai felméréseket, melyek nagyban segítik az értékes területek állapotának nyomonkövetését, kezelésének tervezését. Tapasztalataikat jelentések formájában foglalják össze (FTK 1988, 2003; TAMÁS 1990, ROGOVSZKY 1997, MAG és TÓTH 2009, 2010; SZAKÁLY et al. 2011, TÓTH és BARTHA 2012, 2013; BARTHA és TÓTH 2014).

## 3. A természetvédelmi célú gyepkezelés elvi alapjai

### 3.1. A nemzeti park területére vonatkoztatott ajánlások

Adott kezelési tapasztalatok még egyazon biogeográfiai régió belül, hasonló élőhelyek esetén sem alkalmazhatóak feltétel nélkül, hiszen a beavatkozások hatását számos helyi tényező módosíthatja (lásd például: MIDDLETON et al. 2006). Ebből kifolyólag a nemzeti park szakembereinek napi szintű munkáját a helyismereten alapuló tanulmányok, a helyben végzett felmérések tapasztalatai szolgálják leghatékonyabban.

#### 3.1.1. Hagyományos gyepgazdálkodási elemek alkalmazása

Ahogy azt már a korábbi fejezetekben megállapítottuk, a gyepterületek mai képe áttételesen az emberi tevékenységnek köszönhető, magán hordozva a táj használatának változásaiból eredő hatások nyomait. Ezek a területeken mai természetvédelmi gyakorlat számára nehéz viszonyítási alapot vagy elérendő célt kijelölni – hiszen nem az érintetlenség fenntartása a cél – ezért az elérhető legnagyobb táji, élőhelyi, faji változatosságra és az adott növényközösségek lehető legnagyobb belső szervezetségi szintjére kell törekedni. Ez a változatosság és szervezetség a hosszú évszázadok során ember és természet együttes, egymáshoz alkalmazkodó fejlődése során alakult ki, ezért ennek ismerete, értékelése, és részleges helyreállítása fontos feladat (MOLNÁR et al. 2009).

Sajnos ma még rendkívül hiányosak a hagyományos gyepgazdálkodás gyakorlatára vonatkozó ismereteink (lásd 2. 6. fejezet), nagyon kevés az ezek alapján az Őrségi Nemzeti Park egyes gyepterületeinek vonatkozásában megfogalmazott, a tényleges természetvédelmi kezelésre vonatkozó ajánlás.

A legeltetésről tudjuk, hogy főként a magasabban fekvő, gyengébb termőképességű gyepterületeken, irtásokon, tarlókon erdőkben vagy kaszálást követően némely üde réten végezték, egy a mainál sokkal nyitottabb tájban. Van azonban példa a mélyebb fekvésű, vízállásos területek legeltetésére is. A legelési nyomásról (legelő állatok száma, a legeltetés időbeli hossza) és módjáról szinte semmit sem tudunk. Nem beszélve arról, hogy minden terület más és állapota időben is változik.

A kaszálásról (és a legeltetésről is) feltételezhetjük a lehető legintenzívebb használatot, amit azonban az időjárás, a terület távolsága, vízállapota, a kaszálék minősége erősen befolyásolt. Az általános a kétszeri kaszálás lehetett, de a sarjút feltehetőleg gyakorta inkább legeltetéssel hasznosították, kiváltképp, ha sovány volt. Rendszeres kapcsolódó tevékenység a vakondtúrások elegyengetése, a mohák eltávolítása, de van adat a kora tavaszi égetésre, a vízelvezetés és az elöntés gyakorlatára is. A kaszálások (minden bizonnyal évenként és gazdánként váltakozó) időpontjáról is csak sejtéseink vannak.

Gyöngyössy Péterné Kemény Márta Katalin Szócén, a helyi idősebb lakosok körében végzett gyűjtései révén tudjuk, hogy (GYÖNGYÖSSY 2009) a falu völgyeiben elterülő lápréteken évente kétszer (olykor háromszor), május végén és augusztus elején történt a kaszálás, ezt követően az őszi hónapokban gyakran még legeltettek is. A gyakori hasznosítással járó intenzív tápanyagkivitel és – a helyi lakosság véleménye szerint – a marhák taposása kedvezhet a lápréteken élő, ma védett a tőzegmoháknak. Ezt erősíti meg az az információ, hogy a felesleges vizet a rétről levezető árkok medréből a tőzegmohát rendszeresen kitisztították. Amennyiben erre valóban gyakorta szükség volt, az adott vizes, tápanyagszegény környezetben a tőzegmohák jól tudtak időről-időre regenerálódni.

Mindamellett azonban a hagyományos gyepgazdálkodási gyakorlatról elérhető tudást óvatosan kell kezelni, hiszen teljes megismerése, és gyakorlatba való átültetése reménytelen vállalkozás, adott elemeinek alkalmazásától pedig nem várhatunk minden esetben egyértelmű pozitív hatást. Ráadásul az egyes (akár ma védendőnek tekintett) fajok gyakorisága, az élőhelyek összetétele, változatossága a régebbi korokhoz képest ma jelentős eltérést mutathat: némely fajoknak pont a tájhasználat intenzitásának csökkenése kedvezhet, míg mások emiatt tűntek el vagy fogytak meg kritikus mértékben. Mielőtt a hagyományos gazdálkodási módokat, mint mindenek felett álló és követendő példaként idealizálnánk, elég ha azt tekintetbe vesszük, hogy Pócs Tamás és munkatársai által a szőcei láprétek kékperjéseiben készített, 25 m<sup>2</sup> kiterjedésű felvételekben az edényes fajok száma átlagosan 25 (PÓCS et al. 1958), míg a mai állapotok szerint ez a láprét szinte bármely pontján 4 m<sup>2</sup>-en (!) is teljesül (1. melléklet). Ráadásul az 1958-as felvételek mindegyikében a szőrfű (*Nardus stricta*) 5-ös (néhol 4-5) AD értéket vesz fel, míg a többi faj erősen alárendelt, a 2-es, 3-as AD érték is ritka a felvételekben! Felmerül a kérdés, hogy az intenzív kaszálást ismereteink szerint nem tűrő szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*), sárga sásliliom (*Hemerocallis lilio-asphodelus*) vagy a tözegeper (*Potentilla palustris*) hogy élt túl egy olyan világban, ahol – beszélnek – „még az árokpartok legeltetésének jogáért is öltre mentek az emberek”. A feloldás valószínűleg abban rejlik, hogy a fajok az összefüggő réthálózatban jobban tudtak „vándorolni”, és a távolabbi vagy eliszapoltt, csak alomnak, nyár végén, kaszált területeken, esetleg tartósan ingoványos, nehezen megközelíthető helyeken mindig tudtak magot érlelni, és képesek voltak e „menedékhelyekről” visszatelepülni. A hagyományos gyepgazdálkodási gyakorlat természeti szempontból legfontosabb velejárója tehát a tér-idő skálán több szinten érvényesülő sokszínűség volt. A baj csak az, hogy egy nagy mértékben záródott tájban, és egy gépesített „jóléti társadalomban” pont ennek a sokszínűségnek a fenntartása a legnehezebb feladat.

### 3.1.2. Botanikai előtanulmányokra épülő szakértői javaslatok

Az alábbiakban főbb gyeptípusonként áttekintjük az elérhető szakirodalmi források fenntartó-fejlesztő kezelésekre vonatkozó ajánlásait (a rekonstrukció eszközeinek tárgyalásától itt eltekintünk). A gyeptípusokat célszerű okokból nem cönológiai, és nem is ÁNÉR osztályozás szerint, hanem kezelési szempontból elkülönülő, a napi gyakorlatban is alkalmazható egységekben tárgyaljuk.

#### Félszáraz, mészkőrű rétek

Az Őrségben, de különösen a Vendvidéken ma még szép számmal megtalálható domboldali, dombtetői helyzetű, félszáraz gyepterületekről kijelenthetjük, hogy az elérhető – a szűkebb térségre vonatkoztatott – természetvédelmi növényzeti forrásokban jelentőségük nagy mértékben alulbecsült, a kezelésükre vonatkozó irányelvek a nemzeti park területének átfogó élőhelyterképezéséig (KIRÁLY et al. 2011) gyakorlatilag hiányoztak. E kijelentés alátámasztásához elég ha azt megemlítjük, hogy e gyepterületek az üde és nedves gyeptípusokhoz képest jóval ritkábbak a nemzeti park területén, ugyanakkor számtalan védett fajnak szolgálnak élőhelyül (KIRÁLY et al. 2011); ennek ellenére a nemzeti park kezelési tevékenységének előmozdítását célzó tanulmányban (BODONCZI et al. 2008) még csak említés szintjén sem olvashatunk e csoportról a prioritásként kezelendő élőhelyek között.

A tájhasználat intenzitásának általános csökkenése következtében a domboldali, dombháti helyzetű, savanyú erodált talajon kialakult irtásrétek korábban külön tárgyalt társulásai (KOVÁCS 2002) mára jórészt egymásba mosódtak, a tápanyag-felhalmozódás következtében fajkészletük egyre inkább a mezofil kaszálórétek felé mutat (8. ábra).



Eredetüket tekintve valamennyi állományuk irtásterület, sokuk különböző korú parlag, ennek ellenére (vagy épp ezért!) nem ritkán kimagaslóan diverzitásértékekkel bír (SZÉPLIGETI 2013), kedvező táji környezetben pedig akár évtizedes léptékben teljes regenerációra képesek (KIRÁLY et al. 2011).



8. ábra: A hajdan volt fonalascsenkesz-rét 15 év leforgása alatt kimagaslóan fajgazdag mezofil kaszálóvá alakult, miután a kétszeri kaszálást egyszeri, nyár közepi kaszálás váltotta fel. (Orfalu, 2015. fotó: Szépligeti Mátvás)

Mivel e területek évszázadokon át az ősi irtásos váltógazdálkodás erdő-szántó-legelő/kaszáló dinamikájának megfelelően alakultak, fenntartó kezelésük külterjes legeltetéssel, és kaszálással egyaránt végezhető. Legeltetéssel való korábbi hasznosításukra utal a 2.6.4. fejezetben idézett forrásokon túl a legeltetés hatására felszaporodó szőrű (*Nardus stricta*) – többször említett – egykori gyakorisága (KOVÁCS 1999, MESTERHÁZY 2008). Kovács J. Attila a *Nardetum*-ok megfogyatkozását elsősorban a legeltetés visszaszorulásával magyarázza (KOVÁCS 1999). Ugyanakkor a tápanyagban mára feldúsult mészkerülő száraz rétek legeltetéssel való kezelése magában hordja a leromlás veszélyét (vö. KOVÁCS 1999, 2002). Ezért a legeltetés feltehetőleg a még megmaradt, kifejezetten sovány gyepterületek és erodált felszínű parlagok esetében hozna adott területre nézve kielégítő eredményt legalább évi kétszeri szakaszos legeltetés mellett.

A fajgazdag állományok fenntartása évi egyszeri kaszálással megoldható (KIRÁLY et al. 2011), sőt feltehetően az egykori intenzív használat által előidézethez képest (legalábbis időlegesen) növelhető is. Ezt támasztja alá a gyeptársulások NBmR protokoll szerinti (TÖRÖK et al. 2010) monitorozásának orfalui mintaterületén 2001-óta végzett adatgyűjtés kiértékelése is (SZÉPLIGETI 2013). A monitorozás során 50x50 m nagyságú, négyzet alakú mintaterületen 50 db, 1x1 m-es kvadrátban történik két évente felvételezés, minden edényes növényfaj és a mohafajok összevont, százalékos borításértékeit, valamint a kvadrátok összesített borításértékeit megadva.

Az 1x1-m-es mintanegyzetek összesített átlagos borítás-, fajszám- és diverzitásértékei (Simpson diverzitás, effektív fajszám) egyaránt folyamatos emelkedést mutattak az eltelt 14 év során (a 2015-ös, nyers adatokat is figyelembe véve). A korábban alkalmazott kétszeri-háromszori kaszálás szárította a területet, és fokozta az eróziót, ezáltal a talaj tápanyagokban való elszegényedése irányába hathatott, és a sovány talajokhoz alkalmazkodott specialista fajok irányába szelektált. Miután a 90-es évek végén (a területtulajdonos szóbeli közlése) évi egyszeri kaszálásra álltak át, ez a folyamat megfordult, és a kezelés az üdebb gyepeket kedvelő fajokat juttatja előnyhöz. Ezt támasztja alá, hogy a felmérés első évében a leggyakoribb faj még a fonalascsenkesz (*Festuca filiformis*) volt, nagy borítással volt jelen

közel minden mintanegyzetben, 2013-ra a pelyhes zabfű (*Helictotrichon pubescens*) vált dominánssá több más, magasabb szálfű kíséretében. A száraz termőhelyen a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) nem képes elterjedni, inváziójától ebben a gyeptípusban nem kell tartani. Figyelemre méltó, hogy már a 2003-as monitoring jelentés is utal a fonalas csenkesz és a szőrfű (*Nardus stricta*) fogyatkozására. A szélsőségesen tápanyagszegény talajokhoz alkalmazkodott szőrfű állománya folyamatosan zsugorodik, a legutóbbi felmérésekkor csupán néhány egyede került a felvételekbe. A csarab (*Calluna vulgaris*) egy-két kisebb foltban 2007-ig még jelen volt, ezt követően azonban már hiányzik a mintaterületről.

A monitoring eredményekből azonban nem vonhatjuk le egyértelműen azt a sematikus következtetést, hogy a domboldali szárazabb gyepeket egyszери kaszálással kell kezelni, mert:

- a jelenlegi kimagaslóan nagy fajszám (átlagosan 32 faj / m<sup>2</sup>) részben gyomok megjelenésével magyarázható,
- egy folyamat átmeneti állapotát látjuk, ami könnyen az ellenkező irányba fordulhat,
- nincsenek pontos ismereteink a külterjes legeltetéssel való kezelés hatásáról,
- a kifejezetten mészkerülő, a tápanyaghiányt és a szárazságot, intenzív használatot jól tűrő, specialista fajok eltűnéséhez vezethet
- „Törekedni kell a teljes cönológiai diverzitás megőrzésére” (KOVÁCS 2002), vagyis a táji szintű diverzitás csak eltérő intenzitású és technológiájú (vö. legeltetés szerepe) használattal tartható fenn.

### Üde kaszálórétek

A természetközeli állapotú gyeptípusok közül a nemzeti park területén legnagyobb kiterjedésben az üde kaszálóréteket találhatjuk meg (KIRÁLY 2011). A tavaszi és őszi időszakban gyakorta vízzel borított mocsárrétek főként a völgyaljakban, míg a mezofil állományok kissé magasabb térszíneken, domboldali helyzetben váltják az előbbieket. Jellemző rájuk a viszonylag jó tápanyag- és vízellátottság. A mezofil rétek átmenetet képeznek a mocsárrétek és a mészkerülő száraz gyepek között, sokszor azok fajai teljesen keverednek bennük. (Az előbbieken láttuk, hogy a sovány rétek idővel mezofil rétekké válhatnak). A nedves és mezofil állományok egyaránt erősen veszélyeztetettek a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) inváziója által.

A mocsárrétek szerkezetének megőrzését évi legalább egyszери, de még inkább a kétszeri kaszálás biztosíthatja (KOVÁCS 2002). A kaszálást célszerűen május végére és augusztusra kell időzíteni, a legeltetést gyomosító hatása miatt kerülni kell (KIRÁLY et al. 2011). A szabályozás miatt kiszáradt területek érdekében a bevágódott medrű patakszakaszokon (50)-100-(150) méterenként bukógátak kialakítása javasolt (TÓTH 2004). A hangyaboglárka fajok (*Phengaris* sp. syn.: *Maculinea* sp.) védelme érdekében a kaszálást május végén (június elején) vagy augusztus végén (szeptember elején) kell végezni, legmegfelelőbb azonban a mozaikos, kis térléptékben is eltérő intenzitással és időzítéssel végzett kaszálás (KÖRÖSI et al. 2014).

A mezofil rétek fenntartása egyszери kaszálással, illetve alacsony legelési nyomással vagy terelő legeltetési móddal is megoldható (KIRÁLY et al. 2011). Ugyanakkor a folyamatos legeltetés és taposás következtében szerkezetük, fajösszetételük átalakul, jellegtelenné válik (KOVÁCS 1999).

Az aranyvesszővel fertőzött területek kezelésére évi egy- vagy kétszeri kaszálás javasolt (KOVÁCS J. 2002). A nemzeti park kezelési terve ugyanakkor minél többszöri kaszálást ajánl a sarjtelepek kimerítése céljából (GYURÁCS és SZINETÁR 2002 cit. DANCZA és BÉRES 1998). Egyszери kaszálás esetén a kezelést július elejére, az első virágzatok megjelenésének idejére kell időzíteni. Körösi Ádám és munkatársai kísérleti eredményekre hivatkozva ajánlják a

kétszeri kaszálást, az egyszerit csak az invázió időleges megfékezésére tartják alkalmasnak (KÖRÖSI et al. 2014).

### Láprétek, kékperjés rétek

Üde láprétek összesen csak legfeljebb néhány hektáros kiterjedésben, kis foltokban, más élőhelyekkel (magassásos, magaskórós, kékperjés láprét) keveredve fordulnak elő a nemzeti park területén (KIRÁLY et al. 2011). A kiszáradó láprétek kiterjedtebbek, patak völgyek pangóvízes részein szórványosan az egész térségben megtalálhatók. Másodlagos állományaik a vízvezetések hatására és a kaszálás elmaradása miatt gyakran mocsárrétekből alakulnak ki (TÓTH és SZURDOKI 2004).

Kezelésükre évi egyszeri kaszálás megfelelőnek tartott (KOVÁCS és TAKÁCS 1998, KIRÁLY et al. 2011), erre vonatkozó időpontot egyik forrás sem közöl. Kovács és Takács a legeltetést egyenesen tiltandónak tartja (KOVÁCS és TAKÁCS 1998). A kezelés felhagyását követően a kiszáradó állományokban a kékperje térhódítása várható, mely erős kompetíciós képességénél fogva jelentős mértékben lassítja a beerdősödés folyamatát (meghosszabbítva ezzel a helyreállításra rendelkezésre álló időt), ugyanakkor más kísérő fajokat is kiszorít (BARTHA 2014).

Szakály Ágnes a szőcei láprétek vonatkozásában, a helybéli idős gazdák megkérdezése és saját tapasztalatai alapján, szakdolgozatában és diplomamunkájában (SZAKÁLY 2010, 2013) az alábbi kezelési javaslatokat teszi: rendszeresen elvégzendő feladat az évi többszöri kaszálás, a cserjésedés megakadályozása, az özönnövények visszaszorítása. A vélt vízgazdálkodási problémák megoldását a rétek időnkénti patakvízzel való elárasztásában, illetve a patakmeder bevágódásának lassításában látja. Ugyanakkor megjegyzi, hogy egyes fajoknak épp a kaszálás elmaradása kedvezhet, ezért szükség szerint mozaikos, az egyes fajok igényeit is figyelembe vevő kaszálást javasol, bár elismeri ennek nagy munkaigényét. A ritka fajok érdekében – a hatékonyságot is szem előtt tartva – ezért egy nyár közepi, és egy őszi kaszálást látna megfelelőnek. A gépi kaszálást túl alacsonynak tartja, ezért a kézi kaszálást ajánlja. Ezzel kapcsolatban megjegyzendő, hogy egyik gép sem kaszál olyan alacsonyan és olyan alaposan, mint amilyen módon a kézi kaszás. Az eltolt kaszálási időzítés pedig a hagyományostól nagymértékben eltérő, ezért bár több védett fajnak időt biztosítana a magérlelésre, elképzelhető, hogy a fajok és egyedek közötti „versenyhelyzet” megváltozása révén végül kiszorulásukhoz vezetne. A kaszálást követő „hirtelen hő- és fénysokk”-ot a tőzegmohákra nézve ártalmasnak találja. Érdekes adalék, hogy Pócs Tamás és munkatársai a szőcei láprétek kékperjéseiről azt írják (és ezt cönológiai felvételekkel is igazolják), hogy bennük általában a szőrfű (*Nardus stricta*) dominál, egyéb fajok csak nagyon kis borítással vannak jelen (PÓCS et al. 1958), ezzel pedig szuperintenzív használatról tudósítanak a tőzegmohák „fénykorából”! Azt is tudjuk továbbá, hogy a szőcei lápréteket a második kaszálás után gyakran még legeltették is a helybéliek, a forrásokat pedig tisztán tartották, a kaszálások alkalmával gyakran nem is vittek vizet magukkal, a források vizét itták (SZAKÁLY 2010). Ezzel feltehetőleg a rétegvizek könnyebben a felszínre jutottak, és mindig állt rendelkezésre elegendő nyílt, nedves, tápanyagszegény felszín a lápi pionír fajok megtelepedéséhez. A nemzeti park botanikai vonatkozású kezelési tevékenységének előmozdítását célzó tanulmány (BODONCZI et al. 2008) ezen élőhelyek vonatkozásában csupán általánosságban javasol kézi vagy kisépít kaszálást, időpontra, gyakoriságra nem utal még a konkrét területek (Szőcei láp, Grajka-patak mindkét ága) esetében sem. Gépi munkavégzést csak nyáron, száraz talajon vagy télen fagyott talajállapot mellett tart elfogadhatónak.

### **Magaskórós, magassásos állományok**

Vízállásos mélyedések feltöltődésével, patakmenti, láposodó égeresek egykori kiirtásával létrejövő szórványosan előforduló élőhelyek, melyekben a magas vízállás és az erős kompetíciós képességgel bíró sásfajok jelenléte miatt a szukcesszió lassan halad. Jellemzően ott alakulnak ki, ahol a hosszantartó magas vízállás miatt nem volt lehetséges (vagy szükséges) a rendszeres kaszálás vagy legeltetés. A mai viszonyok között nedves rétek felhagyásával is szaporodnak állományai.

Bár a kaszálórétekhez viszonyítva fajszegénynek mondhatók, számos védett fajnak szolgálnak élőhelyül, ezért fokozott védelemre érdemesek (KOVÁCS 1999). Állományaik fenntartása nem igényel rendszeres beavatkozást (KIRÁLY et al. 2011), csupán a záródó cserjefoltok megnyitása indokolt (TÓTH és SZURDOKI 2004).

A magaskórósok kiszáradó állományait azonban a magas aranyvessző nagymértékben veszélyezteti. Az élőhelytípus jellemző fajai az aranyvesszőhöz hasonló fiziognómiájú fajok, ezáltal éppúgy válaszolnak a kaszálásra. Ilyen esetekben a talajvízszint helyreállítása nyújthatna csak kielégítő megoldást, ez azonban körülményes, drága és nem minden helyzetben (belterületi ingatlanok árvízi veszélyeztetése) megvalósítható.

### **3.1.3. Az Órségi Nemzeti Park természetvédelmi kezelési tervének előírásai**

A nemzeti park kezelési terve tételesen, helyszínenként határoz meg kezelési ajánlásokat, melyeket az alábbi rendszer szerint csoportosít:

- *Egyszeri, esetleg kétszeri kaszálás olyan helyeken, ahol a védendő fajok ezt elviselik.*  
Időpontok, élőhelyek és egyéb szempontok nélküli, fajközpontú, túl általános ajánlás.
- *A kétszeri, esetleg háromszori kaszálást általánosnak (helyben szokásosnak) nevezi a tanulmány, alkalmazását viszont csak a védett fajokat nélkülöző élőhelyeken ajánlja.*  
Szembeötlő, hogy a hagyományosnak tartott gazdálkodási módot csak elszegényedett területeken ajánlja a terv, míg számos faj és élőhely fennmaradásának záloga az intenzív használat. A fajok közötti kompetíciós viszonyok hiányos ismerete és a túlzott óvatosság érezhető a javaslatból.
- *Egyes láprétek, mezofil kaszálók esetében 1-3 évente fenntartó szárazítás.*  
A tanulmány nem írja körül pontosan, hogy mely területek esetében tartja célravezetőnek ezt a kezelést, de ma már tudjuk, hogy a szárazítás botanikai szempontból a területfenntartás céljára sem elfogadható, csupán helyreállítási munkálatok kezdeti szakaszában, a kaszálható állapot eléréséig szabad alkalmazni.
- *A nedves területek legeltetése tilos. Egyéb helyeken legfeljebb 0,5 számosállat/ha.*  
Az indoklás és technológiai ajánlások nélküli merev tiltás nem életszerű, a pontos hatások ismeretének hiányát tükröző, a megelőzés elvének mentén született ajánlás. A legelési nyomás időkorlát nélkül nem értelmezhető.
- *Az özönnövények által nem veszélyeztetett, a kaszálást nem igénylő magaskórósok esetében csak 2-3 évenként végzett cserjeirtás télen, fagyott talajállapot mellett.*  
Az ajánlás alapvetően elfogadható, de a talaj tartós átfagyása az utóbbi években nem történik meg, ugyanakkor ebben a megfelelő vízállapotok mellett jól regenerálódó élőhelytípusban ez nem is okoz komoly problémát.
- *Az állattani vonatkozások a kezelés térbeli és időbeli változatosságát hangsúlyozzák, kezelésből kihagyott foltok fennhagyásával.*  
Az útmutatás az élővilág teljes spektrumára nézve ideális képet irányoz elő, de túlságosan általános. Sajnálatos módon a legeltetés és a kaszálás egyes állattani vonatkozásait sem taglalja a tanulmány.

## 3.2. Hazai és nemzetközi kitekintés

### Félszáras, mészkerülő rétek

A dombvidéki száraz gyepek kezelésének főbb vonásaiban egységes álláspontot képvisel a szakirodalom. Fenntartásuk kaszálással és legeltetéssel egyaránt megoldható. Kaszálás estén az évi kétszeri hasznosítás is lehetséges, az első kaszálás ideje június elejére tehető (KELEMEN 1997).

Legeltetéssel való kezelés esetén az állatokat terelni kell a gyepterület leromlásának elkerülése érdekében. A legeltetéssel vagy kaszálással való kezelés eldöntésében a terület aktuális állapotát, fajgazdagságát célszerű figyelembe venni: a jobb fajkészletű gyepek inkább kaszálóként hasznosítandók, míg a kevésbé fajgazdag állományok alkalmasabbak legelőnek (VARGA 2011, KIRÁLY 2014b). Általános szabály, hogy a jelenleg is fajgazdag területeken a korábbi kezelés fenntartására kell törekedni (SHUTERLAND és HILL 1995). Az esetleges időnkénti túllegeltetés ennek az élőhelytípusnak a fennmaradását nem veszélyezteti, mivel fajainak jó része ehhez alkalmazkodott, csupán a kifejezetten kaszálórégi fajok tűnhetnek el belőle (LENGYEL et al. 2011). Ugyanakkor a túllegeltetés természetesen kerülendő! Több, ezekhez az élőhelyekhez kötődő lepkefaj tápnövénye érzékeny a taposásra. A sarjút legeltetések nem szabad „az utolsó fűszálig” lelegeltetni mindent, mert az elhalt növényi részek és az avar a gyepterületen áttelelő rovarok számára fontos bújóhelyet jelentenek (FRY és LONSDALE 1991).

Nem kell feltétlenül különválasztani a kaszálást és a legeltetést: az „anyaszéna” kaszálását követően sarjút kellő körültekintéssel még legeltethető (VARGA 2011). Az éghajlati és domborzati adottságait tekintve az Őrség-Vendvidékhez némileg hasonló Gyimesben a meredekebb oldalakon elterülő, ún. „kűnvaló” kaszálókat július-augusztus folyamán kaszálják, majd a sarjút az állandó legelőkről áthajtott marhákkal legeltetik (BIRÓ et al. 2011, BABAI et al. 2014).

A korábbi használatától eltérő, új típusú kezelés bevezetések (pl. korábban kaszált rét legeltetésbe való átvezetése) az új használati technológiát érdemes először kis területen kipróbálni és a gyepterület kisebb parcelláit váltogatva kezelni, így elkerülhető a komolyabb károkozás (SHUTERLAND és HILL 1995). A kezelések időzítését a gazdaságossági szempontok mellett az egyes célfajok igényei határozzák meg. Érdeklődésükben kaszálástól eltiladott, illetve legelésből kizárt területeket érdemes kijelölni (KIRÁLY 2014b).

### Üde kaszálórétek

Az üde-nedves rétek kezelésére elsősorban kaszálás ajánlott, lehetőség szerint évente két alkalommal (KELEMEN 1997). A legeltetést a legtöbb szakirodalmi forrás kerülendőnek tartja (KELEMEN 1997, BORHIDI és SÁNTA 1999, BOTTA-DUKÁT et al. 2011, KIRÁLY 2014a), mivel az a legelő jószág által jobban kedvelt fajok visszaszorulását okozza, míg a szúrós, rosszízű és mérgező fajok elszaporodnak. Az elhullajtott trágyából néhány erősebb versenyképességű faj képes profitálni, míg mások visszaszorulnak. A taposástűrő, tápanyagigényes fajok is felszaporodhatnak, a nyílt felszíneken az özönnövények és más gyomok könnyebben megtelepednek. Több, a nedves gyepek legeltetéssel és kaszálással való kezelését vizsgáló külföldi tanulmány is megerősíti, hogy a kaszálás fajgazdagabb állományokat eredményez, mint a legeltetés (HANSSON és FOGELFORS 2000, STAMMEL et al. 2003). Amennyiben mégis legelőként hasznosítják állományait, a legeltetés kaszálással való kombinálása (kaszálást követő sarjútlegeltetés) vagy szakaszoló technológia alkalmazása útján csökkenthető annak negatív hatásai (KELEMEN 1997). Nedves állapotban legfeljebb a gyepterület egy kis részét szabad legeltetni, és később is a legelésből kizárt (15-20 %-ban) foltokat kell kijelölni, ugyanakkor özönnövényekkel erősen fertőzött terület gyommentesítésére pont a vízzel átítatott talajon való legeltetés a leghatékonyabb módszer

(MÁTÉ 2014). Más források megengedőbbek, és az alacsony intenzitású legeltetés szerkezeti változatosságot előidéző hatását hangsúlyozzák, mely ezáltal sok faj számára eredményez alkalmas élőhelyet (VOß 2001, REDECKER et al. 2002), míg a kaszálás egyszerre mindent letarol és homogenizáló hatású. Minden esetben fel kell tární, hogy az adott tájban mennyire volt hagyománya az üde rétek legeltetésének, hiszen a fajkészlet a korábbi, évszázados használathoz alkalmazkodott (MÁTÉ 2014b).

### **Láprétek, kékperjés rétek**

A láprétek – bár több, a gyakori kaszálást nem jól tűró fajnak nyújthatnak élőhelyet – kezelés hiányában elszegényednek, majd beerősödnek (KOVÁCS 1957, 1962; MÁTÉ 2014a). A kékperjések legelterjedtebb hagyományos hasznosítási módja Európa-szerte az évenkénti, vagy néhány évente, nyár végén végzett kaszálás volt (ELLMAUER és MUCINA 1993, ELLENBERG 1996, KUČERA és ŠUMEROVÁ 2001). Ennek megfelelően elsősorban a kaszálás az alkalmas kezelési típus a láprétek megőrzésében (HANSSON és FOGELFORS 2000, ØIEN és MOEN 2001, MITLACHER et al. 2002, BILLETER et al. 2003), a legeltetés fajszám csökkenéshez és a talaj degradációjához vezethet (HALD és VINTHER 2000, STAMMEL et al. 2003, MIDDLETON et al. 2006). Legeltetés esetén alacsony legelési nyomás ajánlott, ami viszont nem minden esetben elegendő a változatosság fenntartásához (SCHRAUTZER et al. 2004), ezért a fennmaradó biomassza eltávolítására továbbra is szükséges marad más kezelést is alkalmazni (KLEYER et al. 2004).

A hazai szakirodalomban a természetvédelmi kezelés módja és gyakorisága tekintetében megoszlanak a vélemények: egyes szerzők a kaszálás szükségességét a cserjésedés és gyomosodás mértékétől teszik függővé, és legfeljebb egyszeri, nyár végi kaszálást ajánlanak (KELEMEN 1997), mely a felhagyott állapothoz viszonyítva jelentősen növeli az edényes növényfajok számát (TÖRÖK et al. 2007). Más vélemények szerint az évi két alkalommal végzett kaszálás és a legeltetéssel való hasznosítás is lehetséges (MÁTÉ 2014a). A megközelítésbeli különbségek feltehetően a domborzati viszonyok eltéréséhez köthető, térségenként eltérő tájhasználati hagyományból és az elővigyázatosság elvének megítéléséből adódnak. A síkvidéki területeken a láprétek legeltetése, kaszálása is általános lehetett más réttípusokkal együtt, míg a dombvidékek eldugott völgyaljainak rossz minőségű termését rendszertelen kaszálással, inkább alomnak hasznosíthatták. Célszerű tehát a helyben szokásos használati módot felderíteni, és az ahhoz alkalmazkodott növényzetet e szerint kezelni: a kaszáláshoz alkalmazkodott növényzetben a legeltetés jellegtelenedést, fajszám-csökkenést idézhet elő (WAHLMAN és MILBERG 2002).

A kísérletezés egyes területrészeken ugyanakkor nem „ördögtől való”, kellő gondosság mellett a sokféleség növelésének eszköze lehet. A körültekintő tervezés fontosságára hívja fel a figyelmet, hogy száraz és nedves gyepek együttes elkerítése és legelőként való hasznosítása magában hordja az elszegényedés veszélyét, mert előfordulhat, hogy a szárazabb területrészeket túllegeli az állat, míg a nedvesebbek alulhasználtak maradnak (BAKKER és GROOTJANS 1991).

Fontos feladat a folyamatok állandó nyomonkövetése, az adott területek egyes részeinek évenként változó helyen való fennhagyása, a kaszálás/legeltetés módjának, időpontjának és intenzitásának változtatása (KELEMEN 1997, TALLOWIN et al. 1998, MÁTÉ 2014a). Minél korábban történik a kaszálás, annál nagyobb területet kell kaszátlanul hagyni (akár 25 %-ot is). Korai kaszálás esetén néhány évente mindenképpen célszerű azt későbbre halasztani, kétszeri kaszálás esetén a két kaszálási időpont között legalább három hónapnyi időt hagyni. A nedves állapotban történő tartós legeltetés mindenképpen kerülendő, mert a láprét mocsárrétté alakulását idézheti elő (LÁJER et al. 2011, MÁTÉ 2014a).

### 3.3. Összegzés, következtetések

- Az egyes kezelési típusok technológiai kivitelezésének lehetőségei és az adott területek egyedi adottságai végtelen számú eseti kombinációt eredményezhetnek, ezért sematikusan alkalmazható kezelési elvek megfogalmazása nem lehetséges.
- Számos szerző hangsúlyozza a helyben szokásos gazdálkodási gyakorlat felderítését, és annak megfelelő fenntartó kezelés alkalmazását. Ez általános elvnek elfogadható, hiszen az élővilág az emberi tevékenység hatásaival együtt fejlődött, ahhoz alkalmazkodott. Azonban ezek alapján tiltani, vagy kizárólagosan elfogadható kezelést meghatározni nem lehetséges, és nem is szabad. Kellő gondossággal végezve az általánostól eltérő kezelési módok is eredményre vezethetnek. Az egykorvolt általános gyakorlattól bizonyosan mindig voltak eltérések a régmúltban is, ráadásul egyáltalán nem biztos, hogy önmagában véve egy-egy kisebb területen a hagyományos, rekonstruálható gazdálkodási gyakorlat visszaállítása diverzitásnövelő hatással lesz!
- A természetvédelmi céllal végzett legeltetéssel szemben a hazai és nemzetközi irodalom egyaránt óvatosságra int valamennyi releváns élőhelytípus vonatkozásában. E mögött elsősorban az ismeretek hiánya, a legeltetésnek a kaszáláshoz viszonyított jóval bonyolultabb hatásrendszere és a számos rossz kezelési tapasztalat állhat. Mivel hagyományosan a legelő állatot a rosszabb minőségű (cserjés, gyomos, meredek, nehezen megközelíthető, gödrös, kedvezőtlen fajösszetételű) területekre hajtották, ezért ebben a tájban a természetvédelmi kezelés részeként is inkább ennek megfelelően lehet célzottan szerepe (9. ábra). Ugyanakkor gondos odafigyeléssel és szakértelemmel a fenntartó kezelésben is alkalmazható.
- Az egyes területeket az ott megjelölt célfajoknak leginkább megfelelő módon, ezen felül a lehető legváltozatosabban célszerű kezelni: a kezelés időzítésének és intenzitásának térbeli, időbeli folytonos változtatása, az évről-évre más helyen kezeletlenül hagyott foltok fenntartása segíthet az egykori mozaikos tájhasználat által megőrzött gazdag élővilág fenntartásában.
- A természetvédelmi célú gyepterület csak táji és helyi szintű adatgyűjtésre és tervezésre alapozva, a tevékenységek és azok hatásainak pontos dokumentálása, majd értékelése révén lehet sikeres.



9. ábra: A legeltetés fontos szereppel bírhat a felhagyott területek helyreállításában. (Szőce, 2015. fotó: Szépligeti Mátvás)

## 4. Kutatási módszerek

### 4.1. A hagyományos gyepgazdálkodás elemei és szabályozása

A régmúlt gyepgazdálkodási gyakorlatának alaposabb megismerése céljából 2011 és 2013 között végeztünk adatgyűjtést. A felmérések döntő többségét Tóth Antónia végezte, valamint a gyűjtőmunkába kisebb részben Szentirmai István és jelen dolgozat szerzője is bekapcsolódott. Az adatok kiértékelése Babai Dániel, Bíró Marianna, Demeter László, Kun Róbert, Máté András, Molnár Ábel, Molnár Zsolt, Szentirmai István, Tóth Antónia, Varga Anna és jelen dolgozat szerzőjének együttes munkája révén valósult meg (BABAI et al. 2015).

Célul tűztük ki, hogy amennyire csak lehetséges, a térségre vonatkoztatva részleteiben megismerjük a modern mezőgazdasági módszerek elterjedése előtti gyepgazdálkodással kapcsolatos, helyben szokásos teendőket. Főbb kérdéseink a kaszálás időpontja és gyakorisága, a legeltetés helyszínei és módja, a gyepek trágyázása, tisztán tartása, feljavítása és leromlása köré csoportosultak. Az adatgyűjtés előre megtervezett kérdések útján, irányított interjúk formájában folyt, de a beszélgetés során hasznosnak ítélt egyéb információkat is rögzítettük. A megkérdezték (16 nő és 18 férfi) átlag életkora 78 év, ugyanis igyekeztünk minél idősebb embereket megkérdezni, akik gazdag emlékekkel, saját tapasztalatokkal rendelkeznek még a gépesítés előtti idők gazdálkodási gyakorlatáról. Minden egyes gyepgazdálkodási elem esetében az alábbiak szerinti skálán megpróbáltuk meghatározni, hogy azt a gazdálkodók milyen arányban alkalmazták a gyakorlatban:

- 5: 81-100%.
- 4: 61-80 %
- 3: 41-60 %
- 2: 21-40 %
- 1: 1-20 %
- 0: 0 %

A természetvédelmi célzatú szabályozások hagyományos gyepgazdálkodási elemekre gyakorolt hatásának vizsgálata szempontjából két időszakot különítettünk el:

- 1.) Az Őrségi Tájvédelmi Körzet megalakulása és az Európai Unióhoz való csatlakozás közötti időszak (1978-2004)  
Ebben az időszakban az 1984. évi 4. tvr. és a végrehajtására kiadott 8/1982. MT rendelet voltak irányadóak, melyeket az 1996. évi 53. törvény helyezett hatályon kívül.
- 2.) Az Európai Unióhoz való csatlakozást követő időszak  
Már a csatlakozás évében megjelenik a Natura 2000 területekre vonatkozó jogszabály, a 275/2004. Korm. rendelet, majd három évvel később a Natura 2000 gyepterületek földhasználati szabályait tartalmazó 269/2007. Korm. rendelet és a 128/2007. FVM rendelet a gazdálkodáshoz nyújtandó kompenzációs támogatás szabályairól.

A hagyományos gyepgazdálkodás elemeit egyenként értékeltük aszerint, hogy melyeket támogatják, melyeket tiltják (kifejezetten vagy önkéntes vállalatot követően) és melyekre nincsenek hatással az egyes jogszabályi rendelkezések. Nem csak a közvetlen, hanem az esetleges áttételes hatásokat is igyekeztünk értékelni. Az összefüggések megállapítása és együttes értékelése céljából 2014-ben és 2015-ben is egyeztető fórumot tartottunk gazdálkodók, hivatásos természetvédelmi szakemberek és ökológus kutatók bevonásával.

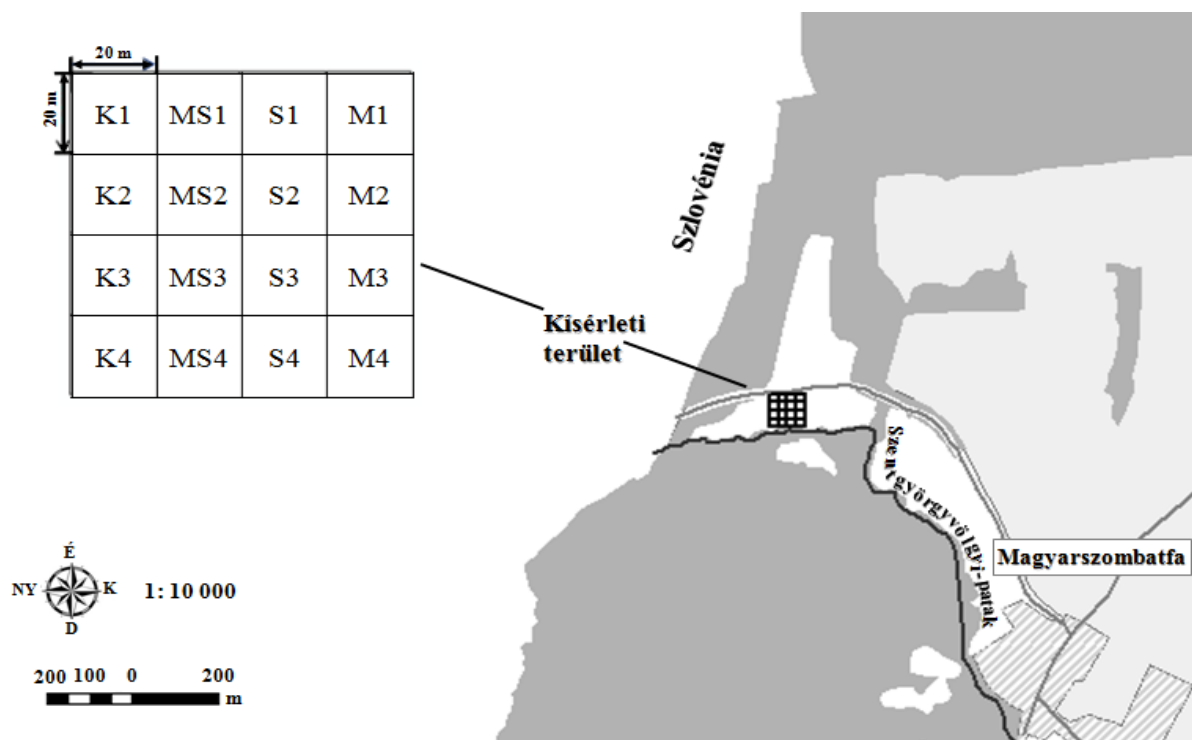


## 4.2. A kaszálás időzítésének és gyakoriságának kísérletes vizsgálata

Szentirmai István kezdeményezésére 2007-ben, 4 mintaterületen indult kaszálási kísérlet védett hangyaboglárka fajok kezelésre adott válaszána megfigyelése céljából Magyarszombatfa és Velemér községek határában (KÖRÖSI et al. 2009, 2014). A kísérlet egyúttal kiváló alkalmat nyújt a gyepvegetáció egyes – az alkalmazott kezelési módok által meghatározott – fejlődési útjainak tanulmányozására. Erőforrásaink szűkösége miatt a behatóbb botanikai vizsgálatokat csak a legnyugatibb mintaterületen végezhetünk, mely azonban adottságaiból kifolyólag számos – táji szinten is releváns – probléma vizsgálatára alkalmas.

### 4.2.1. A kutatási terület bemutatása és a kísérleti elrendezés

A kaszálás időzítésének és gyakoriságának a rétek fajösszetételére, és diverzítására gyakorolt hatásait a Szentgyörgyvölgyi-patak völgyében, Magyarszombatfa község külterületén, a magyar-szlovén határ közelében kijelölt mintaterületünkön (EOV: 442 480; 161 816) vizsgáltuk (10. ábra). A területet attól mintegy 10 m távolságban északról egy földút, délről a Szentgyörgyvölgyi-patak és az azt szegélyező égerliget kíséri.



10. ábra: A kutatási terület elhelyezkedése és a kísérleti elrendezés. A kezelési sávok jelölései: K – kezeletlen, MS – májusban és szeptemberben kaszált, S – szeptemberben kaszált, M – májusban kaszált. Színek: fehér – gyep, sötétszürke – erdő, világosszürke – szántó, sávosított – beépített terület, sötétszürke vonal – út, fekete vonal – patak. (Forrás: Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisa alapján szerk. Szépligeti Máttyás)

Az átlagos tengerszint feletti magasság 210 m, de a talajfelszín észak-déli irányban enyhe lejtést mutat, míg közepén kissé ellaposodik. A talajvízviszonyokat jól jellemzi, hogy a terület északi fele a tavaszi és őszi, csapadékosabb időszakokban gyakorta felszínig nedves, vízállásos, ellentétben a terület déli felével, melynek nagy részén feltehetőleg az 1,5-2 m

mélységben bevágódott Szentgyörgyvölgyi-patak mintegy vízvezető csatornaként működve, szárító hatást fejt ki. A nedvesebb és szárazabb területrészek megléte a mintaterület kijelölésekor fontos szempont volt, hiszen ezáltal lehetőség nyílik az eltérő vízviszonyok kezelést befolyásoló hatásának tanulmányozására is, ennél fogva könnyebben és nagyobb megbízhatósággal általánosíthatóak a kapott eredmények a táji szintű gyepterkezelési tevékenységre nézve. A kísérleti terület talaja sekély humusztartalmú, kékesszürke vagy sárgás színű, agyagos, glejesedő réti öntéstalaj, melynek kémhatása enyhén savanyú, méréseink alapján ez az érték pH KCl 4,1 és 4,9 között (pH H<sub>2</sub>O 5,3 és 5,8 között) alakul (a talajvizsgálatok eredményeit ld.: 2. melléklet). A kékesszürke elszíneződés a terület északabbi felén, míg a sárga szín annak déli felén jellemző (11. ábra). E különbség is utal a talaj víztartalmában mutatkozó jelentős eltérésekre. A gyakori pangóvízes állapotokat jelzik a kékesszürke feltalajban látható vasoxid szemcsék is.

Növényzetét tekintve a kísérleti terület az *Alopecuro-Arrhenatheretum* (Máthé és Kovács 1960) Soó 1971 (ecsetpázsitos franciaperje-rét) fajkészletéhez áll a legközelebb (KIRÁLY et al. 2011), de a domborzat és a vízviszonyok függvényében a mocsárrétek és a felszáraztott hegyi kaszálórétek felé hasonlóságot mutató asszociációk is megtalálhatók rajta. Gyakoribb védett fajok a közönséges kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*) és a széleslevelű ujjaskosbor (*Dactylorhiza majalis*).



11. ábra: A feltalaj két jellemző megjelenési formája a kísérleti területen. Az északabbi területrészek a baloldali, déli területrészek a jobb oldali kép gyakoribb. (fotó: Szépligeti Mátyás)

A kísérleti terület legfőbb faunisztikai értékei a vérfű hangyaboglárka (*Phengaris teleius* syn.: *Maculinea teleius*) és a lápi tarkalepke (*Euphydryas aurinia*).

A vizsgált területet és az ahhoz közeli réteket az 1940-es évek óta biztosan, de valószínűsíthetően a korábbi időkben is gyepeként, évi kétszeri kaszálással és szeptemberi sarjűlegeltetéssel hasznosították. A kaszálás időjárástól függően május és június, illetve augusztus és szeptember vége között történt. A mezsgyéket, az utak szegélyét is legeltették.

A múlt század 60-as éveitől kezdődően, a TSZ-időkben megszűnt a rétek legeltetése és ezután már csak az évi kétszeri kaszálás volt a jellemző (Kun Róbert közlése Kovács Sándorné egykori tulajdonos elmondása alapján). Az 1990-es években az állatállomány erőteljesen csökkenni kezdett, így egyre több terület művelésével hagytak fel a helybéli gazdálkodók. Az évtized végétől a jelenlegi kísérleti területek helyszínét is csupán évente egyszer, rendszertelen időpontban kaszálták. A kaszálást 2002-óta végzi az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, RK 125 típusú dobkaszákkal.

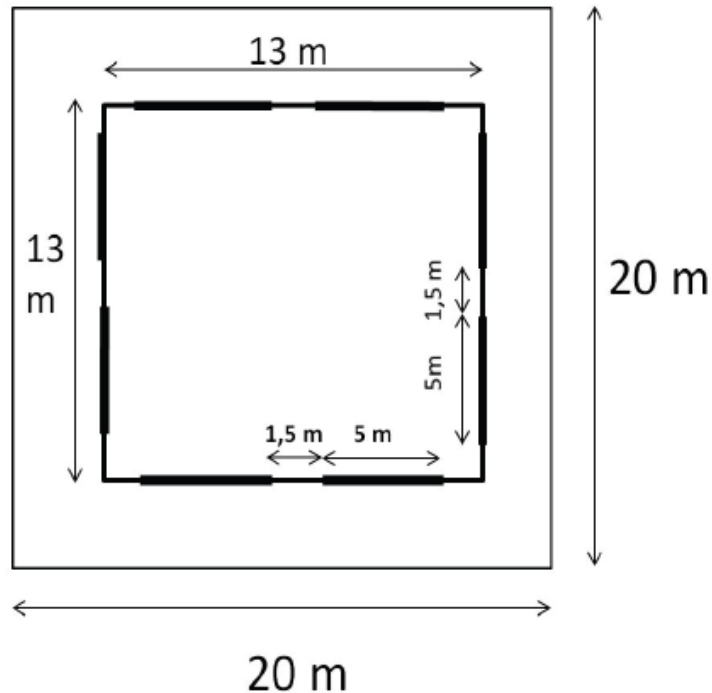
A kísérleti kezelés 2007 májusában indult négy, egymással érintkező, a Szentgyörgyvölgyi-patak medrére merőleges, 20 m széles sávban, a következő kezelési típusok szerint: egyszeri május-júniusi kaszálás (a tájban jelenleg leggyakrabban alkalmazott használati/kezelési mód), egyszeri augusztus-szeptemberi kaszálás (természetvédelmi szempontból gyakran ajánlott időzítés), mindkét időpontban végzett kaszálás (általánosságban hagyományosnak tekinthető használat), fennhagyás (táji szintű tendencia, esetenként természetvédelmi szempontból indokolt lehet). A különbözőképp kezelt gypsávok mindegyikét fa karók segítségével 4-4 db, 20 x 20 m kiterjedésű mintavételi egységre osztottuk (10. ábra). Ezt a kísérleti elrendezést az indokolta, hogy a kaszálást napjainkban mindenhol traktorokkal végzik, melyek kis területen nehezen fordulnak, így ha az ezzel való kezelést akartuk modellezni, a kísérleti terület jelentős növelése nélkül nem gondolkodhattunk a mintavételi négyzetek sávostól eltérő elrendezésében (pl. latinnégyzet elrendezésben); ezen kívül a patakmederre merőlegesen elhelyezett kezelési sávok lehetőséget biztosítanak a mintaterületen É-D irányban szemmel látható talajvízszint-változás hatásának kiküszöbölésére.

A botanikai mintavételezést két különböző módszerrel végeztük:

1. A borításbecslésen alapuló felvételezés eszközével élve mintavételi egységenként 10 db, véletlenszerűen elhelyezett, 2 x 2 m nagyságú mintanégyzeten belül ( $n = 160$  kvadrát) %-os pontossággal (1% alatt 0,1%-os pontossággal) becsültük valamennyi edényes növényfaj borítását és a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) átlagos magasságértékét (cm-ben).
2. Mikroökológiai felvételezés során minden kezelési sáv északi irányból számolt, 2. sorában egy-egy 52 m hosszú, önmagába visszatérő, négyzet alakú transzekt (=linea) mentén, 1040 db, 5 x 5 cm nagyságú mintanégyzetben rögzítettük valamennyi ott gyökerező edényes növényfaj jelenlétét. A mohákat is feljegyeztük, de a fajokat egységes csoportként kezeltük. A lineákat igyekeztük úgy elhelyezni, hogy a talajvízhatás minél kevésbé legyen itt befolyásoló tényező. Viszonyítási alap (referencia) céljából ugyanezen módszerrel további három pár felvételt készítettünk Szalafő (EOV 1: 444 501, 172 683; 2: 444 480, 172 715), Nagyrákos (EOV 1: 452 399, 168 643; 2: 452 368, 168 611) és Magyarszombatfa (EOV 1: 443 862, 160 481; 2: 443 913, 160 468) határában jó állapotú, több évtizede jellemzően kétszer kaszált réteken, páronként egymástól legalább 20 m távolságban.

A magas aranyvessző ökológiai hatásának vizsgálata céljából a kísérleti területen felvett, 52 m hosszú transzekt mindegyikéből és két referencia-lineából 8 db, egyenként 5 m hosszúságú ( $n=100$ ) mintát (transzektet) „vágtunk ki”. Az így megnövelt elemszám alapján (területenként 8 rövid linea) már az egyes változók vonatkozásában átlagot, relatív szórást (CV%) és átlagos ökológiai távolságot is tudtunk számolni.

Az egyes állományokon belül elhelyezett „hosszú” és „rövid” lineák térbeli helyzetét a 12. ábra mutatja. A felméréseket 2013 és 2014 májusában, a kaszálásokat megelőzően végeztük. A 2 x 2 m-es felvételek mindegyikét a szerző készítette, a mikroökológiai adatok felét Kun Róbert gyűjtötte, a fennmaradó részt a szerző felvételezte.



12. ábra: A mikrocönológiai felvételek elhelyezkedése a kísérleti terület egyes mintavételi egységein belül (forrás: KUN et al. 2014)

#### 4.2.2. Az elemzések módszerei

##### Borításbecslésen alapuló felvételezés

Vizsgálatunk elsődleges célja volt, hogy tanulmányozzuk a különböző kezelési módoknak a kaszálórétek edényes vegetációjára gyakorolt hatását fajszám és Shannon-diverzitás tekintetében, valamint a területen nagy számban előforduló két védett növényfaj, a széleslevelű ujjaskosbor (*Dactylorhiza majalis*) és a közönséges kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*) kezelésekre adott válaszát is bevontuk a vizsgálatba. A két védett faj esetében alacsony borításértékeik miatt jelenlét-hiány adatokkal számoltunk.

Ismeretes, hogy a talajvíz-viszonyok jelentős mértékben befolyásolhatják a növényzet kezelésekre adott válaszát (MOESLUND et al. 2013), ezért célul tűztük ki a talajvíz és az egyes kaszálási módok összefüggéseinek vizsgálatát, hiszen ez teszi lehetővé, hogy a táj többféle élőhelytípusának vonatkozásában tudjunk következtetéseket levonni. Mivel a mintaterület patakhoz közelebb eső felén a szárazságtűrő növényfajok nagyobb arányban vannak jelen (13. ábra), és ott a gyeppel szemmel láthatóan alacsonyabb növekedésű a vegetációs időszak teljes hosszában, a vízviszonyok jellemzésére a mintanégyzetek (m-ben megadott) pataktól való távolságát alkalmaztuk helyettesítő értéként. E módszer használatát egyszeri talajvízszint-méréseink eredményei is igazolják (3. és 4. számú mellékletek).

A kísérleti terület és közvetlen környezete a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) által jelentős mértékben fertőzött, ezáltal lehetőségünk volt a térség gyepterületeit leginkább veszélyeztető özönnövény állományviszonyainak különböző kezelési típusok szerinti kísérletes vizsgálatára, figyelemmel az eltérő talajvízviszonyok módosító hatására. Az aranyvessző átlagos magasság- és borításértékei valamint a fajszám és Shannon diverzitás értékek összefüggéseinek vizsgálatára Pearson-féle korrelációs együtthatót számoltunk.

Valamennyi elemzés Kőrösi Ádám segítő közreműködésével készült. A számítások során általánosított lineáris modelleket (GLM) vagy – amennyiben a modellépítés folyamán nemlineáris kapcsolatot tapasztaltunk – általános additív modelleket (GAM) alkalmaztunk.

Elsőként egy keretmodellt állítottunk fel, melybe az összes tesztelni kívánt független változót bevontuk, majd egy korrekciós Akaike-féle Információs Kritériumon (AICc) alapuló, automatikus modellválasztást végeztünk (BURNHAM és ANDERSON 2002). A kiválasztott modellek becsült paramétereit az 5. melléklet mutatja. Megjegyzendő, hogy nem végeztünk a csoportátlagok összevetésére irányuló post-hoc tesztek, hanem egyenként minden kezelési típust referenciaként véve többszörösen újrafuttattuk a modelleket.



13. ábra: A domborzati adottságok és a patak vízvezető hatása a növényzet összetételében és magasságában is szemmel láthatóan megmutatkozik. (Magyarszombatfa, 2014. augusztus. Fotó: Szépligeti Mátyás)

A 20x20 m-es mintavételi egységek elrendezéséből adódóan (lásd. 4.2.1. fejezet) a feltételezhető térbeli autokorreláltságot is számításba kellett vennünk (DORMANN et al. 2007). Amennyiben szignifikáns térbeli autokorrelációt tapasztaltunk a Moran-féle I-próba (MORAN 1948) modell-reziduáisaiban, térbeli Moran sajátvektor-filterezést alkalmaztunk annak kiküszöbölésére (DRAY et al. 2006; GRIFFITH és PERES-NETO 2006). A szomszédossági mátrix összeállításánál a 0-10 m távolságot vettük alapul (BIVAND et al. 2008).

A fajösszetétel változásainak vizsgálatát redundancia-analízis (RDA) alkalmazásával vizsgáltuk, hatótényezőként a kezelést és a mintanégyzetek pataktól való távolságát bevonva. A faj-mátrixot Hellinger-transzformáció útján tettük alkalmassá az RDA alkalmazására (LEGENDRE és GALLAGHER 2001). A vizsgált változók magyarázó erejét permutációs próbával teszteltük. Valamennyi elemzés az R statisztikai szoftverrel (version 3.1.2, R Core Team 2014), az 'mgcv' (WOOD 2006), 'MuMIn' (BARTON 2014), 'spdep' (BIVAND 2014) és 'vegan' (OKSANEN et al. 2013) csomagok használatával készült. Az RDA ábrán nem kimutatható, de a felvételek áttekintéséből megállapítható további, finom kompozicionális trendeket is igyekeztünk azonosítani és dokumentálni.

Az adatfeldolgozás és értékelés Bartha Sándor, Házi Judit, Körösi Ádám, és Szentirmai István segítő közreműködésével folyt.

### **Mikrocönológiai felvételek**

A vizsgált mezofil kaszálórét különböző időzítésű, és intenzitású kaszálás, valamint a felhagyás hatására megváltozó belső szerveződésének megfigyelése és rétékelése céljából Juhász-Nagy Pál által bevezetett információ statisztikai modellekkel dolgoztunk (JUHÁSZ-NAGY 1967, 1972ab, 1973, 1980ab, 1993; JUHÁSZ-NAGY és PODANI 1983). Az 52 m hosszú, 1040 db, egymással érintkező mikrokvadrátból álló felvételekben (ún. lineákban) egyenként meghatároztuk a fajszámot és a fajszámeloszlást. A fajkombinációk számából florális diverzitást (szünbiológiai diverzitást), majd az állományok foltosságának, térbeli szerveződésének, vagyis a fajok együttélési struktúrájának kifejezésére asszociátumot számoltunk. A florális diverzitás és az asszociátum maximális értékei alapján az egyes állományokat a cönológiai állapotterben elhelyezve vetettük össze egymással. A florális diverzitás és az asszociátumra vonatkozó számításokba csak a leggyakoribb 10 fajt vontuk be. Ennek oka, hogy mivel a fajkombinációk elméleti száma a fajszám növekedésével exponenciálisan nő, az általunk állományonként felvett 1040 db mikrokvadrát alapján a leggyakoribb 10 faj lehetséges kombinációinak (1024) leírására van teljes biztonsággal lehetőségünk. Ha ugyanis a modellbe túl sok faj adatait építjük be, előfordulhat, hogy a meg nem talált kombinációk valójában a túl kicsi elemszám vagy a pusztán véletlen miatt nem kerülnek elő. A számításokat Bartha Sándor által kidolgozott SYNGEP1 program segítségével végeztük (BARTHA et al. 1998).

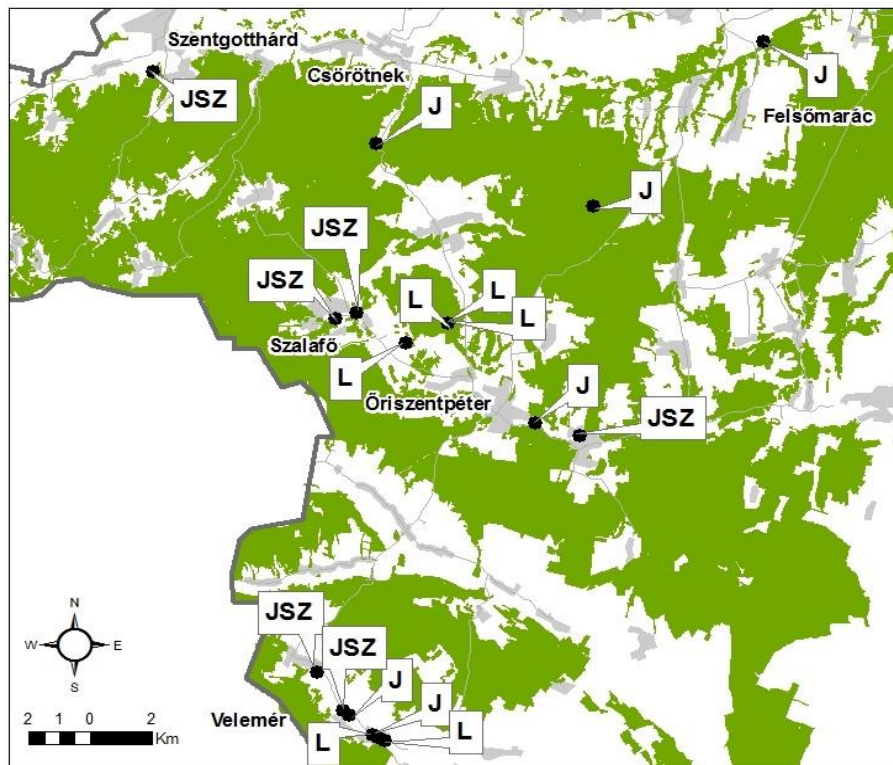
A magas aranyvessző és a kezelések cönológiai vizsgálata céljából vett minták esetében (azaz állományonként 8 db, 5 m hosszúságú lineák mindegyikében) megadtuk a fajszámot, majd a fajok frekvencia-értékei alapján Shannon diverzitást és egyenletességet számoltunk (TÓTHMÉRÉSZ 1997). A 8 db rövid linea alapján állományonként az adott változókra átlagot és relatív szórást (CV%) számoltunk, majd Bray-Curtis és Sørensen indexek alkalmazásával, a SYNTAX 5.0 programcsomag segítségével (PODANI 1993) meghatároztuk a lineák átlagos cönológiai távolságát (PODANI 1997). A magas aranyvessző frekvenciaértékei és a minták (rövid lineák) Shannon diverzitása, valamint egyenletessége közötti összefüggésre lineáris regresszió számítását végeztünk el (SVÁB 1981) a Microsoft Excel 2010 program felhasználásával. Az eltérő időben és gyakorisággal kaszált állományok cönológiai állapotának összevetését egyszempontos varianciaanalízissel végeztük (SVÁB 1981), az R 3.0.2. programcsomag segítségével.

Az adatfeldolgozás és értékelés Bartha Sándor, Kun Róbert, Malatinszky Ákos, Szentirmai István és Virág Klára segítő közreműködésével történt.

### **4.3. A kísérleti eredmények táji léptékű tesztelése**

Eredményeink táji szintű, utólagos „gyorstesztelése” céljából, a hagyományos és a mai gyakorlatban legelterjedtebb kezelési típusoknak megfelelően, jellemzően egyszer (május-júniusban) kaszált és évente kétszer kaszált területeket kerestünk. Emellett – bár a legeltetéssel való gyepphasznosítás kísérletes vizsgálata nem állt módunkban – a kaszálási kísérlet táji léptékű tesztelésével egyidejűleg üde-mezofil szarvasmarha-legelőkön is végeztünk vizsgálatokat. A felvételezések során kezelési típusonként 6 helyszínen (14. ábra), egy jellemző állományrészben kijelölt, 20x20 m-es mintaterületen belül 6 db, véletlenszerűen elhelyezett, 2x2 m-es kvadrátban becsültük valamennyi edényes növényfaj borítását, majd ezekből fajszámot és Shannon diverzitást számoltunk, és az eredményeket az R programcsomag segítségével, egy utas varianciaanalízis (ANOVA) alkalmazásával értékeltük ki. A mintavételi helyszínek jellemző kezelési típus szerinti kijelölésénél a területtulajdonosok szóbeli közlésére hagyatkoztunk. A terepi felvételeket a szerző és a szerző útmutatásai alapján nagyobb

részben Stumpf Nikolett, a Szent István Egyetem gyakorlatos hallgatója készítette. Az adatok kiértékelését a szerző végezte.



14. ábra: A kísérleti eredmények táji léptékű tesztelésének helyszínei, kiegészítve az összehasonlítás céljából bevont legelőterületek felmérési pontjaival. JSZ – jellemzően június és szeptember folyamán kaszált területek; J – jellemzően egyszer, júniusban kaszált területek; L – legelők. (forrás: eredeti)

## 4.4. A természetvédelmi vagyonkezelésben lévő területek állapotkövetésének módszere

### 4.4.1. A felmérés elve és alapjai

2015-ben mintegy 1200 ha kiterjedésű gyepeként művelt terület áll az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság vagyonkezelésében, melyek összesen 30 település határában szétszórva találhatóak. Ekkora terület állapotának, az azokon folyó természetvédelmi kezelés eredményességének rendszeres megfigyelése érdekében egy egyszerű felvételezési módszer kidolgozására volt szükség, mely gyors terepi rögzítést, könnyű feldolgozást tesz lehetővé, nem kíván túl speciális ismereteket, de mégis informatív, a gyakorlati tervezés számára is hasznosítható. Célul tűztük ki, hogy legfeljebb 4-5 évente minden egyes területről rendelkezünk a kezelés tervezése szempontjából alapvető információkkal, mert nem a nemzeti park tevékenységének általános értékelésére, hanem az éves gyepekkezelési tervek botanikai szempontú megalapozására törekedtünk. Erőforrásaink korlátossága miatt úgy terveztük a felméréseket, hogy azok önkéntesek bevonása útján is megvalósíthatóak legyenek, így a gödöllői székhelyű Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Karával kötött együttműködési megállapodás alapján, minden év júniusának első napjaiban 8 fő, szakirányú (természetvédelmi és botanikai alapismeretekkel rendelkező) hallgató vesz

részt a munkában. Ezáltal nagy területen szétszórva, szinkronban történhet a felvételezés, mely nagyban növeli a hatékonyságot. A terepi felvételezést a felmérők párokban végzik, munkájukat az egyetem és a nemzeti park egy-egy botanikusa segíti és felügyeli. A felmérés menetének ismertetése és lehetőség szerinti egységesítése, valamint a felvetődő kérdések tisztázása egy terepi gyakorló nap keretében biztosított.

#### 4.4.2. A felmérés menete, a választott indikátorok

A felmérés módszertanának kidolgozásakor az egyszerűség és a gyakorlati szempontok beépítése volt a legfontosabb célunk, ezért az országos léptékre tervezett, és számos nemzetközi monitorozó program eredményeit figyelembe véve készült Natura 2000 élőhely monitorozó protokollok gyepekre vonatkozó adatlapját vettük alapul (HORVÁTH et al. 2008), melyet a helyi viszonyoknak, valamint a feladat jellegének megfelelően optimalizáltunk (6. melléklet) és nagy felbontású (~ 1:2000) élőhelytérképezéssel kombináltunk.

A tesztfelméréseket 2012 és 2015 között végeztük, a nemzeti park területét 4 fő régióra osztva, úgy mint: Belső-Órség (Hetés északi része), „központi” Órség, Vendvidék és Rába-mente. Bár a legtöbb terület a „központi” Órségbe esik, közelségük miatt a helyszínre való kijutás kevesebb időt igényel, ezáltal több adatlap kitöltésére nyílik mód. Községhatárookra lebontva a területfelosztás az alábbiak szerint történt:

- Belső-Órség: Bajánsenye, Kercaszomor, Kerkáskápolna, Szentgyörgyvölgy, Velemér
- Központi Órség: Csöde, Felsőjánosfa, Hegyhátszentjakab, Ispánk, Kondorfa, Nagyrákos, Óriszentpéter, Pankasz, Szalafő, Szatta, Zalalövő
- Vendvidék: Apátistvánfalva, Alsószőlnök, Kétvölgy, Szakonyfalu, Szentgotthárd
- Rába-mente: Csörötnek, Daraboshegy, Felsőmarác, Halogy, Hegyhátszentmárton, Ivánc, Magyarlak

Elv szerint így minden 4. évben térünk vissza ugyanazokra a területekre. 2015-ben, módszertani okokból (az egyes évek eredményeinek összehasonlítása érdekében), a Belső-Órségben már az első felmérés ismétlését végeztük el, emiatt a Rába-mente első felmérésére még nem került sor.

A felmérés alapegységét az egy tömbben található gypállományok adják, melyek az ingatlan-nyilvántartásban legtöbbször több helyrajzi számon szerepelnek, azonban elhelyezkedésük miatt többnyire egységes kezelési tevékenység zajlik rajtuk. Az alapos fajismeret igénye, a nagy időráfordítás és a mintaterületek állandósításának nehézségei miatt diverzitásra közvetlenül utaló indikátorokat (fajszám/mintanégyzet, cönológiai felvételekből származtatható adatok) nem jelöltünk ki.

A felmérést végző elsődleges feladata a terület alapos bejárása, az egyes élőhelyfoltok azonosítása, és a kapott nyomtatott térképen való berajzolása. Az első indikátor tehát az **élőhelytípusok összetétele**, kiterjedése. A bejárás közben a kapott térképen szintén ábrázolandók az **özönnövények** (jellemzően a magas aranyvessző – *Solidago gigantea*) összefüggő állományai és a **védelem alatt álló növényfajok** előkerült egyedei, foltjai. Az adatlap alapegységei ettől kezdődően az azonosított élőhelyfoltok, a további jellemzéseket már folt szinten kell megadni.

A következő jellemző az **avarosodásra** utal, a felmérő két lehetőség közül saját belátása szerint választ: az avarfelhalmozódás jellege elhanyagolható vagy jelentős. Előbbi esetén a szabad talajfelszín szemmel látható, annak legfeljebb 50%-a fedett 1 cm-nél vékonyabb avarral. Jelentős, amennyiben a talajfelszín alig látható, az avarborítás 50 és 100 % között van.



Az egyes foltok azonosítását követően a felmérő foltonként megadja az ott előforduló **tömeges** (>20%), **jellemző** (5-20 %) és esetlegesen **foltokban jellemző fajokat**. Ezzel általános képet ad az adott foltról, annak jellegéről, az adatlap feldolgozója visszacsatolást kap az élőhelytípus megítélésének helyességéről.

A következő jellemzőket egy négyfokozatú skálán kell élőhelyfoltonként megadni:

- 1) ritka: csak szálanként előforduló
- 2) szórványos: többé-kevésbé egyenletesen elszórva vagy kisebb foltokban
- 3) gyakori: a terület minden részén jelentős mértékben, tömegesen fordul elő
- 4) nincs: egyáltalán nem fordul elő

Tapasztalataink szerint e skála a táji léptékű gyakorlati szempontokat kielégíti, és terepen is gyorsan becsülhető. A százalékos borításértékeket is gyakorlati szempontok szerint kategorizálni kellene, de a szubjektivitás miatt nem haladná meg e skála pontosságát. A **magas aranyvessző** borítását térképen is ábrázolni kell, azonban élőhelyfoltonkénti borításbecslését is megadjuk. Erre azért van szükség, mert sok esetben egy kaszált területen nem alkot az aranyvessző térképen is ábrázolható nagyságú, összefüggő foltokat. A tájban jellemzően előforduló taposástűrő, ruderalis, **zavarást jelző gyomfajok** jelenléte vagy hiánya érzékenyen indikálja a terület állapotát. A gyakoribb, és várhatóan előforduló fajokról külön listát kapnak a felvételezők (7. melléklet). Az **őszi vérfű** (*Sanguisorba officinalis*) gyakoriságára külön is rákérdez az adatlap, mivel e növényfaj a védett és nemzetközi jelentőségű őrési állománya miatt kiemelten kezelt vérfű hangyaboglárka (*Phengaris teleius* syn.: *Maculinea teleius*) és sötétaljú hangyaboglárka (*Phengaris nausithous* syn.: *Maculinea nausithous*) tápnövénye, valamint kiválóan indikálja a terület aktuális vízállapotát. A felmérőnek nem feladata a **védett növényfajok** kifejezett keresése, de a bejárás során észlelt fajokat a nem csak a térképen, hanem élőhelyfoltokhoz rendelve a megadott skálán is rögzíti. A felhagyott vagy rendszertelenül kezelt rétek a tájban hamar **cserjésedésnek** indulnak, egy bizonyos szint után helyreállításuk már nagy erőfeszítést igényel. Ezen állapot adott szintjének rögzítése egy három fokozatú skálán történik, miszerint a cserjésedés:

- 1) nem számottevő: legfeljebb néhány kisebb méretű egyed
- 2) szórványos: megindult a cserjésedés, de még nem záródó
- 3) jelentős: előrehaladott a cserjésedés állapota, az eredeti gyepevegetáció foltossá vált a cserjék között.

A tájban releváns és várható **egyéb veszélyeztető tényezőket** (vaddisznó-túrás, túlhasználat, gépjármű áthajtás, vízhiány) azok hatásterületének becsült százalékos arányával kell foltonként megadni, melyekre tételesen rákérdez az adatlap, de lehetőség van egyéb tényező megadására is.

A **szomszédos élőhelyek** foltonkénti megadása a regeneráció lehetőségének megítélését szolgálja. Felsorolt lehetőségei a következők: erdő/fasor, szántó, jó állapotú hasonló gyeperdő, özönnövény állománya.

Az adatlap végén élőhelyfoltonként meg kell adni a Németh-Seregélyes-féle, ötfokozatú skálájának megfelelő, a folt állapotát szintetikusán kifejező **természetvédelmi értékszámot**. Ennek jelentősége abban áll, hogy az adatlap kiértékelője egyfajta visszajelzést kap arról, hogy a kapott végső értékszám mennyiben tükrözi a felmérő benyomásait, illetve összehasonlítási alapot szolgáltat a két módszer között.

Legvégül a terület bejárása során kialakult **összbenyomást** szöveges formában, egy vagy két mondatban is ki kell fejteni, mely átfogó értékelést nyújt az aktuális állapotról.

Az adatlap külön felhívja a figyelmet arra, hogy minden egyes élőhelyfoltról **fényképet** kell készíteni, és azok helyét, irányát a mellékelt térképen rögzíteni kell. A visszatérő felmérések során már ezeket a pontokat tudatosan fel kell keresni, és az ismétlő fotókat itt kell elkészíteni.

### 4.4.3. Az adatok feldolgozása és adatbázisba rendezése

A fentiekben leírt indikátorok alapján minden egyes, a nemzeti park vagyongazdálkodásában álló gyepterületről négyévente frissülő leírólapozatunkhoz jutunk, mely *térinformatikai adatbázis*ba építve szolgálja leghatékonyabban a gyakorlati tervezést. Ennek alapja az egy adott egységben kezelt gyepek nagy felbontású élőhelytérképe, melynek adattáblájában minden foltot hozzárendeljük az ott fellelhető, jellemző fajokat, a védett és zavarást jelző fajokat és azok tömegességét, információt kapunk az özonnövényekkel való fertőzöttség szintjéről, az esetleges cserjésedés fokáról és a felmerülő egyéb veszélyeztető tényezőkről. A kaszálási kísérlet eredményeinek háttértudását felhasználva, a védett fajok és veszélyeztető tényezők által meghatározott keretek között már táji szinten kellő megalapozottsággal tervezhetünk, és az alapvető folyamatkövetés is biztosított. Ezáltal összeállhat egy olyan térinformatikai rendszer, mely tartalmazza az adott terület állapotát, az előirányzott kezeléseket, és a valóban meg is valósult kezelések naplózását élőhelyfoltokra lebontva, fényképes dokumentációval kiegészítve. A feldolgozást – térinformatikai gyakorlat keretében – célszerűen maguk a felmérésben részt vevő hallgatók is végezhetnék, mivel azonban a felmérés ideje vizsgaidőszakra esik, és azt követően véget ér a tanév, ennek nincs realitása, amellyel a lehetőség szerint egységes adatminőség biztosítása szempontjából sem biztos, hogy működőképes volna, ezért jelenleg központi feldolgozás történt.

Az eredmények összegzésének, együttes áttekintésének érdekében az egyes területek adott tényezők szerinti állapotát értékszámokkal jellemezzük. Ezáltal táblázatos formában áttekinthetővé válik, hogy hol, melyik területen milyen jellemző problémákkal kell szembenézni, a területek fontossági sorrendbe rendezhetők vagy problémakörök szerint csoportosíthatók. Az összegző kiértékelés lehetőség szerinti objektív megvalósítása érdekében kiértékelési útmutatót állítottunk össze, melyet a 8. melléklet tartalmaz.

## 5. Eredmények

### 5.1. A hagyományos gyepgazdálkodási gyakorlat és a természetvédelmi célú előírások viszonyrendszere

Az idős, helybéli gazdálkodókkal folytatott beszélgetések során a hagyományos gyepgazdálkodás 20 darab elkülöníthető elemét gyűjtöttük össze (1. táblázat). Megfigyelhető, hogy az 1960-as években még néhány, csak esetenként szükséges tételt kivéve (égetés, sásfajok visszaszorítása, vízelvezetés, öntözés) szinte minden gazdálkodó rendszeresen alkalmazta valamennyi gazdálkodási elemet. Az 1980-as évektől ezek nagy része egyre inkább háttérbe szorult, a legújabb időkben az egykori 20-ból csak 13 maradt legalább szórványos jelleggel alkalmazásban, és mindössze 4 ezek közül, ami még ma is viszonylag gyakorinak mondható (vagyis a gazdálkodók több mint 20%-a alkalmazza). Az 1982. évi 4. tvr. még kevés korlátozó szereppel bír, ezt némiképp szigorítja az 1996. évi 53. tv., de a legtöbb előírás a Natura 2000 jogszabályokhoz köthető. A jelenlegi szabályozás 13 gazdálkodási elemet érint közvetlenül vagy közvetve, de ezek közül csupán 2 olyan van, amit kifejezetten támogat (illetve előír): az évi legalább egyszeri hasznosítás (kaszálás vagy legeltetés útján) és a cserjésedés megakadályozása. Kiemelendő, hogy a legeltetést csupán a második vagy a harmadik növedék (sarjű és fattyúsarjű) hasznosításában említették a gazdálkodók, de megjelenik (ahogy irodalmi utalásokban fellelhető volt) a sásosok visszaszorítása céljából alkalmazott kezelési elemként. Általános a kétszeri kaszálás, gyakori a harmadik is vagy a második kaszálást követő legeltetés (!) ugyanúgy, mint egyes rétek trágyázása is. Az avar, a levelek tavaszi összegyűjtése, valamint a télen felhasznált széna után visszamaradt magvak rétekre való kiszórása szintén egykor gyakori, mára viszont teljesen eltűnt jelenségek.

1. táblázat: Az Őrség és a Vendvidék hagyományos gyepgazdálkodásának elemei, becsült gyakoriságuk (5: 100-81% alkalmazta/alkalmazza, 4: 80-61%, 3: 60-41 %, 2: 40-21 %, 1: 20-1 %, 0: 0%), a vonatkozó szabályozások és azok hatásai három elkülönített időszakban: ~1960 – 1978 / 1978 – 2004 / 2004 – (forrás: BABAI et al. 2015 alapján szerk.: Szépligeti Mátyás)

| A hagyományos gazdálkodás elemei                    | Gyakoriság | Szabályozások   | Hatás | Következmények  |
|---|------------|---|-------|---|
| A rétek tavaszi tisztítása (gereblyézés, boronálás) | 5/1/0      | Nincs szabályozás/<br>A boronálás tilos   | 0/-   | Hiánya nehezíti a kaszálást.  |
| Ágak legyűjtése                                     | 5/3/2      | Nincs szabályozás/<br>Nincs szabályozás   | 0/0   | –   |
| Hangyabolyok, vakondtúrások elgereblyézése          | 5/1/1      | Nincs szabályozás/<br>Nincs szabályozás   | 0/0   | –   |
| Szénakaszálás                                       | 5/3/4      | Kötelező kaszálás vagy legeltetés/<br>Kötelező kaszálás vagy legeltetés           | +/+   | Mérsékli a gyepek felhagyását.  |
| Első kaszálás időzítése: június első fele           | 5/3/3      | Nincs szabályozás/<br>Egyes célprogramokban június 1. előtt vagy július 15. után. | 0/–   | A túl korai kaszálás nem mindig teljesíthető, ezért nem választják. A késői kaszálásra a széna minősége romlik. |

Az 1. táblázat folytatása

| A hagyományos gazdálkodás elemei   | Gyakoriság | Szabályozások   | Hatás   | Következmények  |
|--|------------|---|---------|---|
| Kézi kaszálás  | 4/1/1      | Nincs szabályozás/<br>Nincs szabályozás   | 0/0     | Ma már szinte senki sem gyakorolja. A kiegészítő kaszálást sem ösztönzi semmilyen támogatás vagy szabályozás.                       |
| Kézi szénabegyűjtés  | 5/3/1      | Nincs szabályozás/<br>Nincs szabályozás   | 0/0     | –   |
| Második kaszálás (sarjúkaszálás)   | 5/2/1      | Nincs szabályozás/<br>Bizonyos célprogramokban kötelező, a nemzeti park egyes helyeken tiltja   | 0/(+ –) | A hagyományos szokás nincs kellően ösztönözve, esetenként tiltott, ezért nem jellemző.  |
| Harmadik kaszálás (fattyúsarjú kaszálása)                                    | 4/1/0      | Nincs szabályozás/<br>Nincs szabályozás, de a nemzeti park nem támogatja  | 0/(–)   | Csak kis léptékben, a természetvédelem nincs jelentős hatással rá.  |
| Parcellarotáció  | 1/1/0      | Nincs szabályozás/<br>Nincs szabályozás   | 0/0     | Hiánya a nagyobb gazdaságokban homogenizálódást okoz.   |
| Egyszeri kaszálás utáni legeltetés (sarjúlegeltetés)                         | 1/1/1      | Nincs szabályozás/<br>Engedélyhez kötött (egyes esetekben tiltott)  | 0/0(–)  | Eltűnőben.  |
| Második kaszálás utáni legeltetés (fattyúsarjú legeltetése)                  | 4/2/1      | Nincs szabályozás/<br>Engedélyhez kötött (egyes esetekben tiltott)  | 0/0(–)  | Eltűnőben.  |
| Hamu kiszórása   | 3/1/1      | Nincs szabályozás/<br>Nincs szabályozás   | 0/0     | Ma már nem is lenne relevanciája.   |
| „Szénapolyva” (szénatároláskor összegyűlt magok) kiszórása                   | 5/2/0      | Nincs szabályozás/<br>Nincs szabályozás   | 0/0     | Mára eltűnt.  |
| Égetés (avareltávolítás, mohás foltok kezelése)                              | 1/2/1      | Engedélyhez kötött/<br>Engedélyhez kötött   | (–)/(–) | A köztudatban az van, hogy tilos, így eltűnőben.  |
| Trágyázás  | 5/3/0      | Szerves trágyázás nincs szabályozva, műtrágya használata 1996-tól engedélyköteles (tkp. tilos)/<br>Szerves és műtrágya kijuttatása egyaránt tilos | (–)/–   | Negatívan hat a hagyományosan kezelt kaszálók hozamára a szerves trágyázás tiltása.   |
| Fajok tudatos visszaszorítása (cserjeirtás)                                  | 5/2/3      | Kötelező/Kötelező   | +/+     | Kötelező a gyepek fenntartása. Támogatás csak a nem cserjésedő kaszálórészekre fizethető ki. Közvetve segíti a gyepek fenntartását. |
| Sásos területek kaszálóká alakítása égetés, legeltetés és vízelvezetés útján | 2/1/1      | Égetés engedélyköt., lecsapolás tilos/<br>Égetés, legeltetés engedélyköt., vízelv. tilos  | –/–     | Ma kicsi a gazdasági jelentősége.   |

| Az 1. táblázat folytatása           |            |               |       |   |
|-------------------------------------|------------|---------------|-------|---|
| A hagyományos gazdálkodás elemei    | Gyakoriság | Szabályozások | Hatás | Következmények                                      |
| Vízvezetés a patakok menti rétekről | 1/0/0      | Tilos/Tilos   | -/-   | Ma alig van gazdasági jelentősége.                  |
| A rétek öntözése a patakok vizéből  | 1/0/0      | Tilos/Tilos   | -/-   | A csapadékos időjárás miatt nincs nagy jelentősége. |

## 5.2. A kaszálás időzítésének és gyakoriságának hatásai a növényzeti jellemzőkre

### 5.2.1. Fajösszetétel

#### Borításbecslésen alapuló felvételezés

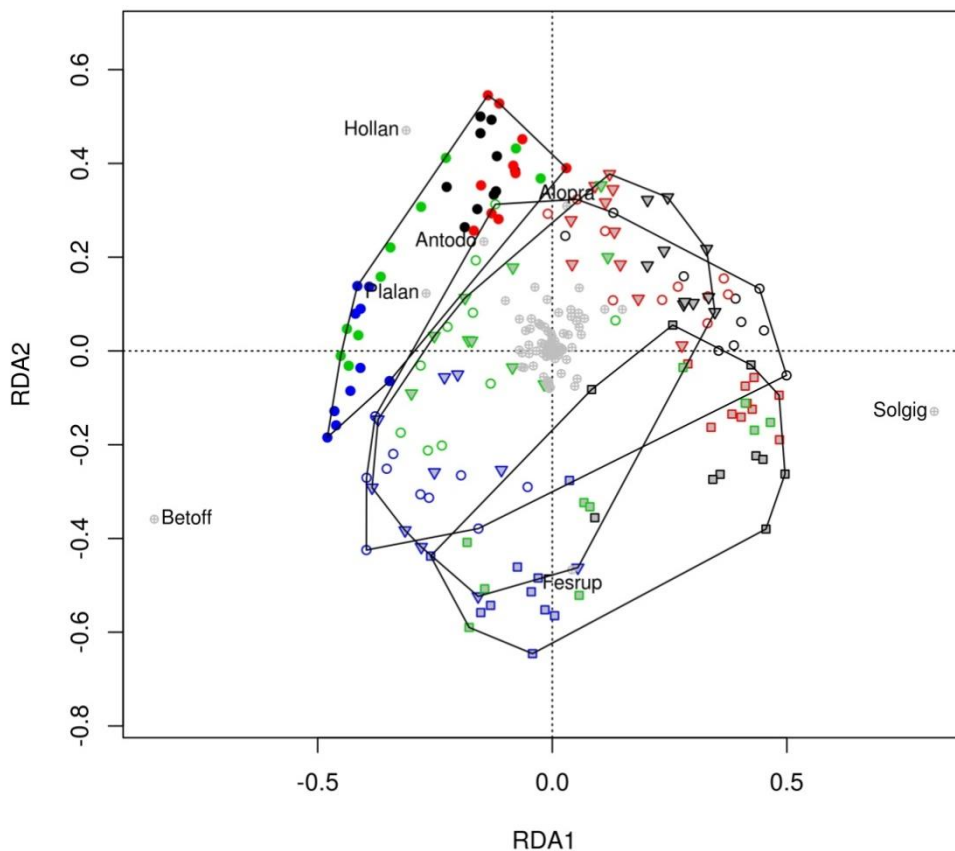
A redundancia analízis eredményei alapján kimutattuk, hogy mind a kezelés, mind a pataktól való távolság jelentősen befolyásolta a fajösszetételt (Pseudo- $F_{4,155}=23.79$ ,  $p<0.001$ ), összességében a teljes variancia 38%-át magyarázva. Az évente kétszer kaszált állomány és a felhagyott terület állnak egymástól összetételüket tekintve legtávolabb, míg az évente egyszer, eltérő időben kaszáltak köztes helyzetet vesznek fel (15. ábra, 9. melléklet). A kétszer kaszált terület fajösszetétele teljesen elválk az egyszer kaszált és a felhagyott területektől, kiemelt fajai az illatos borjúpázsit (*Anthoxanthum odoratum*), orvosi bakfű (*Betonica officinalis*), pelyhes selyemperje (*Holcus lanatus*) és a lándzsás útifű (*Plantago lanceolata*). A magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) a kétszer kaszált terület mintáitól van a legtávolabb az RDA ábrán, jelezve, hogy azokban szinte egyáltalán nem volt megtalálható.

A patakhöz közelebbi minták az RDA ábra mindkét tengelye mentén alacsonyabb értékeket vesznek fel, amiből jól látható jelentős mértékű kompozicionális elkülönülésük (lásd még 10. és 11. mellékletek), tehát a kezelések hatása merőben eltért a nedvesebb és a szárazabb talajviszonyokkal jellemezhető területrészekben. Ennek legszembeütőbb jele, hogy a magas aranyvessző az RDA ábra tengelyei mentén is a nedvesebb területrészekhez közelebb helyezkedik el: a szárazabb talajviszonyok között állománya felszakadozik még a felhagyott mintavételi egységekben is.

Az üdőbb, évente kétszer kaszált mintavételi egységekben előforduló 86 faj közül 20 kifejezetten magasabb értékeket vett fel, mint más kezelési sávokban. Ezek között a legtömegesebb szálfű a pelyhes selyemperje (*Holcus lanatus*), míg az aljfüvek közül az illatos borjúpázsit (*Anthoxanthum odoraum*) jelent meg a legnagyobb számban. Számos, alacsonyabb termetű kétszikű is képes volt elszaporodni, melyek közül a leggyakoribbak a szarvaskerep (*Lotus corniculatus*), lándzsás útifű (*Plantago lanceolata*) és a közönséges gyíkfü (*Prunella vulgaris*), de a vérontófü (*Potentilla erecta*), réti boglárka (*Ranunculus acris*), ördögharaptafü (*Succisa pratensis*) és a réti here (*Trifolium pratense*) szintén meghatározó szerephez jut. Több, általánosan ritka faj is előfordul ezekben a kezelési egységekben, igaz legtöbbször csak néhány egyeddel. Ezzel szemben, 13 faj reagált negatívan az intenzív kaszálásra. A leginkább szembeütő jelenség a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*) alacsony borítása. A magaskórós fajok, mint a réti angyalgöyökér (*Angelica sylvestris*), közönséges lizinka (*Lysimachia vulgaris*), és a vízigényesebb fajok, mint a réti kakukktorma (*Cardamine pratensis*), csomós szittyó (*Juncus conglomeratus*), réti fűzény (*Lathyrus pratensis*), őszi vérfű (*Sanguisorba officinalis*), közönséges nyúlkömény (*Selinum*

*carvifolia*) kevésbé gyakoriak a kétszer kaszált állományokban, mint a kísérleti terület üdébb részének egyéb kezelési típusaiban (kivéve a kezeletlen egységeket).

Az egyszer, május-júniusban kaszált, üdébb mintavételi egységekben a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) uralkodott. Emellett többnyire zavarástűrő fajok értek el jelentősebb borításértékeket, mint az indás ínfű (*Ajuga reptans*), mezei keresztfű (*Cruciata laevipes*), csomós ebír (*Dactylis glomerata*), közönséges galaj (*Galium mollugo*), tejoltó galaj (*Galium verum*), ösztörűs veronika (*Veronica chamaedrys*). Ugyanakkor a réti kakukktorma (*Cardamine pratensis*) az éles sás (*Carex acuta*) és a réti imola (*Centaurea jacea*) szintén itt fordult elő a legnagyobb borítással. Az üdébb területrészt egyszer, korán kaszált parcelláival egyértelmű negatív összefüggést mutatott az orvosi bakfű (*Betonica officinalis*), a taréjos cincor (*Cynosurus cristatus*), a széleslevelű ujjaskosbor (*Dactylorhiza majalis*) és a veres csenkesz (*Festuca rubra*).



15. ábra: A fajösszetétel különbségeit mutató RDA ábra. Teli körök: az évente kétszer kaszált állomány mintái, üres körök: május végén / június elején kaszált állomány mintái, háromszögek: augusztus végén / szeptember elején kaszált állományok mintái, négyzetek: a kezeletlen állomány mintái, szürke körök: az egyes fajok jelei. A szinkódok a mintavételi egységek sorait jelölik az úttól a patak felé haladva: fekete: 1. sor, piros: 2. sor, zöld: 3. sor, kék: 4. sor. A fajnevek rövidítései: Alopra: *Alopecurus pratensis*, Antod: *Anthoxanthum odoratum*, Betoff: *Betonica officinalis*, Fesrup: *Festuca rupicola*, Hollan: *Holcus lanatus*, Plalan: *Plantago lanceolata*, Solgig: *Solidago gigantea*. (Forrás: SZÉPLIGETI et al. 2015a)

Az egyszer, augusztus végén vagy szeptember elején kaszált parcellákban ugyan mindenütt jelen volt a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*), de a tavasszal kaszált és a felhagyott parcellákhoz viszonyítva alacsonyabb borítással. Továbbá a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*) borítása meghaladta az aranyvesszőét. Állandó fajai a muharsás (*Carex panicea*), réti lednek (*Lathyrus pratensis*), őszi vérfű (*Sanguisorba officinalis*) és a közönséges nyúlkömény (*Selinum carvifolia*), de az orvosi bakfű (*Betonica officinalis*),

taréjos cincor (*Cynosurus cristatus*), széleslevelű ujjaskosbor (*Dactylorhiza majalis*), békaszittyó (*Juncus effusus*), sovány perje (*Poa trivialis*) és a magaskórós jellegű növények, mint a réti angyalgyökér (*Angelica sylvestris*), közönséges lizinka (*Lysimachia vulgaris*) is számára is ez a kezelési típus mutatkozott a leginkább megfelelőnek. Nyilvánvaló negatív hatással volt a késői kaszálás a réti imola (*Centaurea jacea*), mezei perjeszittyó (*Luzula campestris*), réti perje (*Poa pratensis*), kúszó boglárka (*Ranunculus repens*) és az ördögharaptafű (*Succisa pratensis*) állományaira.

A felhagyott területrészen – a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) egyértelmű dominanciája mellett – néhány nagyobb versenyképességű (kompetitor) csenkesz faj (veres csenkesz – *Festuca rubra*, barázdált csenkesz – *Festuca rupicola*) és kisebb borítással a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) volt képes elszaporodni. Összesen 14 fajról tudtuk kimutatni, hogy a kaszált parcellákhoz viszonyítva itt vette fel a legalacsonyabb borításértéket. Köztük megtalálhatóak a rendszerint állományalkotó fűvek, mint a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*), pelyhes selyemperje (*Holcus lanatus*); több sásfaj, mint az éles sás (*Carex acuta*), nyúlsás (*C. ovalis*), muharsás (*C. panicea*) de vannak köztük alacsonyabb növekedésű vagy kúszó szárú fajok is, mint a pénzlevelű lizinka (*Lysimachia nummularia*), kúszó boglárka (*Ranunculus repens*), kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*) vagy magaskórós fajok, mint az erdei angyalgyökér (*Angelica sylvestris*).

A patakhöz közeledve általános tendencia a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) kezeléstől független megfogyatkozása. A nagyobb versenyképességű fajok, mint a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*), pelyhes selyemperje (*Holcus lanatus*) és a muharsás (*Carex panicea*) borítása a kezelési módnak megfelelően közel állandó marad, míg a nedvesebb területrészeken mindenütt alárendelt orvosi bakfű (*Betonica officinalis*) szárazabb körülmények között valamennyi kaszált parcellában az első helyre lép a fajok sorában (és még a felhagyott területrészen is jelentős borítást ér el). A szárazabb talajviszonyok a kétszer kaszált sávban váltották ki a legnagyobb hatást: a fajok száma általánosan csökkent, míg a többi sávban csak a vízigényesebb fajok szorultak vissza, egyébiránt a fajszám némileg növekedett.

### **Mikrocönológiai felvételek**

A domináns fajok eloszlása a mikroléptékű felvételekben is jól mutatja a kezelések által előidézett jelentős kompozicionális különbségeket, lényegileg megerősítve a fent leírtakat.

A kaszált sávok mindegyikében a domináns fajok (abszolút gyakoriság  $\geq 25\%$ ) között szerepel a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*) és a réti perje (*Poa pratensis*). Megfigyelhető azonban, hogy az egyszer, májusban kaszált sávban a réti perje alul marad a réti ecsetpázsittal szemben, míg az előbbi gyakorisága csökken, az utóbbié növekszik a másik két kaszált sávhoz viszonyítva. A kezeletlen sávban egyedül a magas aranyvessző dominál.

A legegyszerűsebb fajeloszlás a kétszer kaszált területrészen tapasztalható, ahol a 60-ból 13 faj található meg a mintákban legalább 10%-os gyakorisággal. Legmagasabb értékkel a muharsás (*Carex panicea*) jellemezhető (54%), de tömeges (31%) a pelyhes selyemperje (*Holcus lanatus*) is, míg a minták több mint negyedében a szarvaskerep (*Lotus corniculatus*) és az éles sás (*Carex acuta*) is megtalálható. Differenciális fajai még a réti boglárka, lándzsás útifű (*Plantago lanceolata*), békaszittyó (*Juncus effusus*), nádképű kékperje (*Molinia arundinacea*), illatos borjúpázsit (*Anthoxanthum odoratum*) és a kúszó boglárka (*Ranunculus repens*), melyek más kezelési sávokban nem érik el a 10%-os gyakoriságot.

Az egyszer, május végén vagy június elején kaszált sávban a minták közel negyedében megtalálható a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*), mellette a muharsás (*Carex panicea*) ér el hasonló gyakoriságot. Az éles sás (*Carex acuta*), bár itt is gyakorinak mondható, a másik két kaszált sávhoz viszonyítva visszafogottabb tömegességgel (14%) van jelen. Jellemző, differenciális fajai a mezei keresztű (*Cruciata glabra*) és a tejoltó galaj (*Galium verum*). A

réti kakukktorma (*Cardamine pratensis*) és a réti imola (*Centaurea jacea*) észrevehetően kötődik a korai kaszáláshoz, de felépítésükből adódóan érthető, hogy előbbi a kétszer kaszált állományokban, míg utóbbi az egyszer tavasszal kaszáltban gyakoribb némileg.

Az egyszer, augusztus végén vagy szeptember elején kaszált sávban kiemelkedő az éles sás (*Carex acuta*) gyakorisága (38%), a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) értéke viszont csak alig több mint 9%. Differenciális fajai a magaskórós jellegű közönséges nyúlkömény (*Selinum carvifolia*), közönséges lizinka (*Lysimachia vulgaris*) és az orvosi bakfű (*Betonica officinalis*), de gyakoribb (3%) a réti angyalgökök is (*Angelica sylvestris*), mint más kezelések mellett.

A kezeletlen területrészen a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) mellett a muharsás (*Carex panicea*) a réti perje (*Poa pratensis*) és az éles sás (*Carex acuta*) ér el jelentősebb relatív gyakorisági értékeket (20%, 19% és 13%). Az egyszikű kompetitor fajok mellett gyakoribb kétszikűek a mezei keresztű (*Cruciata laevipes*), a közönséges nyúlkömény (*Selinum carvifolia*) és a réti kakukktorma (*Cardamine pratensis*).

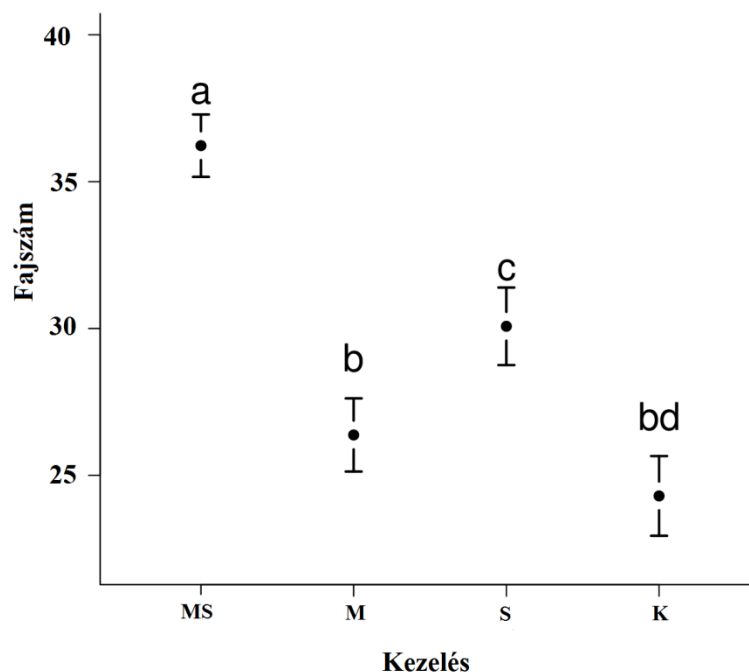
## 5.2.2. Fajsza

### Borításbecslésen alapuló felvételezés

A 160 mintanegyzetben összesen 129 edényes növényfajt jegyeztünk fel. Három kezelési típusban 90 körüli a fajsza, a májusban kaszált sávban azonban csak 79 fajt azonosítottunk.

A mintanegyzetekben mért fajsza értékekre szignifikáns hatással volt a kezelés, mindamellert nem volt tapasztalható térbeli autokorreláció a modell reziduáisaiban. A kétszer kaszált mintavételi egységekben szignifikánsan magasabb volt a fajsza, mint a többi kezelési típusban, továbbá ez az érték szignifikánsan magasabb volt a szeptemberben kaszált egységekben, mint a májusban kaszáltakban és a kezeletlenekben (16. ábra, 5. melléklet).

Ezzel szemben a pataktól való távolság a fajszaot nem befolyásolta szignifikáns mértékben.



16. ábra: Az átlagos fajsza értékek kezelési típusonként ábrázolva. MS – májusban és szeptemberben kaszálva, M – májusban kaszálva, S – szeptemberben kaszálva, K – kezeletlen. A hibasávok a 95 %-os megbízhatósági intervallumot jelzik. A betűjelek a szignifikáns különbségekre utalnak. (Forrás: SZÉPLIGETI et al. 2015a)



## Mikrocönológiai felvételek

A kezelési típusonként elhelyezett 52 m hosszú transzektok fajszámában nincs jelentős különbség (egyszer májusban kaszált 55 faj, egyszer szeptemberben kaszált: 51 faj, felhagyott: 54 faj) csupán a kétszer kaszált sáv emelkedik ki kissé (60 faj). Ha azonban a mikrokvadrátok átlagos fajszámát nézzük, már hangsúlyos különbségek mutatkoznak (2. táblázat). A minták egyszempontos varianciaanalízis (ANOVA) útján való összevetése is magasan szignifikáns eredményt hozott (3. táblázat), megerősítve a borításbecslésen alapuló felvételek által kimutatott megállapítást: legmagasabb fajszámmal a kétszer kaszált minták jellemezhetőek, ezt követi a szeptemberben kaszált állomány, majd a májusban kaszált és végül a felhagyott.

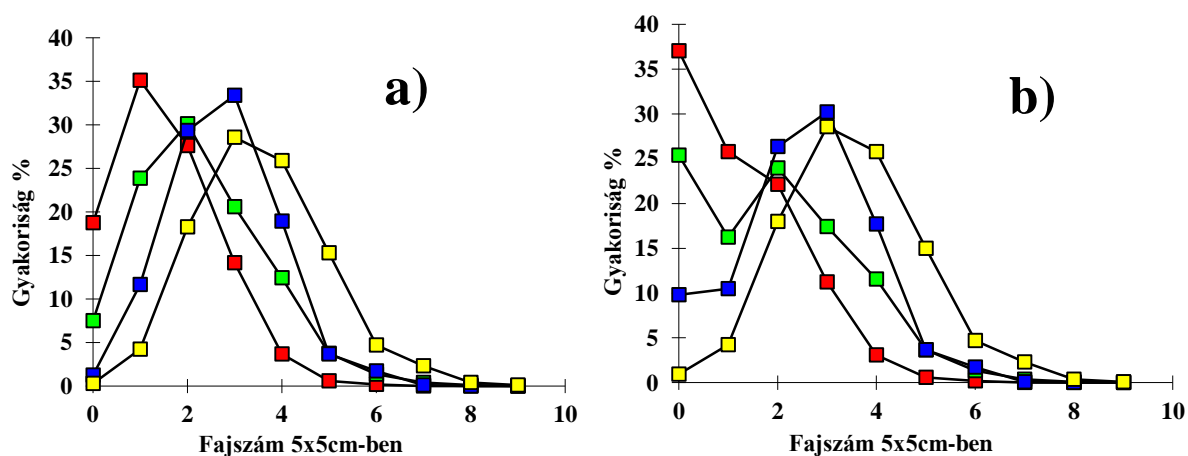
2. táblázat: A mikrokvadrátok átlagos fajszám értékei az egyes kezelési típusok szerinti bontásban, valamennyi észlelt egyed számításba véve és a csiranövényeket figyelmen kívül hagyva. MS – májusban és szeptemberben kaszáva, M – májusban kaszáva, S – szeptemberben kaszáva, K – kezeletlen.

| MS    |             | M     |             | S     |             | K     |             |
|-------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|
| Össz. | Csira nélk. | Össz. | Csira nélk. | Össz. | Csira nélk. | Össz. | Csira nélk. |
| 4,93  | 4,31        | 3,13  | 2,76        | 3,81  | 3,57        | 2,35  | 2,11        |

3. táblázat: A mikrokvadrátok fajszámának egyszempontos varianciaanalízis szerinti elkülönülése az alkalmazott kezelések vonatkozásában.

| Változó | Szabadságfok | Négyzetes összeg | Variancia | F érték | p érték          |
|---------|--------------|------------------|-----------|---------|------------------|
| Fajszám | 3            | 2860,3           | 2,4839791 | 530,4   | < 2.2e-16<br>*** |

Ha a mikrokvadrátok fajszám-eloszlását tekintjük, hasonló képet kapunk. Ez esetben szembevetően azonban az eloszlás egyenletességében mutatkozó különbség is, mely az eloszlásgörbék lefutásából jól látható, és szintén a fent vázolt sorrendet rajzolja ki a kezelési típusok között: a kétszer kaszált állomány adatainak eloszlása közelít leginkább a normális eloszláshoz, ezt követi a szeptemberben kaszált állomány, majd a májusban kaszált és végül a felhagyott állomány, gyakorisági görbéjük csúcspontjában egyre inkább az alacsonyabb fajszám-értékek felé eltolódva (17. ábra: a) jelű része). Ha a mintákból kiszűrjük a magas aranyvesző adatait, a különbségek még inkább szembevetőnek (17. ábra: b) jelű része) és az üresen maradt kvadrátok arányában is még kifejezettebben megmutatkoznak.



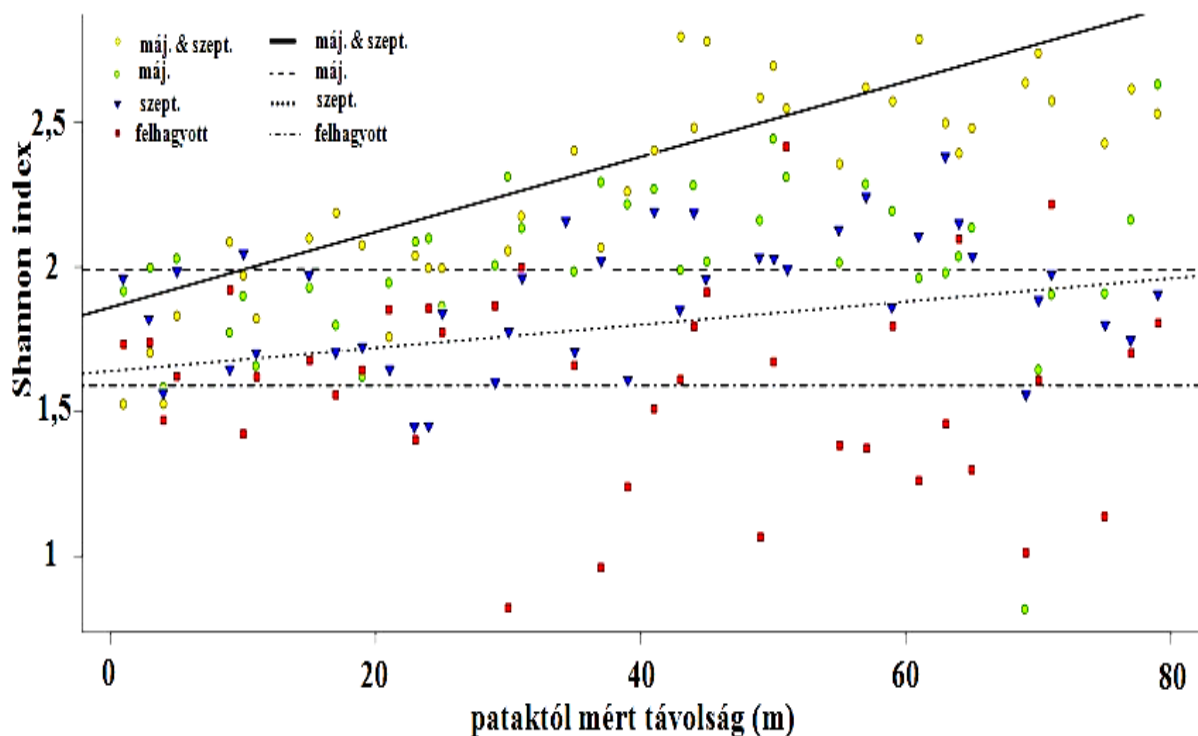
17. ábra: A mikrokvadrátok fajszám-eloszlása kezelési típusok szerinti bontásban teljes fajszámmal (a) és a magas aranyvesző (*Solidago gigantea*) kiszűrésével (b). Színek: sárga szín – májusban és szeptemberben kaszáva, zöld szín – májusban kaszáva, kék szín – szeptemberben kaszáva, piros szín – kezeletlen. (forrás: eredeti)

### 5.2.3. Alfa diverzitás

#### Borításbecslésen alapuló felvételezés

A Shannon diverzitás index elemzését lineáris modell illesztésével végeztük, kiszűrve a modell reziduálisaiból a szignifikáns térbeli autokorrelációt. Megállapítottuk, hogy a kezelés és a pataktól mért távolság kölcsönhatása szignifikáns mértékben befolyásolta a növényi diverzitást (18. ábra, 5. melléklet).

A modell eredményei azt mutatják, hogy a patak közelében csak a kétszer kaszált állományban szignifikánsan magasabb a diverzitás, mint a felhagyott állományban. Ugyanakkor itt a kétszer kaszált mintavételi egység nem különbözik szignifikáns mértékben az egyszer májusban kaszált és az egyszer szeptemberben kaszált állományoktól. A kétszer kaszált sávban a pataktól távolodva szignifikánsan nőtt a diverzitás. A szeptemberben kaszált mintavételi egységekben szintén nőtt a diverzitás a pataktól távolabb haladva, ám szignifikánsan alacsonyabb mértékben, mint a kétszer kaszált állományban. A májusban kaszált és a felhagyott mintavételi egységekben a diverzitás nem változott a pataktól mért távolság függvényében. A májusban kaszált mintavételi egységben a diverzitás a patak közelében még szignifikánsan magasabb, mint a szeptemberben kaszált egységé, majd a pataktól távolodva ez a különbség eltűnik. Azonban a szeptemberben kaszált állomány diverzitása a pataktól távolodva sem különbözik szignifikáns mértékben a felhagyott állománytól (igaz, már annak határán áll, lásd 5. melléklet).



18. ábra: A Shannon diverzitás index és a pataktól való távolság közötti összefüggés kezelések szerinti bontásban. A vonalak a regressziós egyeneseket jelölik. (Forrás: SZÉPLIGETI et al. 2015a)

## Mikrocönológiai felvételek

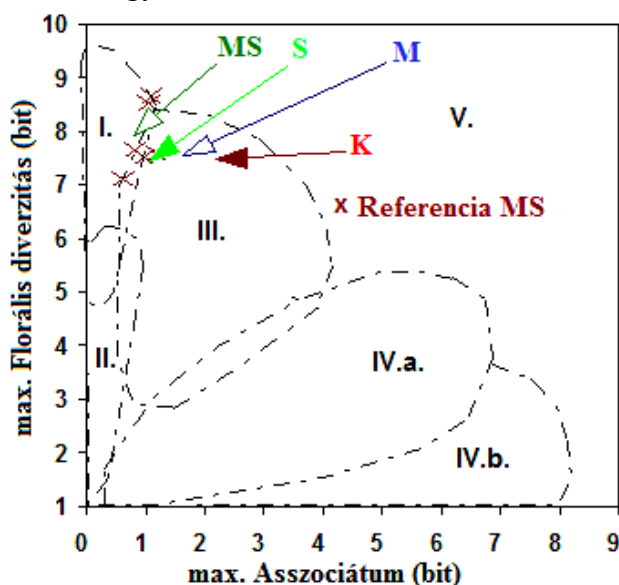
A 8 darab rövid transzekt adataiból számolt Shannon diverzitás értékek átlagai a következőképpen alakultak: májusi és szeptemberi kaszálás (MS): 2,93 (szórás: 0,12); májusi kaszálás (M): 2,56 (szórás: 0,24); szeptemberi kaszálás (S): 2,73 (szórás: 0,12); felhagyott/kezeletlen (K): 2,65 (szórás: 0,32). A lineák diverzitás értékeit kezelésenként egyszempontos varianciaanalízis (ANOVA) útján összevetve ugyan szignifikáns eredményt kaptunk (4. táblázat), de csupán a kétszer kaszált állomány emelkedett ki, és különbözött jelentősen a májusban kaszálttól, a többi kezelési típus elválása már nem volt kimutatható.

4. táblázat: A rövid transzektok Shannon diverzitás indexeinek egyszempontos varianciaelemzés (ANOVA) szerinti elkülönülése.

| Változó            | Szabadságfok | Négyzetes összeg | Variancia | F érték | p érték   |
|--------------------|--------------|------------------|-----------|---------|-----------|
| Shannon diverzitás | 3            | 0,59219          | 0,0613725 | 4,218   | 0,01398 * |

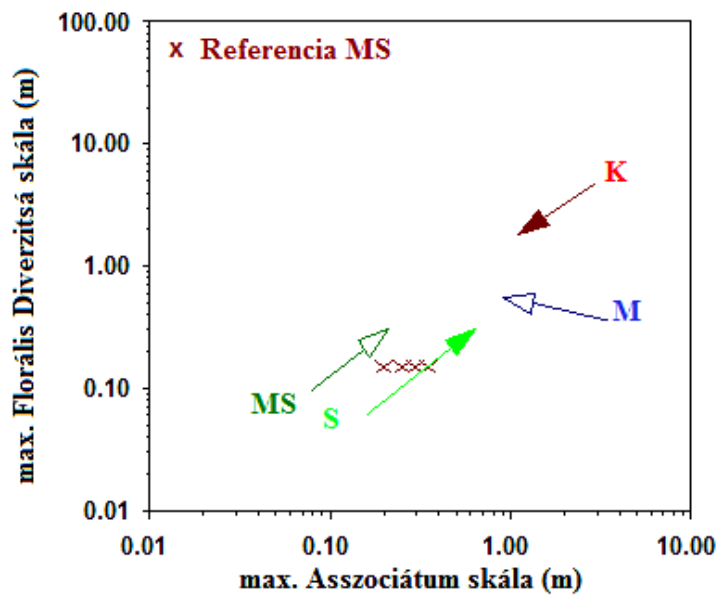
### 5.2.4. A fajkombinációk diverzitása (béta diverzitás) és a térbeli rendezettség

Az 52 m hosszúságú transzektok vonatkozásában a fajkombinációk diverzitását (florális diverzitás) és az állományok hasonlósági struktúráját (tehát, hogy az egyes fajok állomány szinten mennyire hasonló módon keverednek más fajokkal) kifejező asszociátumot együtt, az un. cönológiai állapotterben ábrázoltuk (19. ábra). A leggyakoribb 10 fajjal, csíranövények, mohák és az aranyvessző nélkül számolva a kísérleti terület kétszer kaszált állománya a referenciaterületekkel együtt a szabad térbeli elrendeződést jelentő térrészbe került. A felhagyott állomány a zavarással és kompetícióval jellemezhető térrészbe esik, míg az egyszer kaszált állományok e kettő között helyezkednek el. Megjegyzendő, hogy a szeptemberben kaszált állomány szervezettségi állapota közelebb áll a kétszer kaszált állományéhoz, míg a májusban kaszált inkább a felhagyotthoz közelít.



19. ábra: Az 52 m hosszú transzektok elhelyezkedése a florális diverzitás és az asszociátum maximumainak állapotterében. Jellemző mintázatképző folyamatok: I – élettér felosztás/semleges együttélés, II – kompetitív dominancia, III – zavarás és kompetitív dominancia, IV.a,b – környezeti heterogenitás, V. – nem lehetséges értékek tartománya. MS – májusban és szeptemberben kaszálva, M – májusban kaszálva, S – szeptemberben kaszálva, K – kezeletlen. (forrás: eredeti)

A fajkombinációk diverzitása tekintetében alig mutatkozik különbség az eltérően kezelt mintavételi egységekben felvett tranzsektek között. Csupán a kétszer kaszált egység emelkedik ki kissé a többi közül. Az együttélési módok változatosságát térben skálázva viszont látható, hogy a kísérleti terület kétszer kaszált sávjában (és ehhez hasonlóan a tájban referenciaként kijelölt és jellemzően kétszer kaszált mintákban) tudnak legjobban együtt élni a fajok. Ebben a kezelési típusban a legkisebbek a karakterisztikus areák, tehát az abszolút értékben közel azonos diverzitás már kisebb térléptéknél megvalósul, míg a többi sávban foltosabb a vegetáció szerkezete (20. ábra). A térbeli rendezettség (azaz a fajok törvényszerű, a véletlentől eltérő kombinálódása) a felhagyott állományban a legnagyobb, az egyszer kaszált állományok itt is köztes értékeket vesznek fel, de különbségük skála szempontjából elhanyagolható.



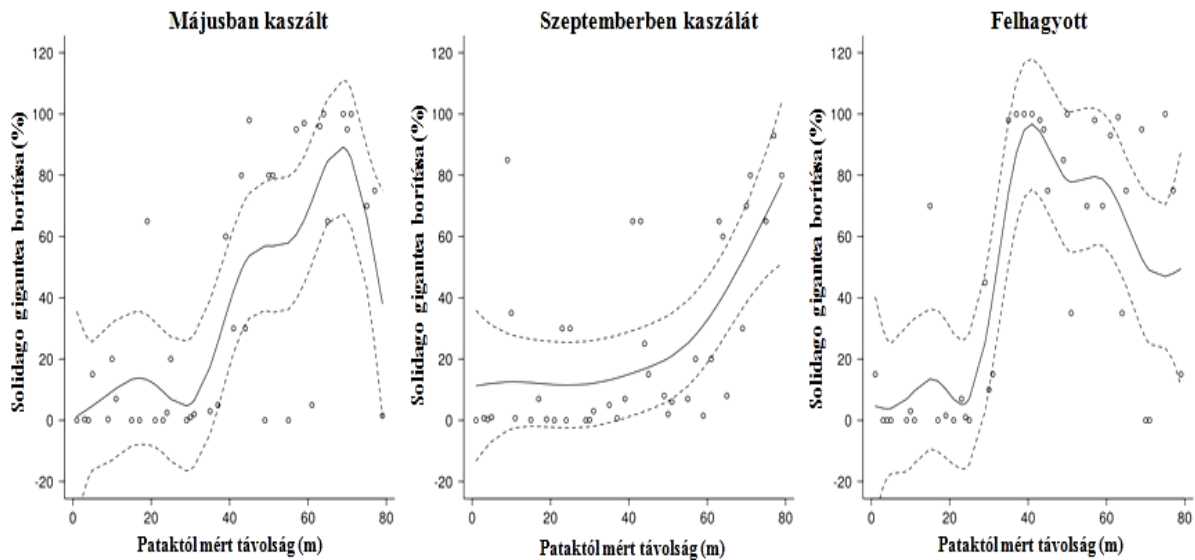
20. ábra: Az 52 m hosszú tranzsektek elhelyezkedése a florális diverzitás és az asszociátum térbeli skáláján. MS – májusban és szeptemberben kaszáltva, M – májusban kaszáltva, S – szeptemberben kaszáltva, K – kezeletlen. (forrás: eredeti)

### 5.2.5. A magas aranyvessző viselkedése

#### Borításbecslésen alapuló felvételezés

A magas aranyvessző borítására az általános additív modell (GAM) mutatta a legjobb illeszkedést. A kétszer kaszált mintavételi egységekben közel nulla volt az aranyvessző borítása, míg a szeptemberben kaszált egységekben szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a májusban kaszált és a felhagyott területrészeken. A májusban kaszált és a felhagyott mintavételi egységek között az aranyvessző borítás vonatkozásában nem volt tapasztalható szignifikáns különbség. Mivel a kétszer kaszált állományok értékei függetlenek voltak a pataktól való távolságtól, azokat a homogenitás feltételének teljesülése érdekében a végső GAM modellből elhagytuk. A másik három kezelési típusban az aranyvessző borítása szignifikánsan eltérő, nemlineáris módon növekedett a pataktól való távolság függvényében (21. ábra). Erősen szignifikáns negatív összefüggést találtunk az aranyvessző átlagos magassága és a fajszám között ( $r = -0,68$ ;  $p \ll 0,001$ ), valamint ugyanez igaz a Shannon diverzitás esetében is ( $r = -0,58$ ;  $p \ll 0,001$ ). Ezekbe a tesztekbe csak azokat a kvadrátokat vettük bele, melyekben az aranyvessző jelen volt. Amennyiben valamennyi mintanégyzetet belevettük az elemzésbe, az összefüggés némileg gyengébbnek mutatkozott (fajszám

tekintetében:  $r = -0,40$ ;  $p \ll 0,001$ ; Shannon diverzitás tekintetében:  $r = -0,36$ ;  $p \ll 0,001$ ), ám még így is magasan szignifikáns volt.



21. ábra: A magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) borításának alakulása a pataktól mért távolság viszonylatában: a becsült „simított görbék” és a pontonkénti 95%-os konfidencia szintet jelző sávok a három érintett kezelés vonatkozásában. A kétszer kaszált állományokban az aranyvessző borítása mindenütt közel 0. (forrás: SZÉPLIGETI et al. 2015a)

### Mikrocönológiai felvételek

A magas aranyvessző gyakorisága (frekvenciája) az egyes kezelési típusonként jelentős különbségeket mutatott a mikrocönológiai felvételekben, ahogy azt már az 5.2.1.-es és 5.2.2.-es fejezetekben is utaltunk. Ezek a különbségek a hosszú transzektékből vett 5 m-es, rövidebb minták (rövid lineák:  $n=100$ ) vonatkozásában is megmutatkoznak (5. és 6. táblázat): míg az évente kétszer kaszált állományokban az aranyvessző gyakorisága a kísérleti területen és a referencia területeken is 1% alatt maradt, addig az évente csak egyszer kaszált és a felhagyott állományban meghaladta a 20 %-ot. A szeptemberben kaszált területen az aranyvessző gyakorisága köztes értéket vett fel. A 6 állomány adatait tekintve, a fajszám, az egyenletesség és a Shannon diverzitás átlagának vonatkozásában egyaránt szignifikáns eltéréseket tapasztaltunk (5. táblázat).

5. táblázat: A magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) által eltérő mértékben fertőzött állományok egyszempontos varianciaanalízis szerinti elkülönülése az aranyvessző frekvenciája, a fajszám, egyenletesség és Shannon diverzitás vonatkozásában. (forrás: KUN et al. 2014 alapján szerk. Szépligeti Máttyás)

| Változó                    | Szabadságfok | Négyzetes összeg | Variancia | F érték | p érték       |
|----------------------------|--------------|------------------|-----------|---------|---------------|
| <i>Solidago</i> gyakoriság | 5            | 4 478,40         | 895,67    | 14,3    | 3,522e-08 *** |
| Fajszám                    | 5            | 2808,2           | 561,63    | 30,65   | 5,4e-13 ***   |
| Egyenletesség              | 5            | 0,04             | 0         | 14,77   | 2,327e-08 *** |
| Shannon diverzitás         | 5            | 8,55             | 1,71      | 27,86   | 2,494e-12 *** |

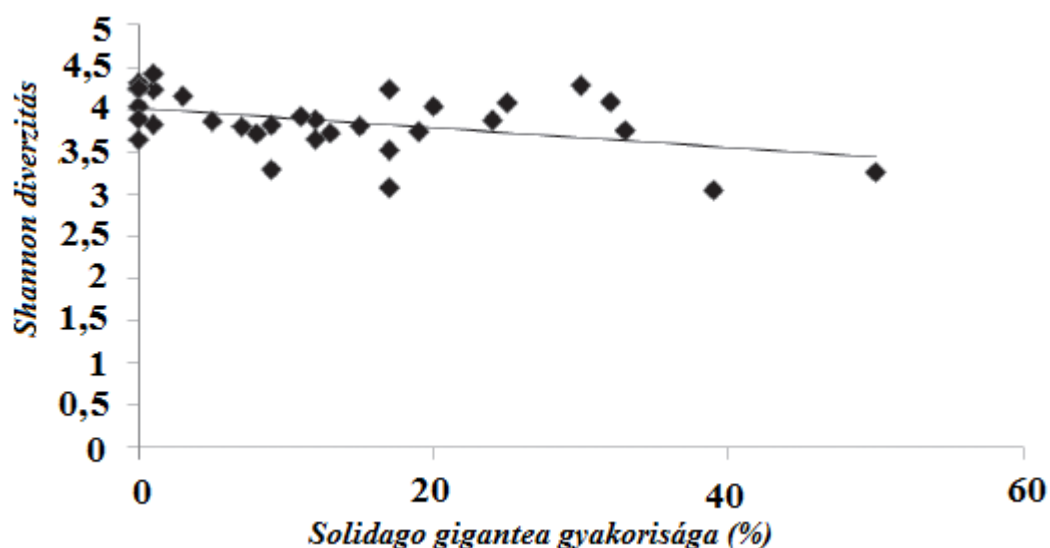
A lineák állományonkénti átlagos cönológiai hasonlósága is jelentős különbségeket mutatott, melyben az egyszer májusban kaszált és a kezeletlen állomány értékei váltak le látványos módon a többi mintáétól (6. táblázat). A referencia területek és a legnagyobb

aranyvessző borítással jellemezhető, kezeletlen állomány adatai között a Sørensen index alkalmazásával 18 %-os, míg a Bray-Curtis index esetében 30-35 %-os eltérést találtunk.

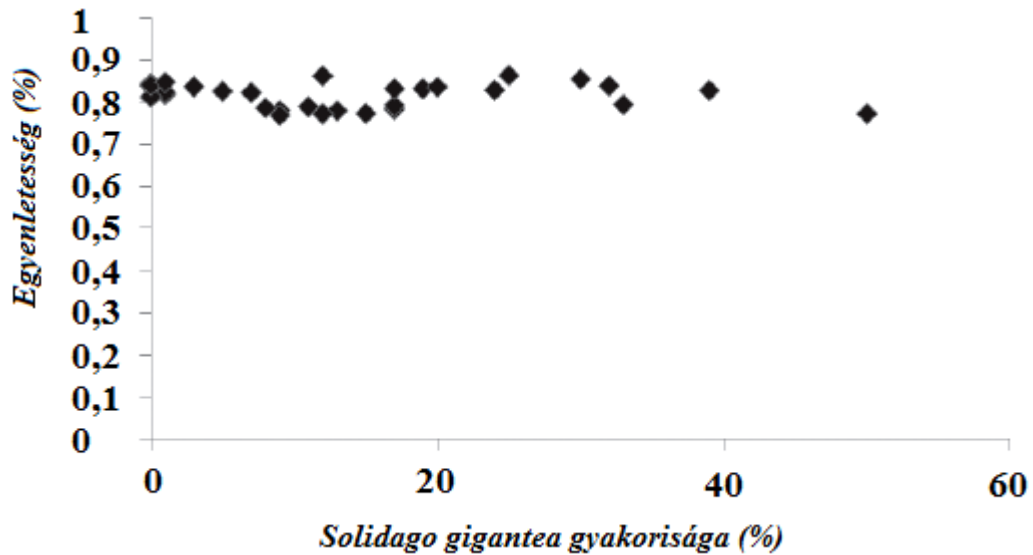
6. táblázat: A magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) átlagos gyakorisága és a cönológiai hasonlóságot jelző indexek az állományonként 8 db, 5 m hosszú mikrocönológiai transzekt adatai alapján. (forrás: KUN et al. 2014 alapján szerk.: Szépligeti Máttyás)

| Változó  | Referencia<br>1. 2x kaszált | Referencia<br>2. 2x<br>kaszált | Kísérleti<br>terület<br>2x kaszált | Kísérleti<br>terület<br>1x kaszált<br>(szeptember) | Kísérleti<br>terület<br>1x kaszált<br>(május) | Kísérleti<br>terület<br>kaszálás<br>nélkül |
|--|-----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|--|---|--|
| <i>Solidago</i> gyakoriság (%)                 | 0,0                         | 0,13                           | 0,63                               | 9,5  | 21,0  | 22,6                                       |
| Átlagos hasonlóság %<br>(Bray-Curtis index)    | 70,5                        | 64,4                           | 67,7                               | 66,9   | 57,1  | 44,1                                       |
| Átlagos hasonlóság %<br>(Sørensen index index) | 78,5                        | 79,0                           | 76,6                               | 79,3   | 66,0  | 64,2                                       |

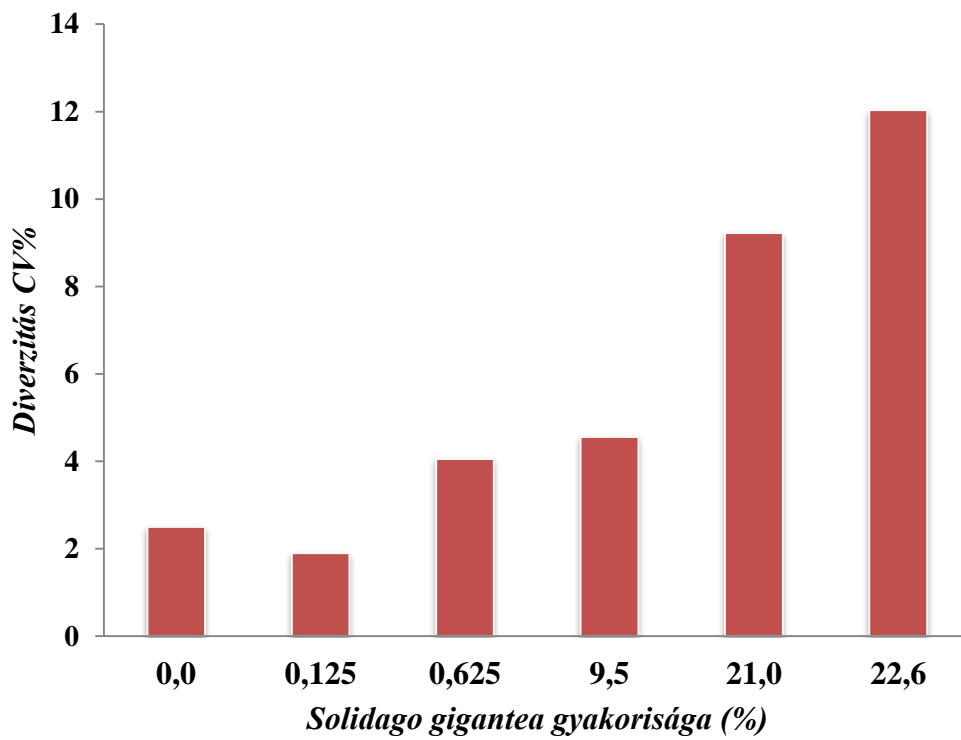
A magas aranyvessző mintákban mért gyakorisága negatív hatással volt a diverzitásra, ( $R = -0,4251$ ,  $p = 0,0092$ ), mindamelllett a vonatkozó determinációs együttható értéke (0,1807) csak gyenge összefüggést jelez (22. ábra). Az 5 m hosszú mintákban számított egyenletesség és a magas aranyvessző gyakorisága között nem volt kimutatható szignifikáns összefüggés (23. ábra). Ugyanakkor a diverzitás és az egyenletesség állományon belüli ingadozására utaló variációs koefficiens (CV%) értéke jelentős mértékben nőtt a magas aranyvessző gyakoriságának emelkedésével (24. és 25. ábra).



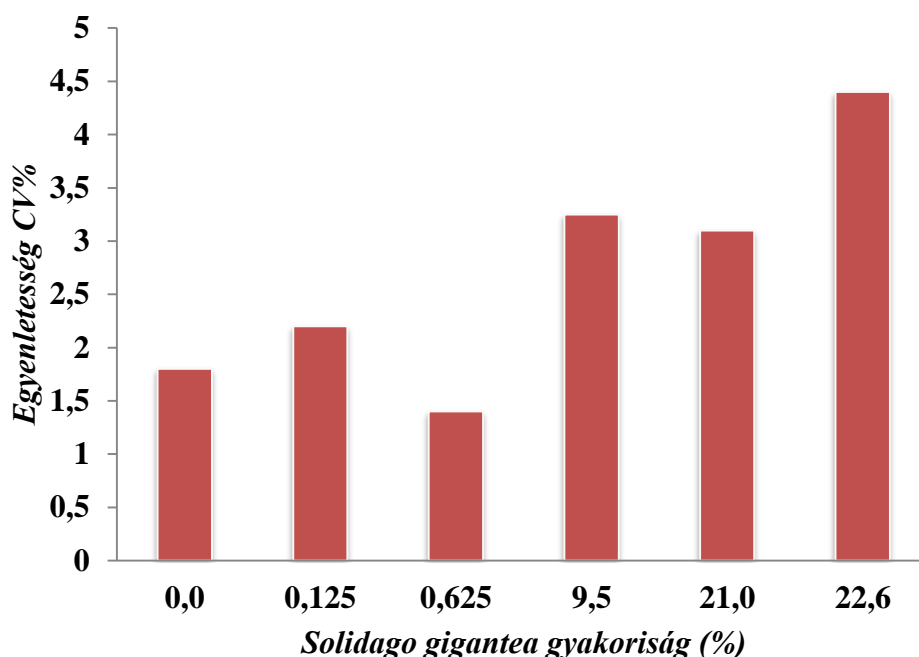
22. ábra: A magas aranyvessző gyakorisága és a Shannon diverzitás index összefüggése az állományonként 8 db mikrocönológiai transzekt adatai alapján. (forrás: KUN et al. 2014 alapján szerk.: Szépligeti Máttyás)



23. ábra: Az egyenletesség változása a magas aranyvessző gyakoriságának függvényében az állományonként 8 db mikrocönológiai transzekt adatai alapján. Az összefüggés nem szignifikáns. (A pontok mindegyike egy-egy transzекtre vonatkozatható.) (forrás: KUN et al. 2014 alapján szerk.: Szépligeti Mátvás)



24. ábra: A Shannon diverzitás index ingadozását jelző variációs koefficiens (CV%) értékei a magas aranyvessző (Solidago gigantea) átlagos gyakoriságának függvényében, az állományonként 8 db mikrocönológiai transzekt adataiból számolva. (forrás: KUN et al. 2014 alapján szerk.: Szépligeti Mátvás)



25. ábra: Az egyenletesség ingadozását jelző variációs koefficiens (CV%) értékei a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) átlagos gyakoriságának függvényében, az állományonként 8 db mikrocönológiai transzekt adataiból számolva. (forrás: KUN et al. 2014 alapján szerk.: Szépligeti Mátyás)

## 5.2.6. Védett fajok

### Borításbecslésen alapuló felvételezés

A széleslevelű ujjaskosbor (*Dactylorhiza majalis*) a kétszer kaszált és a szeptemberben kaszált sávokban szignifikánsan gyakoribbnak mutatkozott összevetve a májusban kaszált és felhagyott sávokkal (5. melléklet). A pataktól távolodva értékei szignifikánsan nőttek, továbbá térbeli eloszlását jellemzi, hogy a pataktól mért 25 méteres távolságon belül egyáltalán nem fordult elő.

A közönséges kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*) gyakorisága szignifikánsan nagyobb volt a kétszer kaszált és a szeptemberben kaszált állományokban, mint a felhagyott sávban (5. melléklet). A pataktól való távolság e faj tekintetében nem volt szignifikáns hatással.

### Mikrocönológiai felvételek

A védett széleslevelű ujjaskosbor (*Dactylorhiza majalis*) bár nagyon kis számban került a mintákba, érzékelhető preferenciát mutat a szeptemberben kaszált, de még inkább a kétszer kaszált területrészt irányába.

A szintén védett közönséges kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*) az egyszer, májusban kaszált sávban némileg gyakoribb (3%), mint a felhagyott (~1%) és a másik két kaszált sávban (<1%).

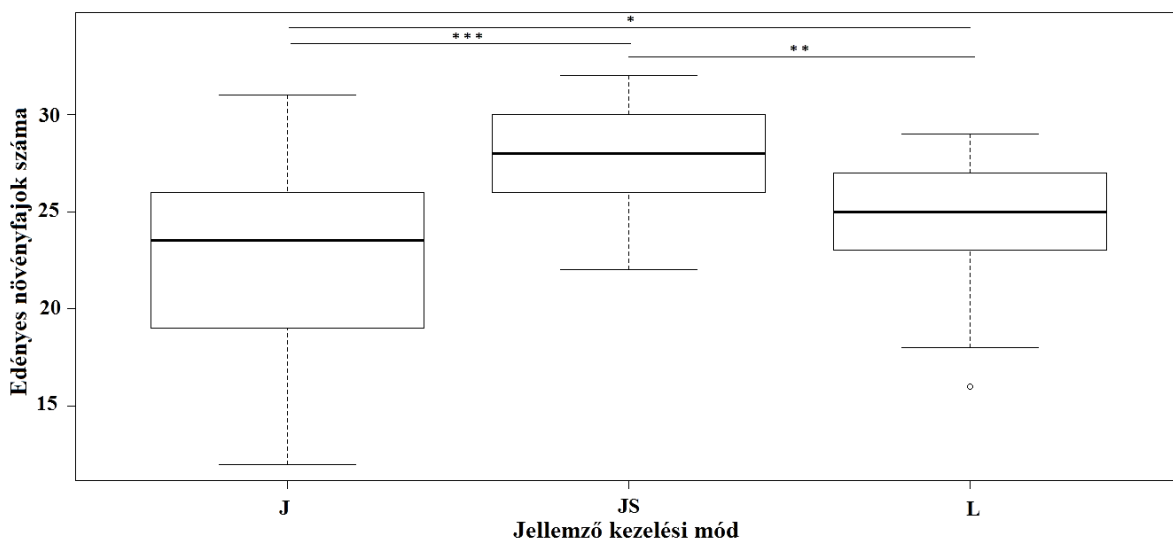


### 5.3. A kezelések táji léptékű tesztelésének eredményei

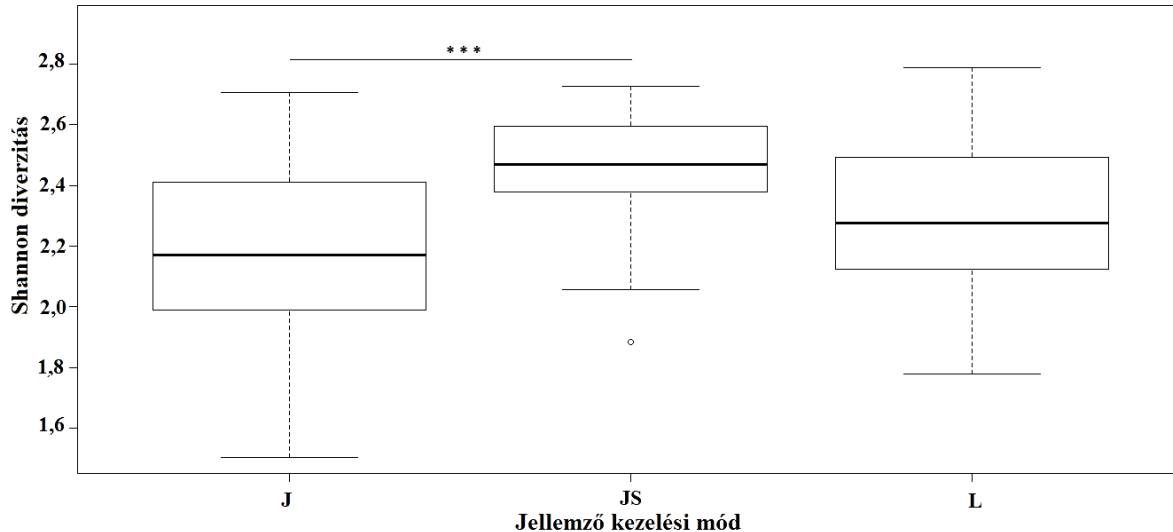
Annak a kérdésnek a megválaszolására, hogy vajon mennyiben terjeszthetők ki a kísérleti területek adatai alapján megfogalmazott következtetések, a nemzeti park több régiójában mintavételi területeket jelöltünk ki a legjellemzőbb kaszálási formák és a legeltetés hatásának összevetésére. A vizsgálat során magasan szignifikáns különbségeket találtunk a kezelések között valamennyi változó vonatkozásában (7. táblázat). Kijelenthető, hogy a táji szintű tesztelés eredményei megerősítik a kísérleti területeken tapasztaltakat: a jellemzően évi egyszer, júniusban kaszált területek fajszám és Shannon diverzitás tekintetében szignifikánsan alacsonyabb értékeket mutatnak, mint a jellemzően kétszer kaszált állományok. A magas aranyvessző borítás- és magasságkülönbség-értékei szintén a kísérleti területeken tapasztaltaknak megfelelően alakultak: a kétszer kaszált területeken szignifikánsan alacsonyabb borítás és magasságértékek voltak tapasztalhatóak. A legeltetéssel összevetve a kétszeri kaszálás fajszám tekintetében ugyan szignifikánsan magasabb értéket eredményezett, azonban a Shannon diverzitás vonatkozásában a minták adatainak különbsége már nem volt szignifikáns (lásd 26. és 27. ábrák). A legeltetett területek fajszáma szignifikánsan magasabb volt, mint az egyszer kaszált területeké. Az aranyvessző borítása a legeltetett területeken mindenütt jelentéktelen volt.

7. táblázat: A táji léptékű felvételek egyszempontos varianciaanalízis szerinti elkülönülése három kezelési típus vonatkozásában: jellemzően egyszeri, júniusi kaszálás, jellemzően évi kétszeri kaszálás, legeltetés.

| Változó            | Szabadságfok | Négyzetes összeg | Variancia | F érték | p érték       |
|--------------------|--------------|------------------|-----------|---------|---------------|
| Fajszám            | 2            | 549,24           | 18,56     | 20,07   | 4,155e-08 *** |
| Shannon diverzitás | 2            | 1,3              | 0,07      | 10,79   | 5,462e-05 *** |
| Solidago borítás   | 2            | 4972,8           | 221,06    | 13,98   | 4,154e-06 *** |
| Solidago magasság  | 2            | 9513             | 341,02    | 18,51   | 1.297e-07 *** |



26. ábra: A kezelési típusonként 6 helyszínen végzett, borításbecslésen alapuló felvételek fajszám adatainak egyszempontos varianciaanalízis szerinti elkülönülése. JSZ – június és szeptember folyamán kaszált területek; J – egyszer, júniusban kaszált területek; L – legelő. (forrás: eredeti)



27. ábra: A kezelési típusonként 6 helyszínen végzett, borításbecslésen alapuló felvételek Shannon diverzitás adatainak egyszempontos varianciaanalízis szerinti elkülönülése. JSZ – június és szeptember folyamán kaszált területek; J – egyszer, júniusban kaszált területek; L – legelők. (forrás: eredeti)

## 5.4. Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság kezelésében álló gyepterületek állapotleírása

A felmérés során 108 db, az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság vagyonkezelésében levő és az Őrségi Nemzeti Park országos jelentőségű természetvédelmi területen belül elhelyezkedő, gyepeként művelt területről gyűjtöttünk adatokat, ezáltal a területek 81,5 %-át tudtuk lefedni (12. melléklet). A kimaradt helyszínek főként a Rába-menti térségben (Csörötnek, Daraboshegy, Hegyhátszentmárton, Ivánc) található. További néhány kisebb terület felmérése elmaradt Alsószölnök és Szentgotthárd határában, melyek azonban jelenleg már jórészt erdősült állapotban vannak. A főbb jellemzőket és az azokra adott pontértékeket a 13. melléklet tartalmazza.

Az eredményekből megállapítható, hogy az avarosodás gyakori jelenség a térségben: az erre a változóra adott pontszámok átlagos értéke -0,2, ami azt mutatja, hogy közel egyenlő arányban fordultak elő olyan területek, melyeken a felmérők problémaként érzékelték az avarosodást, és ahol ezt elhanyagolható mértékűnek ítélték. Mindez összefüggésbe hozható a túl alacsony hasznosítási intenzitással, melyet – veszélyeztető tényezőként – a területek mintegy 40 %-áról jeleztek a felmérők. Egyéb területeken (magassásos állományokban, egyes özönnövényekkel kevésbé fertőzött, a kaszálást csak kevésbé toleráló védett fajokkal jellemezhető lápréteken) ez nem okoz feltétlenül problémát.

Megfigyelhető, hogy zavarásjelző fajok nagyobb számban a legelőkön, a szántóból alakított üdőbb gyepeken és a felhagyott területeken fordulnak elő. Régiókra bontva a gyomosabb területek nagyobb aránya a „központi” Őrségben jellemző, míg a Vendvidéken a gyomosodás elhanyagolható mértékű, és elsősorban a cserjeirtással érintett területekre korlátozódik.

A felmért gyepterületeken a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) összesített, átlagos borítása 20 %. Régiók szerinti bontásban tekintve a Belső-Őrségben ez 24,8% a „központi” Őrségben 24,1%, míg a Vendvidéken mindössze 8%. Súlyosnak tekinthető, 40% feletti átlagborítás elsősorban a hosszú ideig kezeletlen, illetve a cserjeirtást követően regenerálódó területeken jellemző. Néhány helyszínen viszont ez egyértelműen a túlzottan alacsony

kezelési intenzitás és/vagy a rossz kezelési időzítéssel hozható összefüggésbe, úgy mint Apátistvánfalván, a Templomdomb alatti, fokozottan védett réteken; a kercaszomori polgármesteri hivataltól délre eső réteken, valamint Óriszentpéteren, a Paradicsom elnevezésű területen. Sajnos általánosan jellemző, hogy a korábban „helyreállított”, cserjéktől, fáktól mentesített területeken nem kellően intenzív a kezelés, ezáltal az aranyvessző továbbra is nagy borítással van jelen. Figyelemre méltó, hogy a legeltetéssel kezelt állományokban mindenütt alacsony az aranyvessző borítása, melynek átlagértéke 5 %-ra tehető.

Egyéb veszélyeztető tényezők közül vaddisznó-túrás a területek 13%-án jegyeztük fel, ám a károsítás kiterjedése sehol sem haladta meg az 5%-ot. Túlhasználat veszélyét a legelőkről (Padka, Zoltai lap, Szalafő: Bánföld) jelezték a felmérők. Míg a gépjármű áthajtás csupán három esetben jelent meg veszélyeztető tényezőként, a vízhiány a gyepek közel egynegyedénél (24%) jelent problémát.

A területek jó részének esetében jelentős probléma a kedvezőtlen táji környezet: erdő- és szántóterületek, gyomos vagy közepes állapotú gyepek mellett kevés terület határos a fajkészlet regenerálódásához megfelelő feltételeket biztosító, hasonló típusú gyepekkel. A három térség közül e tekintetben a legintenzívebben használt „központi” Órség van a legrosszabb helyzetben, míg a Belső-Órségben és a Vendvidéken valamivel jobban megmaradtak a rétek közötti összeköttetések, illetve kisebb a felmért rétekkel határos, gyomos területek és szántók aránya.

A szórványos cserjésedés szinte mindenütt jelen van – ez a térség klimatikus és tájszerkezeti adottságai mellett természetesnek tekinthető – de komoly veszélyeztető tényezőként mindössze a területek 11%-án jegyeztük fel.

A vérfű hangyaboglárka és a sötétaljú hangyaboglárka tápnövényeként ismert őszi vérfű (*Sanguisorba officinalis*) a felmért területek több mint felén legalább szórványos előfordulással jelen volt, az ilyen területek aránya a Belső-Órségben volt a legmagasabb (67%), míg a „központi” Órségben és a Vendvidéken ez az érték kevéssel 50% alatt maradt.

A vizsgált területek 80%-án legalább egy védett növényfaj előfordult. Leggyakoribb ezek közül a réti szegfű (*Dianthus deltoides*), mely a leromlott állapotú területeken is sokfelé megtalálható, a mezofil réteken általánosan elterjedt. Orchideák közül a széleslevelű ujjaskosbor (*Dactylorhiza majalis*), a kétlevelű sarkvirág (*Platanthera bifolia*) és az agárkosbor (*Orchis morio*) állományai minden térségben jelentősek, te több helyről előkerült a sömörös kosbor (*Orchis ustulata*) is. Gyakori még a kígyógyökerű keserűfű (*Polygonum bistorta*) és kisebb-nagyobb foltokban szinte mindenütt feltűnnek a bántási sás (*Carex buekii*) állományai. A Vendvidék láp- és mocsárrétegein a csermelyaszat (*Cirsium rivulare*) a leggyakoribb védett faj, mely a Belső-Órségből és a „központi” Órségből viszont szinte teljesen hiányzik. Jellemző még a kenyérbél cickafark (*Achillea ptarmica*), a fehér zászpa (*Veratrum album*) és a mocsári kocsord (*Peucedanum palustre*). A fokozottan védett sárga sásliliom (*Hemerocallis lilio-asphodelus*) és a szibériai nőszirmom még szórványosan sokfelé előfordul, igaz letörpült egyedeik több helyen a vízhiányra hívják fel a figyelmet. A kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*) szintén gyakran mondható, bár a felmérés idején még csak vegetatív állapotban van, ezért a legtöbb esetben nem került elő.

A védett növények állományaira és az aranyvessző borítására adott pontszámok alapján a kezelés tervezésének és végrehajtásának vonatkozásában prioritási szinteket jelöltünk ki az alábbiak szerint:

## 1. szint

A védett növények tekintetében 10 feletti értékszámot kapott területek kiemelkedően értékes, „forrópontnak” tekinthető területek, melyek kezelése mintaszerűen és különös odafigyelés mellett kell hogy történjen.

E mindössze 8 terület közé a következő gyepeket soroltuk:

- Felsőjánosfai rétek
- Gödörházi láprét (Magyarszombatfa)
- Hosszú-rét (Kétvölgy, Szakonyfalu)
- Rakottás-völgy (Ispánk)
- Sárgaliliomos rét (Velemér)
- Templom-domb alatti rétek (Apátistvánfalva)
- Szócei láprétek
- Zalalövői rétek

## **2. szint**

Az erőforrások elosztásánál a következő prioritási szintet az adott területek magas aranyvesszővel való fertőzöttsége, valamint táji környezete és fajkészlete határozza meg. A 40% és 70% közötti tartományban fertőzött, de még viszonylag jó fajkészletű területek erősen veszélyeztetettek, alulhasználtak, de néhány éven keresztül, szigorú technológiai fegyelem mellett végzett kétszeri kaszálással, az esetlegesen szükséges bűvósávok pontos kijelölése mellett még jó állapotba hozhatóak.

E csoportba összesen 14 gyepterületet soroltunk:

- Alszeri rétek (Őriszentpéter)
- Bajánsenyei Nagy-rét
- Csikó-völgyi patak mente (Őriszentpéter)
- Gödörházi szőlőhegy (Magyarszombatfa)
- Kercaszomori polgármesteri hivataltól délre eső gyepterületek
- Kis Métnék
- Szentjakabi rétek (Hegyhátszentjakab)
- Magyarszombatfa 0254/1 (Gödörházi láprét mellett)
- Magyarszombatfa 073/21-22 (Sali-völgy mellett)
- Pankaszi rétek
- Paradicsom (Őriszentpéter)
- Sali-völgy (Magyarszombatfa)
- Sósi-dűlő (Szatta)
- Velemér 080/4 és 078/9

## **3. szint**

Valamennyi további gyepterület a 3. szintbe sorolható, kivétel azok a területek, melyek teljesen leromlott állapotúak (4. szint)

## **4. szint**

E csoportba azok a területek sorolhatóak, melyek gyenge fajkészletűek, és kis kiterjedésük, kedvezőtlen táji környezetük miatt erdővé alakulásuk természetvédelmi szempontból előnyösebb volna.

Ezek az alábbiak:

- Őriszentpéter 0136/1-2
- Őriszentpéter 0140/3-4
- Hosszú dűlő 1. 2. (Pankasz)
- Hidegkútvölgyi rét (Pankasz)
- Magyarszombatfa 0277/4b
- Nagyrákos 040/21
- Nagyrákos 061/14
- Zsibb-erdei rét (Szatta)

## 5. Értékelés

### 5.1. A hagyományos gyepgazdálkodási gyakorlat helyzete és alkalmazási lehetőségei a természetvédelmi kezelésben

Vizsgálataink során a hagyományos gyepgazdálkodási elemek széles körét tártuk fel, melyek alkalmazása mára azonban jelentős mértékben megfogyatkozott. A kisüzemi mezőgazdasági művelésből nehéz a mai kornak megfelelő megélhetést biztosítani, ezért a legtöbb kisgazdálkodó felhagyott a termeléssel, vagy átszervezte, modernizálta gazdaságát, mely a gépi munkavégzés általánossá válása mellett a hagyományos gazdálkodási gyakorlat visszaszorulásához vezetett. Ugyanakkor a kisparaszti gyepművelés elemeinek egy része még ma is fellelhető, és többségükre közvetlenül vagy közvetve hatással vannak a természetvédelmi szabályozás eszközei, melyek a Natura 2000 hálózatra vonatkozó rendelkezések kihirdetését és az ahhoz kapcsolódó támogatások megjelenését követően erősödtek fel.

A jelenlegi szabályozás csupán a gyep fenntartásához alapvetően szükséges tevékenységekre gyakorol közvetlenül pozitív hatást: évi egyszeri hasznosítás előírása és támogatása, illetve a cserjésedés, erdősödés megakadályozásának kötelezettsége révén. Ugyanakkor a kifejezetten tiltott gazdálkodási elemek köre is csekély, ezek a trágyázás, gyepszellőztetés, vízelvezetés és az öntözés. A hagyományos gyepgazdálkodási elemek többsége tehát a kisüzemi gazdálkodás általános visszaszorulásával együtt ment ki a gyakorlatból; ezért fenntartásuk és egyes elemek újbóli elterjedése a családi gazdaságok kialakításának és működtetésének támogatása útján lehetséges. Ez a támogatás azonban nem csak pénzeszközök révén valósulhat meg, hanem egyes elemek alkalmazásának engedélyezésén (tiltásának feloldásán) keresztül is részben elérhető lenne. A természetkímélő gyepgazdálkodást nem csak egyes parcellák szintjén, hanem a gazdaságok szintjén, illetve táji szinten is kell tudnunk látni és értelmezni (vö. TSCHARNTKE et al. 2005, KLEJIN et al. 2009, LIU et al. 2014). Ahhoz, hogy a jó természetességű réteket fenntartó gazdálkodás életképes lehessen, a gazdálkodók egyéni igényeit is figyelembe kell venni, és egyes nem túl értékes területeken engedhető a szervestrágyázás, a fogasolás, esetenként a vízelvezetés is. Ezért cserébe elvárható a jobb állapotú területek szigorúbb természetvédelmi előírások szerinti, aprólékos, olykor önmagában nem kifizetődő kezelése.

Célzott ösztönzésre érdemes, és a nemzeti park igazgatóság saját vagyongazdálkodási tevékenységében is előtérbe helyezendő hagyományos gazdálkodási elemek a következők: kisép kaszálás, másodszeri kaszálás (sarjúkaszálás), egyszeri kaszálást követő legeltetés (sarjúlegeltetés), a szénatárolóban összegyűlt „szénapolyva” kiszórása, valamint emellett a kezelések térbeli és időbeli megvalósításának, intenzitásának folytonos változtatása.

A kézi kaszálásnak mára nincs relevanciája, de mára a kisép kaszálás is szinte teljesen eltűnt. Kis teljesítménye és nagy szervizigénye miatt gazdaságtalan, ugyanakkor az „ujjas”, duplaképes kasza bizonyítottan előnyösebb természetvédelmi szempontból, mint a dobkasza vagy a korongkasza (VISZLÓ és VÁNYI 2011). Az állatok jó része életben marad (nem keletkezik a más típusú gépeknél jellemző légörvény), a felszínt nem „gyalulja” a gép, csak azon csúszik, ezért a növényzet szempontjából is fontos mikrodomborzat kevésbé károsodik.

A sarjúkaszálás elmaradását gazdaságossági szempontokkal indokolják a gazdálkodók: a második növedék hozama nincs arányban a munkát végző gép költségeivel, továbbá nyár végén, ősszel bizonytalanabb a széna megszáritásának lehetősége. Idősebb gazdálkodók azonban többször is kiemelték a második kaszálás fontosságát, mondván: anélkül gazossá, túlságosan füvessé válik a terület, nem jó minőségű szénát ad, következő éven vesződik az ember az fennmaradt sarjú szövedékével, nem viszi úgy a kasza. Azok a gazdálkodók, akik

nem kaszálnak másodjára, sok esetben száruzással „teszik rendbe” a tél beállta előtt területeiket.

A sarjú legeltetése bevett gyakorlat volt a térségben. Mindenképpen változatosabbá tenné a táji szintű gyephasználatot, ha a kaszálás és a legeltetés, mint gyephasználati formák éles elkülönülése egy bizonyos fokig mérséklődne. Ennek valós működése azonban folyamatos, élő kommunikációt feltételez gazdálkodó és természetvédő között.

A szénatárolókban minden gazdaságban szóródik el magokat is tartalmazó növényi törmelék, melynek célzott kijuttatása a területekre hozzájárulhat a fajok terjedéséhez, a nagyobb változatosság kialakulásához. Ellenőrzése azonban nem megoldható, mennyisége sem minden esetben jelentős, és minősége sem közömbös, ezért alkalmazásának inkább a személyes kapcsolatok útján van realitása.

A kezelés gyakoriságának, időzítésének folyamatos változtatása azonban jól nyomonkövethető, igazolható, ezért támogatása mindenképpen előremutató volna. Fontos cél, hogy a 0,3 ha alatti kiterjedéssel bíró területek is támogathatóak (sőt, kiemelten támogatottak!) legyenek, hiszen ez – különösen az Őrségre-Vendvidékre jellemző – mozaikos tájszerkezet fenntartásának, újraalakításának záloga.

Az eredmények megvitatása és terepi továbbgondolása céljából gazdálkodók, hivatásos természetvédők és kutatók részvételével megrendezett terepi bejárás során az alábbi következtetésekre jutottunk:

- Meglepő, hogy a fiatalabb (többségében nem helyi) gazdálkodók a gyep (ill. az abból nyerhető széna) minőségével kapcsolatos kérdésekre nehezen tudtak válaszolni, sokkal inkább a mennyiségre fókuszáltak. Alaposabban átgondolva helyzetüket, hozzáállásuk mégis érthető, mert egy bizonyos minőségi szint fölött az állat jóízűen megeszi a szénát, e fölött már a gazdaságosság elsődleges szempontjává a mennyiség válik, vagyis, hogy mennyire kifizetődő a géppel kihajtani a rétre. A támogatást pedig jelenleg a kezelt terület nagysága és nem a kezelési gyakoriság határozza meg. Ebből adódóan a kétszeri kaszálás gyakorlatának táji szintű visszaállítása csak célzott támogatásokkal vagy a támogatási feltételek átalakításával lehetséges. Míg régen gazdasági (és technológiai) kényszer volt a sarjúkaszálás, ma a magas üzemi költségek miatt egyszerűen nem kifizetődő.
- Miután a trágyázás igényét és fontosságát többen is megfogalmazták, kijelentve, hogy nélküle néhány év után egyszerűen nem érdemes kaszálni, mert több a költség, mint a haszon; kézzel foghatóvá vált az a feltevésünk, hogy a jobb réteket is kezelő, ill. gyomos területeket helyreállító gazdálkodók tevékenységét más területek intenzívebb használatának engedélyezésével lehetne és kellene finanszírozni. A támogatások fejében végzett gyepkezelés nem fenntartható gazdálkodás. Ahhoz, hogy a gyepterületeket éltető-megtartó gazdaságok megmaradjanak, vagy számuk növekedhessen, a támogatások mellett működési feltételeik biztosítására is szükség van.
- A jövőben az egyes gazdaságok támogatása egyedileg szabott gyepgazdálkodási tervek alapján volna célszerű. Egy követhető és egyszerűsített támogatási rendszerben az adott állapot szerint a természetvédelem táji szinten meghatározná azon területek körét, ahol a trágyázás (+ boronálás, vízelvezetés stb.) szóba jöhet. Ezek engedélyéért pedig különböző, a nemzeti park igazgatóság által igazolt vállalatokat lehetne választani egy listából (gyephelyreállítás cserjeirtással, özönnövény irtás - akár erdőben is(!), jó állapotú rét fenntartó és nem feltétlenül kifizetődő, természetvédelmi szempontú kaszálása stb.).
- Jó állapotú, száraz gyeppek tulajdonosai örömmel nyilatkoztak arról, hogy az nem gyomosodik, ellenben kevésnek tartották hozamát. Gondként merült fel ugyanakkor az állattartók esetében a keletkező trágya rétekre való kijuttatásának tilalma. Aki nem művel az állatállományának megfelelő mennyiségű szántóterületet, a trágya elhelyezésének problémájába ütközik. Ilyen esetek mérlegelésének szakmai megalapozásához kísérletek

elindítására volna szükség, mert ha adott esetben éppen annyi trágyát juttathatna ki a gazdálkodó, ami annyival növelné a hozamot, hogy már kétszer is érdemes legyen lekaszálni, akkor feltehetőleg mindkét oldal jól járhatna.

- Az igazi különbség a mai és a régi gazdálkodói hozzáállásban, hogy régen kényszerből akkor is kaszáltak, ha nem volt nagy a második hozam, mert a fizikai létük függött ettől. Ma csak azt végzik el, ami "megéri".
- Érdemes volna a sarjülegeltetést is, mint trágyázási formát is kísérletesen tesztelni jobb réteken. De kizárólag szigorúan szakaszolva, nagy odafigyeléssel.
- Megfigyelhető volt, hogy nem minden gazdálkodó van tisztában az idegenhonos fajok, itt elsősorban a magas aranyvessző elleni fellépés hatékony módjaival. A természetvédelmi szabályok tekintetében pedig gyakori a félreértelmezés: van aki szántó művelési ágú, nem védett belterületi gyepjén sem mert trágyázni (elővigyázatosságból), vagy egy hallomásból eredő meggyőződés miatt nem kezelte megfelelően a gyomos, hasznavehetetlen gyepjét. Érdemes ezért széleskörű tájékoztatásukról gondoskodni.

Összegzésként megállapítható, hogy az eddigi természetvédelmi szabályozás nem kezelte kellő súllyal, és a térség egyedi adottságainak megfelelően a kisparaszti gazdálkodás elemeinek fenntartását, melyek többsége mára eltűnt. A nemzeti park területén olyan gazdálkodói környezetet kell teremteni, melyben a természeti értékek táji szintű fennmaradása mellett (és érdekében) a gyepgazdálkodás a mai viszonyok között is reális megélhetést biztosít (vö. PE'ER et al. 2014). A jogi szabályozások, támogatások előkészítésénél és a táji szintű tervezésnél ismerni kell az adott térség gazdálkodási hagyományait, és a döntési folyamatba be kell vonni a helyi gazdálkodókat is, így mérsékelhető a túlzottan terhes vagy betarthatatlan rendelkezések, értelmetlen támogatási formák kialakításának esélye, és javulhat a természetvédelmi intézményrendszer lakossági megítélésének helyzete (vö. VANDEVEER és CARMIN 2004, KNOWLES 2011, BABAI et al. 2014).

A gyakorlati természetvédelmi kezelés számára igazolást nyert a kétszeri kaszálás elterjedtsége, kiemelten a völgyalji, üde rétek esetében. Az idős gazdálkodók ennek jelentőségét még látták a fajgazdagság és ezen keresztül a széna minőségének vonatkozásában is. A legeltetés nem vált el élesen a kaszálástól, de a gazdák vigyáztak kaszálóik minőségére, a jó minőségű gyepet nem legeltették egész éven át. A rétekről a szerves anyag túlnyomó része minden évben lekerült, még a sarjúkaszálás/legeltetés után visszamaradt avart is elgereblyézték. Ez egy bizonyos fokig biztosan kedvezett a fajgazdagságnak. A számtalan kis parcella között az esetlegesen túlhasznált területek mellett mindig lehetnek jobb állapotú rétek is. A nem túl gyakori, kis mennyiségben végzett szervestrágyázás jellemző volt, ezért ellenőrzött keretek között engedélyezése megfontolható volna, ám erre jelenleg nem biztosít lehetőséget a jogszabályi környezet. A láposodó, tartósan vízállásos területek savanyúfüves növényzetét rendszertelenül és inkább csak alomnak kaszálták (feltehetően a szénakaszállást és az aratást követően, késő nyáron vagy ősszel). Ezen, mára teljesen gazdaságtalanná vált területek kezelése tipikusan állami természetvédelmi feladat.

## **5.2. A kaszálás gyakoriságának és időzítésének gyakorlati jelentőségű kísérleti tapasztalatai**

### **Fajösszetétel, fajszám és diverzitás**

Kísérleti eredményeink rámutattak, hogy a kaszálás időzítése és gyakorisága egyaránt jelentős hatással van a rétek fajösszetételére, fajgazdagságára és diverzitására. Az évi két alkalommal, májusban és augusztusban végzett kaszálás eredményezte az edényes növények vonatkozásában a legmagasabb fajszámot és diverzitást. Mindkét változó alacsonyabb

értékeket vett fel a felhagyott (nem kaszált) állományokban, míg az egyszer májusban vagy szeptemberben kaszált területeken köztes értékeket tapasztaltunk. E megállapítások összhangban más vizsgálatok eredményeivel (MOOG et al. 2002, BELTMAN et al. 2003, POPTCHEVA et al. 2009, HÁZI et al. 2011) azt a feltevést erősítik, hogy a rétek növényzete az évszázadok óta működő gazdálkodási gyakorlathoz, azaz a május végén vagy június elején és augusztus végén vagy szeptember elején végzett kaszáláshoz alkalmazkodott (BABAI et al. in press), változatosságának megőrzéséhez általánosságban véve e hasznosítási időzítés és intenzitás a legmegfelelőbb.

A föld feletti növénytömeg és a fajgazdagság között tapasztalt fordított összefüggést több korábbi kutatás is megállapította a magas termőképességű, mérsékeltövi gyepek vonatkozásában (ZOBEL és LIIRA 1997, CRAWLEY et al. 2005, HEJCMAN et al. 2010, KELEMEN et al. 2013), kiemelve a biomassza rendszeres eltávolításának szükségességét a növényi diverzitás fenntartásának érdekében (KÖHLER et al. 2005; RUPRECHT et al. 2009). A kétszer kaszált, nyitottabb gyepekben nagyobb mennyiségű fény juthat a talajfelszínre, mint az egyszer kaszált állományokban (JUTILA és GRACE 2002), ahol az erősebb versenyképességű fajok hamar leárnyékolják a kisebb termetű, lassabb növekedésű fajokat. A gyakoribb kaszálás mérsékli a fűavar mennyiségét, csökkenti a tápanyag-felhalmozódást a talajban (OELMANN et al. 2009), ezáltal elősegíti a gyengébb versenyképességű fajok csírázását (BISSELS et al. 2006) és visszafogja a domináns fajok növekedési erélyét. Ezzel szemben a csökkentett kaszálási gyakoriság az erősebb versenyképességű fajok térnyerését idézi elő (lásd még pl.: LOUAULT et al. 2005, QUÉTIER et al. 2007, RÖMERMANN 2009, BERNHARDT-RÖMERMANN 2011), míg a kaszálás teljes elmaradása a magas aranyvessző inváziójához és az eredeti növényzet nagyfokú átalakulásához vezethet (WEBER és JACOBS 2005, KOUTIKA et al. 2011). A leromlás jelét mutatja a gyepek belső foltosodása, az asszociáltság növekedése, vagyis egyre több fajkombináció tiltottá (nem megvalósulóvá) válása. A társulás rendjének megbomlását kihasználó fajok egyedei ugyanis kisebb foltokban mások rovására aránytalanul felszaporodnak.

Az egyszer, különböző időben kaszált kísérleti parcellákon jelentős eltéréseket tapasztaltunk fajszám és diverzitás tekintetében is. Bár az alkalmazott módszerek a cönológiai állapot különböző jellemzőinek kimutatására alkalmasak, a megfigyelések eredményei hasonló trendeket mutattak. A fajszám általánosságban a szeptemberben kaszált parcellákban magasabb volt, mint a májusban kaszáltakban, míg a diverzitás épp ellenkezőképpen alakult. Álláspontunk szerint két folyamat áll a jelenség háttérében. Egyrészt az erősebb versenyképességű fajok meggyengítésével a május végi kaszálás elősegíti néhány jobb növekedésű, generalista faj felszaporodását (muharsás – *Carex panicea*, mezei keresztfű – *Cruciata laevipes*, tejtöltő galaj – *Galium verum*, réti lednek – *Lathyrus pratensis*), melyek így viszonylag magas, és egyenletes borítást tudnak elérni, ám számos alacsonyabb, rövidebb életmenetű vagy lassabb fejlődésű fajt kiszorítanak. E folyamat következtében a mintavétel adatait kielemezve egy hozzávetőlegesen magas diverzitás értéket kapunk az alacsonyabb fajszám ellenére. Másrészt bár a szeptemberi kaszálás a rendszeren állományalkotó réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*) felszaporodásának kedvez, a biomassza vegetációs idő végén való eltávolítása révén számos ritka, és gyengébb növekedésű fajnak is teret nyit a tavaszi csírázáshoz (FOSTER és GROSS 1998, DONATH et al. 2006). Ezáltal a késői kaszálás magasabb fajszámot, ugyanakkor – a fajok ritkasága miatt – aránylag alacsonyabb diverzitás indexet eredményez.

A kezelés hatása azonban erős összefüggést mutat az adott gyepterület vízviszonyaival, melyet a kísérleti területen a mintavételi négyzetek pataktól való távolságával jellemeztünk. Más vizsgálatokhoz hasonlóan (WELLSTEIN et al. 2007, MOESLUND et al. 2013) a növényzet mintázatát jelentősen befolyásolták a domborzati viszonyok: a patakmeder közelében, ahol a talajvíz szintje általánosságban véve alacsonyabb, a kétszeri kaszálás csak a felhagyott



területrészhez viszonyítva eredményezett magasabb diverzitást, majd a pataktól távolodva – üdebb termőhelyi feltételek mellett – már az egyszer kaszált állományokhoz képest is szignifikánsan magasabb értéket mutatott. Ezek az eredmények arra utalnak, hogy a szárazabb gyeptípusokban az elérhető diverzitás biztosításához nem szükséges a rendszeres, évi kétszeri kaszálás, azonban a nedvesebb, nagyobb hozamú területrészeken jelentősége nagymértékben megemelkedik. A szárazabb termőhelyeken ugyanis az állományalkotó, illetve a többletvíz hatására erőteljes növekedést mutató fajok már eleve ritkábbak, életteret hagyva ezzel más fajoknak is. Másfelől az üde talajviszonyokat igénylő, érzékenyebb fajok a kétszeri kaszálással járó erősebb szárító hatást már nem viselik el. A két jelenség következtében a szárazabb termőhelyi adottságokkal rendelkező területeken a fajszám és diverzitás értékek nem válnak el élesen a különböző gyakorisággal végzett kaszálások esetében.

### **A magas aranyvessző (*Solidago gigantea*)**

Kísérleti eredményeink rávilágítottak, hogy a magas aranyvessző hatékony visszaszorításához az Őrség-Vendvidék térségében évi két alkalommal végzett kaszálás szükséges. Az aranyvessző által uralt területrészeken a fajok többsége erősen megfogyatkozott, vagy teljesen el is tűnt. Más kutatások eredményeihez hasonlóan a vizsgált rét alfa és béta diverzitása az özönfaj tömegességével összefüggésben egyaránt visszaesést mutatott (DOGRA et al. 2009, HEJDA et al. 2009, BARTHA et al. 2014), emellett horizontális szerkezete foltossá vált, vagyis belső rendezettsége is csökkent. Ugyanakkor mikrocönológiai vizsgálataink eredményei alapján kijelenthető, hogy kedvező szomszédossági viszonyokkal jellemezhető, természetközeli gyepek esetében jelentős mikroléptékű diverzitáscsökkenés csak az aranyvessző 30%-os mintabeli gyakorisága, vagyis 80%-os borítás felett jelentkezik. Az özönfaj állománya ugyanis nem képes mindenhol záródni, és sokáig maradhatnak a más növényfajok sikeres visszatelepülését lehetővé tévő foltok még a felhagyott gyepekben is (KUN et al. 2014). Vizsgálatunk során az aranyvessző gyakorisága és a diverzitáscsökkenés között szignifikáns összefüggés volt kimutatható, tehát a faj tömegessége a diverzitás jó indikátorának bizonyult. Az összefüggés erőssége a vártnál képest azonban mégis elmaradt, ami arra hívja fel a figyelmet, hogy az alulhasznált vagy egyéb módon veszélyeztetett gyepek leromlásáért nem elsősorban az aranyvessző a felelős, az inkább csak tünetként jelentkezik, és hatása sokáig jó eséllyel visszafordítható. Az a tény, hogy a térségben a hagyományos, kétszeri kaszálást többségében felváltotta az évi egyszeri szénakaszkaszás (és számos kisebb nagyobb gyepterületet felhagytak), nagyban hozzájárul a magas aranyvessző állandó jelenlétéhez és terjedéséhez (SZÉPLIGETI et al. 2015b), ezért a kaszálási gyakoriságot táji szinten jelentős mértékben növelni szükséges (vö. Hartmann and KONOLD 1995).

Azokra az esetekre nézve, ahol az évi két alkalommal végzett kaszálás technikai vagy anyagi okokból nem megvalósítható, eredményeink alapján a vegetációs időszak második felére időzített kaszálást ajánljuk (augusztus eleje-szeptember eleje közötti időszak). Bár a korai kaszálás után már nem hoz virágot a növény, az újrasarjadást követően nagy erélyű vegetatív terjedésbe kezd, kiszorítva ezzel környezetéből számos honos növényfajt. A terjedéshez a vegetációs idő ekkor még hátralévő hónapjai elegendő időt biztosítanak. Több természetvédelmi őr szóbeli közléseiben megerősítette, hogy a hosszabb ideje csak egyszer, júniusban kaszált rétek állapota évről-évre romlik, ezeken az aranyvessző folyamatos terjedésben van. A kísérleti terület augusztus végén/szeptemberben kaszált sávjában az aranyvessző borítása azonban viszonylag alacsony szinten maradt, egyedül a kezelési sáv úthoz legközelebbi egysége mond ellent ennek, itt azonban feltehetőleg az út és az azt szegélyező árok karbantartásából adódó zavarás hatása fejeződik ki amellet, hogy a talaj vízállapota ezen a térszínen a legkiegyenlítettebb. A késői kaszálás a virágzás vége felé éri a növényt, ami akkorra már minden energiáját a hajtásnövesztésbe és a virág, illetve terméskepzésbe fektette. Az ilyenkor végzett kaszálás jobban legyengíti a sarjtelepeket, mint a

tavaszi kisarjadást követően, néhány tíz centiméteres hajtásmagasság mellett. A késői kaszálás másik hatása, hogy kedvez az őshonos, erősebb versenyképességű (kompetítor típusú) fajok (pl. réti ecsetpázsit – *Alopecurus pratensis*) felszaporodásának, melyek hatékonyabban ellenállnak a társulásba betörő aranyvessző kolonizálásának. MEYER és SCHMID (1999) hasonló eredményre jutottak a kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis* syn. *S. altissima*) vonatkozásában: vizsgálatuk során a faj állománysűrűségét jelentős mértékben csökkentette a más fajok által teremtett versenyhelyzet.

Megfigyelhető és a gyakorlati kezelés tervezése szempontjából igen jelentős tény, hogy a kísérleti területen a patak irányában kezeléstől függetlenül csökken a faj borítása, és állományai kisebb foltokra szakadoznak fel (28. ábra). E jelenség hátterében az állhat, hogy a bevágódott patakmeder vizet szív el a területről, ezért a patakhoz közeledve a termőhelyi viszonyok összessége távolodik az aranyvessző optimumától. Ilyen körülmények között érthető módon érzékenyebben reagál a faj a mechanikus kezelésre. A patak közelében található mintavételi egységek esetében az egyszer, korán kaszált területrészen is csak kisebb foltokban található az aranyvessző sarjtelepei, melyek csökkent vitalitását a magasabb térszíneken mértekhez képest alacsonyabb termetük is mutatja. E megállapítást erősítik több korábbi kutatás eredményei, melyek rámutattak, hogy a magas aranyvessző állományainak nagysága, vitalitása erős összefüggésben van a környezeti tényezőkkel (BOTTA-DUKÁT és DANCZA 2001, WEBER és JACOBS 2005), ezáltal a kaszálás okozta stressz-hatás a szárazabb élőhelyeken felerősödik (MEYER 1992, STOLL et al. 1998).



28. ábra: A patakhoz közelebbi, szárazabb területrészeken felszakadozik az aranyvessző-állomány a kezeletlen mintavételi egységben is. (Magyarszombatfa, 2015. Fotó: Szépligeti Máttyás)

### Védett növényfajok

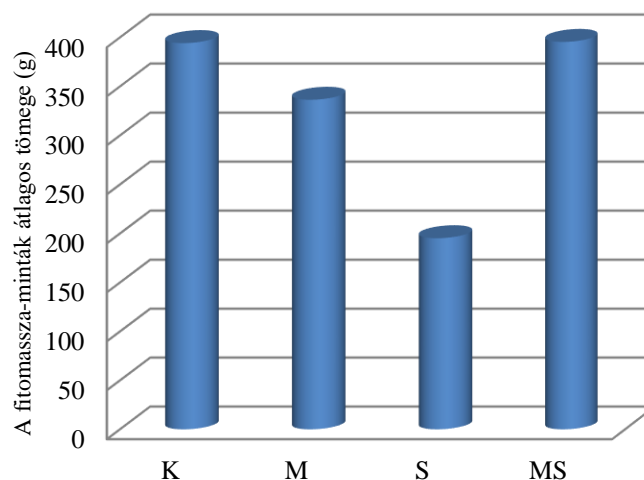
A kísérleti területen nagyobb mennyiségben jelen levő széleslevelű ujjaskosbor (*Dactylorhiza majalis*) a kétszer, illetve szeptemberben kaszált parcellákat részesítette előnyben. Ez az eredmény egybevág JANEČKOVÁ et al. (2006) megállapításával, aki a tavaszi

kihajtás idején rendelkezésre álló fényviszonyok jelentőségét hangsúlyozza a ritka, specialista fajok vonatkozásában. Bár BÍRÓ et al. (2014) a kétszeri kaszálást kedvezőtlennek ítéli az ujjaskosbor fajokra (*Dactylorhiza* sp.) nézve; megfelelő helyen kijelölt, kaszátlanul hagyott foltok segítségével a magérlelés és a csírázás sikere is biztosítható. A késői (augusztus-szeptemberi) kaszálás esetén a széleslevelű ujjaskosbor magszórása biztosított, tavasszal pedig a kihajtáshoz megfelelő körülmények állnak rendelkezésére. A faj viszonylag magas vízigényét jelzi (BORHIDI 1995), hogy csak a kísérleti terület északabbi, nedvesebb területén volt megtalálható.

A közönséges kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*) nem mutatott különösebb érzékenységet sem a talajvíz-viszonyok, sem a domináns fajok mintázatával összefüggésben. Bár gyakoribb a legalább egyszer kaszált területrészeken, a magas aranyvessző zárt állományai alatt is néhol nagy egyedszámban találtuk. A faj viselkedésének egy lehetséges magyarázatát vázolja fel egy friss kutatási eredmény (FIELD et al. 2015), mely feltárta, hogy a kígyónyelv gombakapcsolatain keresztül szénhez és nitrogénhez jut az ivaros nemzedék (gametofiton) kezdeti fázisaiban, de akár a megnövekedett konkurenciaviszonyok közepette is él ezzel a “lehetőséggel”.

### 5.3. Ajánlások a gyakorlati természetvédelem számára

Vizsgálataink alapján a félnedves és üde rétek fajgazdagságának és diverzitásának fenntartása és fejlesztése érdekében a hagyományosan alkalmazott, évi kétszeri kaszálást ajánljuk, mellyel szemben – általánosságban véve – az évi egyszeri kaszálás nem nyújt elfogadható alternatívát. A május végén/június elején és augusztus végén/szeptember elején végzett kaszálás alkalmas kezelési forma a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) visszaszorítására és inváziójának megelőzésére, valamint a honos domináns fajok állományainak szabályozására, ezáltal megfelelő élőhelyet biztosítva számos ritkább és kevésbé versenyképes (köztük több védett) faj számára. Kiegészítő vizsgálataink – melynek során kísérleti területünk minden egyes 20x20 m-es mintavételi egységben átlósan haladva 3 db, 50x50 cm-es négyzetből begyűjtöttük a gyepnövényzetet – kimutatták, hogy a hagyományos, kétszeri kaszálásnak a modern gazdálkodásban is van helye, hiszen minőségileg a legjobb szénát biztosítja, és elérhető hozama is a magasabb az egyszer kaszált rétekéhez képest (29. ábra), ezért a térségben széleskörűen alkalmazható volna (KUN 2014).



29. ábra: Az eltérő kaszálási módon kezelt kísérleti parcellák átlagos takarmányhozama a minták nedves tömege alapján. K – kezeletlen, M – májusban kaszálva, S – szeptemberben kaszálva, MS – májusban és szeptemberben kaszálva. (forrás: eredeti)

Ugyanakkor számos tényező árnyalja ezt az egyszerűnek tűnő helyzetet. A második kaszálás nem mindig kivitelezhető más munkák miatt, vagy éppen mert nincs igény a sarjű növedékre. További szempont, hogy bár az elérhető hozam kissé nagyobb, mint az egyszeri kaszálás esetében, a kétszeri kaszálással közel megduplázódott üzemi költségekkel már nem arányos. Nyár végén, kora ősszel a széna megszáritása is nehezebb, egyes években ez is megghiúsíthatja a sarjúkaszálást. Más részről számos veszélyeztetett faj, mint például a szürkés hangyaboglárka (*Phengaris alcon*, syn.: *Maculinea alcon*) és kizárólagos tápnövénye a kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*) vagy a talajon fészkelő haris (*Crex crex*), illetve a magaskórós jellegű, védett növényfajok állományaira nézve kedvezőtlen hatással lehet a kétszeri kaszálás. Ezenkívül több vizsgálat kiemelte, hogy a kezeletlen vagy alulhasznált gyepterületek/gyepfoltok lecsökkent növényi fajdiverzitásukkal szemben jóval gazdagabb ízeltlábú faunával jellemezhetőek, mint a gyakrabban kezelt állományok (SOUTHWOOD et al. 1979, FENNER és PALMER 1998, CATTIN et al. 2003); ami megfordítva azt jelenti, hogy a növényi diverzitás növelése érdekében tett erőfeszítések könnyen az ízeltlábú fauna bizonyos fokú elszegényedéséhez vezethetnek. Ráadásul kiszáradó mocsár- és lápréteken a kétszeri kaszálás a növényzet összetételében is okozhat leromlást: a stressz-toleráns fajok válnak dominánssá, megbomlik a társulás eredeti szerkezete (30. ábra).



30. ábra: A kétszeri kaszálás hatására a lándzsás útifű válhat dominánssá a kiszáradó láp- és mocsárréteken. (Magyarszombatfa, 2014. augusztus. Fotó: Szépligeti Mátyás)

A kezelés tervezésekor tehát sohasem lehet sémákban gondolkodni. Minden kezelt területen az ott érvényes legfontosabb természetvédelmi cél meghatározása az elsődleges feladat, tekintetbe véve a terület aktuális termőhelyi állapotát és özönnövényekkel való fertőzöttségét, valamint a lehetséges magforrások távolságát, az elszigeteltség mértékét.

Amennyiben nem cél egy láprét gazdasági hasznosítása, és a területen nem, vagy csak kis mértékben van jelen az aranyvessző, akkor a területfenntartás és az invázió megelőzése céljából elegendő az évi egyszeri, késő nyáron végzett kaszálás, mely egyes években – az aranyvesszőtől mentes területeken – akár el is maradhat. A kaszálásra érzékeny ízeltlábúak, ritka, magaskórós növényfajok vagy a földön fészkelő madarak védelme érdekében helyenként késő nyárra kell eltolni a kaszálás időpontját (WAKEHAM-DAWSON és SMITH 2000,

KÖRÖSI et al. 2014). A más időben kaszált, gazdaságilag is hasznosított területeken – ott ahol kellő méretű is ehhez az adott terület – az egyes védett fajok érdekében, 5-20% kaszálatlanul hagyott, egybefüggő folt kialakítása javasolt, de ügyelni kell arra, hogy a fennmaradó gyeprészen lehetőleg ne legyen nagy mennyiségben aranyvessző vagy más, tömeges előfordulású gyomfaj. Fontos, hogy a lekaszált anyagot, majd gépi munkavégzés esetén keletkező bálákat minél előbb távolítsuk el a kezelt területekről! A magforrástól elzárt területeken lassabb a regeneráció, de amennyiben rendelkezésre állnak a szükséges erőforrások, és természetvédelmi szempontból fontos területről van szó, az aranyvessző foltokban megjelenő állományainak felszámolása érdekében az évente többszöri, pontszerűen végzett sokkoló kaszálást is érdemes megfontolni. Szárazodó mocsárréteken, domboldali félszáraz kaszálókon, elegendő lehet az egyszeri, korai kaszálás is (31. ábra), de terület állapotának alakulását, esetleges gyomosodását, vagy egyes védett fajok (pl. őszi füzértekercs, szártalan bábakalács) visszaszorulását ekkor is érdemes rendszeresen figyelemmel kísérni, és szükség esetén – legalább kisebb területrészeken – kétszeri kaszálást kell alkalmazni. Azokon a mocsár- és lápréteken, ahol a vérfű hangyaboglárka (*Phengaris teleius* syn: *Maculinea teleius*) vagy a petéit szintén az őszi vérfű (*Sanguisorba officinalis*) virágaira helyező sötétlajú hangyaboglárka (*Phengaris nausithous* syn: *Maculinea nausithous*) védelme az elsődleges természetvédelmi cél, a szénakaszálat mindenképpen májusban el kell végezni, mert csak ez esetben sarjad ki megfelelő mennyiségű vérfű a hangyaboglárkák július végi rajzása idejére. Az őszi vérfű gyakorisága továbbá erősen összefügg a talaj nedvességállapotával, igazán nagy tömegben csak a valóban az év nagy részében üde viszonyokkal jellemezhető réteken jelenik meg.

Ha az erőforrások engedik, célravezető a kaszálás gyakoriságának és időzítésének folytonos változtatása, vagy a rét kétszer és egyszer kaszált területrészekre való felosztása kaszálatlanul hagyott foltok kijelölése mellett. Ezáltal a lehető legtöbb növény és állatfaj számára kedvezhetünk még a hosszantartó száraz periódusok idején is (FENNER és PALMER 1998, CIZEK et al. 2012, KÖRÖSI et al. 2014). Ha azt tapasztaljuk, hogy egy értékes, védett fajoknak is élőhelyül szolgáló területen jelentősen megnő az aranyvessző térfoglalása, akkor 3-4 évre érdemes lehet áttérni a kétszeri kaszálásra, a védett fajok igényeinek megfelelően fennhagyott, özönnövényektől mentes területrészek meghagyása mellett.

31. ábra: Ahol az aranyvessző nincs a termőhelyi optimumán, az egyszeri, korai kaszálás is elegendő lehet fékentartására.  
(Magyarszombatfa, 2014. augusztus.  
Fotó: Szépligeti Mátyás)



A legeltetés vonatkozásában bár beállított kísérletből származó adatokkal nem rendelkezünk, a tájban „talált” kísérleti helyszíneken készített botanikai felvételeink alapján azt a megállapítást tehetjük, hogy a szarvasmarhával való legeltetés diverzitás vonatkozásában megközelítheti a kétszeri kaszálás hatását és fajszám tekintetében akár megelőzheti az egyszeri kaszálást. Az aranyvessző visszaszorítására kiválóan alkalmas a legeltetés, a növény fiatal hajtásait szívesen legeli az állat, az idősebb egyedek megfásodott száráról gyakran lecsipkedi a leveleket, de csúcshajtását mindenképpen elfogyasztja, akadályozva ezzel annak virágzását és termésérlelését (32. ábra).



32. ábra: Magas aranyvesszővel (*Solidago gigantea*) erősen fertőzött terület késői (júliusi) legeltetésekor a fásodott szárat már nem, de a zsenge leveleket és hajtáscsúcsot lecsipkedték a szarvasmarhák, jelentősen visszavetve ezzel az özönnövény fejlődését. (Szóce, 2015. augusztus. Fotó: Szépligeti Máttyás)

Ugyanakkor a legeltetés a kaszálástól számtalan tényezőben különbözik, ezáltal a növényzetre gyakorolt hatásai is jelentősen eltérnek attól. A szarvasmarha legelés közbeni válogatása következtében pont a gyomos, szedres, fásszerű növények sarjaival terhelt területrészek maradnak alulhasználtak, a kedvezőbb fajösszetételű foltokat pedig könnyen túllegelheti az állat. A hosszú szálfüveket, sás és szittyóféléket tavasszal még jobban fogyasztja a szarvasmarha, később inkább csak kényszerből eszi, többnyire tapossa. A kecske vagy igénytelen juh fajta kombinált alkalmazásával e hatások csökkenthetőek. A legelő állomány által gyakorolt hatást folyamatosan figyelemmel kell kísérni, és szükség szerint az adott területről való áthajtást azonnal meg kell tudni kezdeni. Az adott növedék hasznosítását követően két-két és fél hónapot pihentetni kell a területet, mielőtt másodszor ráhajtának. Egy adott terület legeltetését követően fontos a fennmaradt legelőgyomok és más növények kaszálása és legyűjtése, vagy ha ez nem kivitelezhető, akkor szárazúzása. Az állatok száraz ürülékének legeltetést követő, rövid időn belüli szétterítése útján megelőzhető a bujafoltok kialakulása. Gondos odafigyeléssel, egyszerre csak kis szakaszok legeltetésével elkerülhető a túlhasználat, a túlzott mértékű talajsebzés is. A legelés foltosító hatása a legelők időnkénti kaszálásával, a legelő-kaszáló művelés váltogatásával feltehetőleg mérsékelhető. A legértékesebb kaszálók, láprétek és magaskórósok kivételével tehát a legeltetés megfelelő kezelés lehet a kaszálás mellett, azonban nagy munkaigénye miatt a természetvédelmi szempontból szakszerű legeltetés a mai üzemi körülmények között csak nehezen kivitelezhető.

## **5.4. A növényteni felmérések módszereinek értékelése**

Jelen munka tervezésekor egy többszintű, különböző típusú kérdések megválaszolására alkalmas, komplex monitorozó rendszer kidolgozását tűztük ki célul. Az egyes módszerek gyakorlati alkalmazási lehetőségeit a jövőbeli felmérések tervezése, szükség szerinti átgondolása és átdolgozása érdekében az alábbiakban összegezzük.

### **5.4.1. Borításbecslésen alapuló felvételezés**

Tapasztalataink szerint egy jó állapotú őrési gyeppen egy db 2x2 m-es, borításbecslésen alapuló felvétel elkészítése átlagosan 30 percet vesz igénybe. Bár a becslés pontatlansága akár 20-30 %-os is lehet, a reprezentatív módon és számban felvett minták alkalmasak a fajszám, diverzitás és a fajösszetétel változásainak kellőképpen pontos lekövetésére, a közepes léptékben jelentkező különbségek (pl. jellemző talajvízszint) hatásának kimutatására. E változók alakulásának jellemzésére esetünkben a mikrocönológiai méréseknél is alkalmasabbnak bizonyult (vö. fajszám és diverzitáskülönbségek az 5. fejezetben). A jelenség mögött feltehetően a viszonylag kis területen felvett, rendkívül magas elemszám állhat.

### **5.4.2. Mikrocönológiai felvételezés**

Rendkívül nagy időráfordítást, szellemi és fizikai kitartást, speciális fajismeretet igénylő módszer, mely a felmért terület rész vonatkozásában a becslésen alapuló módszereknél jóval pontosabb információkat szolgáltat. Egy méter mikrocönológiai felvétel elkészítése gyakorlott felvételező esetén átlagosan 45 percet vesz igénybe, de ez a felmérő személyétől, fáradtságától függően 30 és 60 perc között változhat. Az őrési-vendvidéki gyepek összetettsége, jó regenerációs képessége miatt a mikroléptékű vizsgálatok elsősorban a belső szerkezeti változásokban érzékelhető elméleti kérdések megválaszolására alkalmasak, mint amilyen esetünkben a magas aranyvessző inváziójának cönológiai hatásvizsgálata volt. Egy adott kezelés célzott hatásmonitorozására, a kezelések hatására lejátszódó biológiai mechanizmusok megértésére ez a módszer bizonyult alkalmasnak (KUN et al. 2014), hiszen becslés helyett pontos mérésen alapul, és a más módszerek számára rejtve maradó belső szerkezeti folyamatok észlelését is lehetővé teszi.

### **5.4.3. Táji szintű állapotkövetés**

A felvételezés módszerét úgy terveztük meg, hogy nagy területen, gyorsan lehessen haladni vele, és ne kívánjon különleges szaktudást, ezáltal a lehető legegységesebb színvonalú, de gyakorlatban használható adatokat biztosítson valamennyi célterületről. Az adatlapok összevetéséből, négy kiválasztott terület (Gyöngyösszeri rétek, Paradicsom, Breckó-rét, Felsőjánosfai rétek 1.) egyazon évben való ismételt felméréséből eredő tapasztalataink szerint azonban a szubjektivitás, az egyéni tudásban, hozzáállásban való különbségek az adatlapok információtartalmában, ennél fogva az adatok használhatóságában is megmutatkoznak. A felmérők fél napos gyorsképzése csak részben csökkenti a különbségeket, ezért célzott képzésüket még érkezésük előtt, az egyetemen meg kell kezdeni. Szerencsére látszik rá esély, hogy a jövőben a hallgatók külön tantárgy gyakorlati részeként

vegyenek részt a felmérésben, melyre előzetesen az őrségi-vendvidéki rétek fajkészletéből, jellemző élőhelytípusaiból álló tananyaggal készíti fel őket az egyetem.

Általános tapasztalat, hogy a kitöltött adatlap és a térképi vázlatrajz nem teljesen feleltethető meg egymásnak, egyszerűen azért, mert az egyiken jelölt információk egy részét elfelejti átvezetni a felvételező, ez azonban sokszor nehezíti az adatok azonosítását, zavarja a kiértékelést. Az élőhelytípusok azonosításában és a folthatárok megadásában bár tapasztalhatóak nagyobb arányú eltérések (D2, D34, E1 olykor E2 keverése, OB, OC tévesztése), csak ritkán fordult elő súlyos hiba, mint pl. azonosítható, természetközeli élőhelytípus helyett OB vagy OC megadása. Azonban ez utóbbi tévesztés is felismerhető és korrigálható, ha természetességi értékszám pl. OB estén 4-es. Be kellett látni, hogy a tömeges, jellemző, és gyomfajok felsorolása nem működik, nem eléggé informatív, mert ha a felmérők közel azonos tudással is rendelkeznek, egyéni megítélésük alapján különböző fajokat írnak fel, eltérően súlyoznak, egyes fajokat megtalálnak, másokat nem. Nem használták a zavarásjelző gyomfajokról kapott külön listát, saját elgondolásuk alapján írták a fajokat. A hibák kiküszöbölésére ma már hatékony megoldást biztosíthatna egy okostelefon-alkalmazás jövőbeli kidolgozása, mely csak a megfelelő módon és hiánytalanul kitöltött adattáblát fogadja el. Jelen körülmények között azonban az adatlapot tovább kell egyszerűsíteni, és csak a legfontosabb információkat szabad feljegyezni.

Elsőként meg kell rajzolni a terület 1:2000 méretarányú élőhelytérképét, majd foltonként megadni a gyakorlati kezelés szempontjából releváns jellemzőket az alábbiak szerint:

1. Magas aranyvessző borítása <1%; 1-5%; 5-20%; 20-40%; 40-60%; 60-80%; 80-100%
2. Egyéb zavarásjelző gyomok jelenléte: elhanyagolható; jelentős; tömeges
3. Cserjésedés: elhanyagolható, szórványos, jelentős
4. Egyéb veszélyeztető tényezők, úgymint: alulhasználat, túlhasználat, vízhiány, egyéb
5. Összbenyomás a Németh-Seregélyes-féle kategóriarendszer szerint

Az adatlap egyszerűsítéséből adódóan nyert időt a védett fajok alaposabb felmérésére kell fordítani. Az állományok jelenlétét az igazgatóság által a felmérők rendelkezésére bocsájtott GPS segítségével, egyedszám megadásával kell rögzíteni. A nagyobb állományokat a térképen foltként kell ábrázolni a becsült egyedszám megadásával. A védett fajok felmérésére irányuló bejárást az igazgatóság munkatársainak augusztus hónap folyamán meg kell ismételni.

A Belső-Őrségben 2012-ben felmért és 2015-ben ismételten bejárt területek közül 5 helyszínt választottunk ki annak vizsgálatára, hogy az eltelt 3 év alatt bekövetkezett változások lekövetésére mennyiben volt alkalmas az alkalmazott módszer. Az alábbiakban területenként röviden összefoglaljuk a tapasztalatokat:

#### 1. Gödörházi láprét

Lényegi változás nincs, csupán a későbbi felmérés pontosabb az elsőnél. Új védett fajok kerültek elő (sárga liliom, alacsony pozdor, pettyegetett orbáncfű, kétlevelű sarkvirág, mocsári kocsord). Az aranyvessző terjedt, a cserjeirtást követően regenerálódó részek még nagyságrendileg nem javultak.

#### 2. Sali-völgy nyugati sarka

Az élőhelytípus továbbra is OD, vagyis még mindig tömeges a magas aranyvessző, bár gyakoribbá váltak az általános réti fajok. Az alulhasználatot jelzi, hogy a felmérők megjegyezték a nagyméretű hangyabolyok kimagasló számát. A jó táji környezetben levő gyepek kétszeri kaszálással a 3 év alatt már látványosan kedvezőbb helyzetbe



kerülhetett volna, az adatlap tanúsága szerint viszont ezt a kezelést nem kapta meg a terület.

3. Sárgaliliomos rét

A korábban cserjeirtott területeken az aranyvessző borítása változatlan, a kezelés intenzitását ezeken a foltokon mindenképpen növelni szükséges. Nagyobb foltokban előkerült a területen a kenyérbél cickafark. Az élőhelytípusok lényegileg változatlanok, állapotuk kis mértékben javult, amit az összesítő értékszám emelkedése mutat.

4. Pankaszi rétek

A kezeletlenség hatására további leromlás tapasztalható, a 2012-ben még D34 kategóriába került területek többsége OB vagy OD besorolást kapott. A magas aranyvessző mellett a kezeletlen, üde-nedves területekre jellemző bántási sás terjedése is egyértelmű. A területeken sürgős beavatkozásra, intenzív használatra van szükség.

5. Kercai vetett fű

Az élőhelytípus OB-ről E1-re változott feltehetően a rendszeres kaszálás hatására. Az aranyvessző borítása azonban még mindig 60% és az egynyári seprence változatlanul gyakori, ami az alulhasználtságra utal. Szükséges a kétszeri kaszálásra való áttérés, a kedvezőtlen táji környezet miatt a fajakészlet magszórással vagy szénaterítéssel való javítása.

Összegzésképpen azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a módszer az aktuális állapotleírás és feladat-meghatározás hatékony eszköze lehet, de érzékeny hatásmonitorozásra nem alkalmas, csupán a nagyobb arányú leromlást vagy látványos regenerációt képes rögzíteni. A felmérők célzott, alaposabb felkészítése és az adatlap további racionalizálása fontos feladat.

## 6. Összefoglalás

Az Őrségi Nemzeti Parkban található gyepterületek irtás eredetűek, ezért fenntartásuk tervszerű kezelést igényel. A feladat-meghatározás és a tapasztalati úton végzett kezelés támogatása érdekében célzott vizsgálatokat végeztünk.

Az alapozó kutatás részeként elsőként szakirodalmi és térképi források tanulmányozása és elemzése alapján összefoglaltuk és értékeltük a gyepek eredetéről, jellemző kezelési formáiról rendelkezésre álló tudást. Az egészen sovány talajokra jellemző, kimagasló fajgazdagsággal bíró ma ismert félszáraz gyepek jó része erodált felszínű óparlag lehet, ahol az intenzív kaszálás tartotta fenn az alacsony tápanyagszintet. A legelőként hasznosított gyepek kiterjedése, elhelyezkedése térben és időben folyamatosan változott az idők során, de bizonyosan mindig jelenlevő gazdálkodási forma volt. A házakhoz még közelebbi, édes szénát adó réteket rendszerint kétszer kaszálhatták. A völgyalji sásos, kékperjés lápréteket – kiváltképp a településektől távolabb esőket – évente egyszer, valószínűleg az aratások befejeztével (nyár végén), alomnak kaszálták. A gyepek trágyázására utaló jelek nem kerültek elő a forráselemzések során. A rétek nagyobb arányú trágyázása feltehetőleg a XIX. század második felétől indulhatott meg, amikor a jobbágyfelszabadítást követően a népesség gyarapodásnak indult, ugyanakkor az úrbéri pátens kiadását követő tagosítások miatt a távolabbi területek művelésével felhagytak: kisebb területen kellett fokozni a szénatermelést.

Az idős, helybéli gazdálkodókkal folytatott beszélgetések során a hagyományos gyepegzálkodás 20 darab elkülöníthető elemét gyűjtöttük össze. Általános volt a kétszeri kaszálás, de gyakori a harmadik vagy a második kaszálást követő legeltetés ugyanúgy, mint egyes rétek trágyázása is. Az avar, a levelek tavaszi összegyűjtése, valamint a télen felhasznált széna után visszamaradt magvak rétekre való kiszórása szintén egykor gyakori, mára viszont teljesen eltűnt jelenségek. A jelenlegi szabályozás csupán a gyepek fenntartásához alapvetően szükséges tevékenységekre gyakorol közvetlenül pozitív hatást: évi egyszeri hasznosítás előírása és támogatása, illetve a cserjésedés, erdősödés megakadályozásának kötelezettsége révén. Ahhoz, hogy a jó természetességű réteket fenntartó gazdálkodás életképes lehessen, a gazdálkodók egyéni igényeit is figyelembe kell venni, és egyes nem túl értékes területeken engedhető a szervestrágyázás, a fogasolás, esetenként a vízelvezetés is. Ezért cserébe elvárható a jobb állapotú területek szigorúbb természetvédelmi előírások szerinti, aprólékos, olykor önmagában nem kifizetődő kezelése.

Kísérletes vizsgálatok útján megmutattuk, hogy a jelenleg széleskörűen alkalmazott egyszeri kora nyári kaszálás csak a szárazabb jellegű mezofil rétek fajkészletének és diverzitásának fenntartására alkalmas. Ezzel szemben a hagyományosan május végén/június elején és augusztus végén/szeptember elején végzett kaszálás jól használható kezelési forma a magas aranyvessző visszaszorítására, valamint a honos domináns fajok állományainak szabályozására, ezáltal a megfelelő élőhelyet biztosítva számos ritkább és kevésbé versenyképes (köztük több védett) faj számára. A kaszálásra érzékeny védett fajok érdekében vagy ha a kétszeri kaszálás nem kivitelezhető, megfelelő kezelés lehet az egyszeri augusztus/szeptemberi kaszálás. Az egyes fajok és életközösségek különböző igényei miatt a legmegfelelőbb, ha az egyes kezelési módokat térben és időben is változtatjuk.

A nemzeti park vagyionkezelésében álló gyepterületeken általános jelenség az alulhasználat, melyet jól indikál az avarosodás és a magas aranyvessző nagyarányú jelenléte. Túlhasználatra, gyomosodásra csak egyes nedvesebb legelőterületeken van példa. A Vendvidék völgyalji rétejain megfelelőnek tűnik az évi egyszeri, késő nyári kaszálás. Egyes domboldali helyzetű gyepeken és a tápanyagokban gazdagabb, völgyalji réteken viszont általánosan szükséges volna a kétszeri kaszálás legalább időleges alkalmazása. Az erőforrások felosztásakor a legértékesebb és a valamilyen okból kifolyólag leromlott, de még jó fajkészletű területek kezelését kell előtérbe helyezni.

## Köszönetnyilvánítás

Munkámat 2010 és 2015 között az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság dolgozójaként, az igazgatóság támogatásával végeztem. Köszönöm Markovics Tibornak, az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság igazgatójának, hogy lehetőséget biztosított kutatásaim megvalósításához. Köszönöm közvetlen munkatársaimnak mindenkorai segítőkészségüket.

Mély tisztelettel és szeretettel köszönöm témavezetőimnek, hogy a munka során tőlük a tudáson túl emberséget is kaptam. Köszönöm egyetemi intézeti témavezetőmnek, Bartha Dénesnek, hogy mindig segítségemre volt iránymutatásaival, meglátásaival. Köszönöm külső témavezetőmnek, Bartha Sándornak a tervezési, kivitelezési és feldolgozási folyamatokban nyújtott folyamatos segítségét, emberi jószágát, állandó szakmai lelkesedését, a nehéz időszakokban is mindig buzdító hozzáállását.

Köszönöm Szentirmai Istvánnak konstruktív meglátásait, napi szintű, közvetlen munkahelyi támogatását, Kőrösi Ádámnak és Házi Juditnak az adatok kiértékelése és a számítások terén nyújtott felbecsülhetetlen segítségét, türelmét.

Babai Dániel, Molnár Zsolt, Biró Marianna, Tóth Antónia és Varga Anna segítségével, az Őrségi hagyományos gyepgazdálkodási ismeretek kutatásába kapcsolódhattam be, ezúton is köszönöm ennek lehetőségét, az együttgondolkodás hasznos élményeit, szemléletformáló erejét.

Köszönöm Kun Róbertnek, hogy megosztotta velem a felvételezés, feldolgozás, kiértékelés és publikálás feladatait, kitartásával mindig erőt adva az újabb kihívásokhoz.

Köszönöm Virágh Klárának jelen munka átnézését, lektorálását, a felvételezés, feldolgozás során nyújtott támogatását.

Ficsor Csilla, Horváth Barbara, Karba Enikő, Kósik Szilvia, Kun Róbert, Stumpf Nikolett, Szarka Sára, Tóth Antónia és Tóth Ádám a kísérleti felvételek elkészítésekor és az adatbevitelben nyújtottak pótolhatatlan segítséget; köszönöm, hogy esőben, szélben, tűző napon egyaránt kitarítottak mellettem.

Köszönöm a Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Karának, hogy lehetőséget biztosított az igazgatóság vagyongazdálkodásában álló gyepterületek hallgatói együttműködés keretében való felvételezésére. Köszönöm Malatinszky Ákosnak a terepi felvételezések egyetemi hirdetését, szervezését és a megvalósításban nyújtott hatékony segítségét, ötleteit. Köszönöm a terepi felvételezésben részt vett minden hallgató munkáját.

Köszönöm szüleim, nagyszüleim bátorító szavait, szeretetét. Köszönöm Csávás Dórának, hogy türelmével, feltétlen szeretetével biztos háttérrel nyújtott a munkavégzéshez.

## 7. Irodalomjegyzék

- AGNOLETTI M. 2014: Rural landscape, nature conservation and culture: Some notes on research trends and management approaches from a (southern) European perspectives. *Landscape Urban Plan* 126: 66-73.
- ÁDÁM L. 1974: Nyugat-Dunántúl ősföldrajzi fejlődéstörténete. *Vasi Szemle* 28(4): 584-602.
- BABAI D., MOLNÁR Á., MOLNÁR Zs. 2014: "Ahogy gondolja, úgy veszi hasznát" Hagyományos ökológiai tudás és gazdálkodás Gyimesben. (Traditional ecological knowledge and land use in Gyimes (Eastern Carpathians)). MTA Bölcsész tudományi Kutatóközpont Néprajztudományi Intézet és MTA Ökológiai kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, Budapest-Vácrátót, 173 pp.
- BABAI D., TÓTH A., SZENTIRMAI I., BIRÓ M., MÁTÉ A., DEMETER L., SZÉPLIGETI M., VARGA A., MOLNÁR Á., KUN R., MOLNÁR Zs. 2015: Do conservation and agri-environmental regulations effectively support traditionally small-scale farming in East-Central European cultural landscapes? *Biodiversity and Conservation* (in press).
- BAKKER J. P., GROOTJANS A. P. 1991: Potential for vegetation regeneration in the middle course of the Drentsche Aa brook valley (The Netherlands). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 20: 249-263.
- BALÁZS P., KONKOLY-GYURÓ É., BACSÁRDI V., KIRÁLY G. 2012: A táj átalakulásának feltárása történeti térképelemzés és kérdőíves felmérés alapján az Őrségben és a Vendvidéken. *TransEcoNet projekt, projektjelentés (WP4, WP6)*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 64 pp.
- BALOGH L. 1996: Adatok néhány inváziós növényfaj elterjedéséhez az Őrségi TK-ban és a kapcsolódó területeken. *Savaria, a Vas megyei Múzeumok Értesítője* 23 (2): 297-307.
- BALOGH L. 2001: Invasive alien plants threatening the natural vegetation of Őrség Landscape Protection Area (Hungary). In: BRUNDU G., BROCK J., CAMARDA I., CHILD L., WADE M. (eds.): *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 185-197.
- BALOGH L. 2003: Hívatlan vendégek. Özönnövények a Rába mentén. *TermészetBúvár* 58(2): 2-5.
- BALOGH L. 2007: Növényi inváziók hazánkban, különös tekintettel Nyugat-Magyarország lágyszárú özönnövényeire. PhD-értekezés. Pécsi Tudományegyetem, Pécs, 130 pp.
- BARTA G. 1981: A társadalmi és gazdasági fejlődés főbb vonásai 1526-1734 között. In: Kuntár L., Szabó L. (szerk.): *Szentgotthárd. Helytörténeti, művelődéstörténeti tanulmányok*. Szentgotthárd Nagyközség Tanácsa, Szombathely, pp. 81-113.
- BARTHA D. 1992: Florisztikai felmérések az Őrségi TK-ban. *Kutatási jelentés, Erdészeti és Faipari Egyetem, Sopron*, 15 pp.
- BARTHA D. 1993a: A Vend-vidék botanikai értékei. *Kutatási jelentés, Erdészeti és Faipari Egyetem, Sopron*, 18 pp.
- BARTHA D. 1993b: Az Őrség nyugati felének botanikai értékei. *Kutatási jelentés, Erdészeti és Faipari Egyetem, Sopron*, 16 pp.
- BARTHA D. (szerk.) 2000: A tervezett Őrség-Rába Nemzeti Parkot megalapozó botanikai-zoológiai kutatások I-X. *Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron*, 767 pp. + 72 térkép.
- BARTHA D. 2014: A Szalafői Óserdő Erdőrezervátum rétje. In: BARTHA D., HORVÁTH J. (szerk.) (2014): *A Szalafői Óserdő*. *Silva Naturalis* 3. *Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron*, pp. 123-135.
- BARTHA S., CZÁRÁN T., PODANI J. 1998: Exploring plant community dynamics in abstract coenostate spaces. *Abstracta Botanica* 22: 49-66.
- BARTHA S., SZENTES SZ., HORVÁTH A., HÁZI J., ZIMMERMANN Z., MOLNÁR Cs., DANCZA I., MARGÓCZI K., PÁL R.W., PURGER D., SCHMIDT D., ÓVÁRI M., KOMOLY C., SUTYINSZKI Zs., SZABÓ G., CSATHÓ A. I., JUHÁSZ M., PENKSZA K., MOLNÁR Zs. 2014: Impact of midsuccessional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Applied Vegetation Science* 17(2): 201-213.
- BARTHA Zs., TÓTH B. 2014: Beszámoló a Fialok Természetismereti Klubja szőcei lápréteken végzett rovtani és botanikai monitorozó munkájáról. *Kézirat*, 29 pp.
- BARTON K. 2014: MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.10.5. <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- BÁLDI A., BATÁRY P., KLEIJN D. 2013: Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary - analysing assemblages of 1200 species. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 166: 28-34.
- BÁNFFY E. 1998: Hétezeröttszáz év településtörténete. – mikroregionális kutatások a Kerka völgyében. In: Vig K. (szerk.): *Húszéves az Őrségi Tájvédelmi Körzet*. *Konferenciakötet*. Szombathely-Szentgotthárd, pp. 15-22.
- BÁNFFY E. 2004: Újkőkori és rézkori megtelepülés a Kerka völgyében. *Zalai Múzeum* 13: 7-28.
- BÁNFFY E., RÉTI Zs. 2008: Az újkőkori építészet legkorábbi emlékei Zala megyében. *Zalai Múzeum* 17: 11-19.
- BEAUFOY G., JONES G., DE RIJCK K., KAZAKOVA Y. 2008: High Nature Value farmlands: Recognising the importance of South East European Landscapes. *Final Summary Report (Bulgaria & Romania)*. WWF Danube-Carpathian Programme and European Forum on Nature Conservation and Pastoralism (EFNCP).

- [http://www.efnecp.org/download/blg\\_rom/FinalReport\\_HNVfarming\\_BulgariaRomania\\_EFNCP-WWFDCP.pdf](http://www.efnecp.org/download/blg_rom/FinalReport_HNVfarming_BulgariaRomania_EFNCP-WWFDCP.pdf). (hozzáférés: 2015.08.19.)
- BEAUFOY G., MARSDEN K. 2010: CAP Reform 2013: Last chance to stop the decline of Europe's High Nature Value farming? Joint position paper by EFNCP, BirdLife, Butterfly Conservation Europe and WWF Europe. <http://www.efnecp.org/download/policy-cap-reform-2013.pdf>. (hozzáférés: 2015.08.19.)
- BELÁK S. 1963: Az őrségi táj mezőgazdaságának múltja és jelene. Vasi Szemle 17(1): 13-25.
- BELTMAN B., VAN DEN BROEK T., MARTIN W., TEN CATE M., GÜSEWELL S. 2003: Impact of mowing regime on species richness and biomass of a limestone hay meadow in Ireland. Bulletin of the Geobotanical Institute ETH 69: 17-30.
- BERANOVÁ M., KUBAČÁK A. 2010: Dějiny zemědělství v Čechách a na Moravě (The history of agriculture in Bohemia and Moravia). Libri, Prague, 430 pp.
- BERKI I., NÉMETH S., SIPOS E., STEFANOVITS P. 1995: Nyugat-Dunántúl legfontosabb talajtípusainak rövid áttekintő ismertetése. Vasi Szemle 49(4): 481-517.
- BERNHARDT-RÖMERMANN M., RÖMERMANN C., SPERLICH S., SCHMIDT W. 2011: Explaining grassland biomass – the contribution of climate, species and functional diversity depends on fertilization and mowing frequency. Journal of Applied Ecology 48: 1088-1097.
- BILLETTER R. D., HOOFTMAN A. P., DIEMER M. 2003: Differential and reversible responses of common fen meadow species to abandonment. Applied Vegetation Science 6: 3-12.
- BISSELS S., DONATH T. W., HÖLZEL N., OTTE A. 2006: Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. Basic and Applied Ecology 7: 433-442.
- BIVAND R. 2014: spdep: Spatial dependence: weighting schemes, statistics and models. R package version 0.5-74. <http://CRAN.R-project.org/package=spdep>
- BIVAND R., PEBESMA E. J., GÓMEZ-RUBIO V. 2008: Applied spatial data analysis with R. Springer, New York, 378 pp.
- BÍRÓ É., BABAI D., BÓDIS J., MOLNÁR ZS. 2014: Lack of knowledge or loss of knowledge? Traditional ecological knowledge of population dynamics of threatened plant species in East-Central Europe. Journal for Nature Conservation 22: 318-325.
- BÍRÓ R., DEMETER L., KNOWLES B. 2011: Farming and management of Hay Meadows in Csík and Gyimes – Experiences from Social research. In: Barbara K. (Ed.): Mountain hay meadows: hotspots of biodiversity and traditional culture. Society of Biology, London, Pogány-havas Association, Csíkszilyó. [http://mountainhaymeadows.eu/online\\_publication/11-farming-and-management-of-hay-meadows-in-csik-and-gyimes.html](http://mountainhaymeadows.eu/online_publication/11-farming-and-management-of-hay-meadows-in-csik-and-gyimes.html) (hozzáférés: 2015.08.16.)
- BOBBINK R., WILLEMS J. H. 1993: Restoration management of abandoned chalk grassland in the Netherlands. Biodiversity and Conservation 2: 616-626.
- BODONCZI L. 1999: Az Őrség és a Vendvidék védett és veszélyeztetett növényei. Kitaibelia 4(1): 169-177.
- BODONCZI L. 2002: Újabb adatok Vas megye flórájához. Kitaibelia 7: 157-161.
- BODONCZI L. 2005: Javaslat Vas megye új, botanikai szempontú tájfelosztására. Vasi Szemle 59(3): 358-376.
- BODONCZI L., TÍMÁR G., TÓTH Z. 2008: Botanikai szempontú helyzetelemzés és javaslat a Vasi Nemzeti Park számára. Tanulmány. Kerekdő Alapítvány, Szombathely, 29 pp.
- BORBÁS V. 1898: Vasvármegye növénygeográfiai viszonyai. In: BOROVSZKY S. (szerk.): Magyarország vármegyéi és városai. Vasvármegye. Apollo Irodalmi és Nyomdai Részvénytársaság, Budapest, pp. 497-536.
- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. Acta Botanica Hungarica 39: (1-2) 97-181.
- BORHIDI A., SÁNTA A. (szerk.) 1999: Vörös Könyv Magyarország növénygyűjtéséről I-II. Természettudományi Akadémia Kiadó, Budapest, 766 pp.
- BOROS Á. 1927: Vasvármegye moha-flórájának előmunkálatai. Vasvármegye és Szombathely város Kultúregyesülete és a Vasvármegyei Múzeum II. évkönyve, Szombathely, pp. 207-224.
- BOROS Á. 1937: Megjegyzések a dunántúli Sphagnum előfordulásokhoz. Botanikai Közlemények 34(3-4): 153.
- BOROS Á. 1964a: A tőzegmoha és a tőzegmohás lápok Magyarországon. Vasi Szemle 18: 53-68.
- BOROS Á. 1964b: Mohák. In: SOÓ R. (szerk.): A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 353-510.
- BOROS Á. 1968: Bryogeographie und Bryoflora Ungarns. Akadémiai Kiadó, Budapest, 466 pp.
- BOTTA-DUKÁT Z., DANCZA I. 2001: Effect of weather conditions on the growth of giant goldenrod (*Solidago gigantea* AIT.). In: Brundu G., Brock J., Camarda I., Child L., Wade M. (Eds.): Plant Invasions: Species ecology and ecosystem management. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 47-54.
- BOTTA-DUKÁT Z., KOVÁCS J. A., BAGI I., MOLNÁR ZS., LÁJER K., ÓVÁRI M., TÍMÁR G., NAGY J. 2011: D34 – Mocsárrétek. In: BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A. (szerk.): Magyarország Élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 85-89.

- BURI P., ARLETTAZ R., HUMBERT J.-Y. 2013: Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows: Evidence drawn from field-scale experimentation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181: 22-30.
- BURNHAM K. P., ANDERSON D. R. 2002: Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach (2nd. ed.). Springer, New York, 488 pp.
- BURRICHTER E., HÜPPE J., POTT R. 1993: Agrarwirtschaftlich bedingte Vegetationsbereicherung und -verarmung in historischer Sicht. *Phytocoenologia* 23: 427-447.
- CATTIN M.-F., BLANDENIER G., BANAŠEK-RICHTER C., BERSIER L.-F. 2003: The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biological Conservation* 113: 179-188.
- CIZEK O., ZAMECNIK J., TROPEK R., KOCAREK P., KONVICKA M. 2012: Diversification of mowing regimes increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation* 16: 215-226.
- CRAWLEY M. J., JOHNSTON A. E., SILVERTOWN J., DODD M., DE MAZANCOURT C., HEARD M. S., HENMAN D. F., EDWARDS G. R. 2005: Determinants of species richness in the Park Grass Experiment. *The American Naturalist* 165: 179-192.
- CSERGŐ A. M., DEMETER L. 2012: Plant species diversity and traditional management in Eastern Carpathians grasslands. EFNCP-report. [http://www.efncp.org/download/pogany-havas\\_botany.pdf](http://www.efncp.org/download/pogany-havas_botany.pdf). (hozzáférés: 2015.08.17.)
- CSERNY T., NAGYNÉ BODOR E. 2002: Földtani és palinológiai vizsgálatok a nyugat-magyarországi peremvidék lágjain. In: PIROS O. – SIMONYI D. (szerk.): A Magyar Állami Földtani Intézet évi jelentése 1997–1998-ról. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, pp. 87-105.
- DANCZA I., BÉRES I. 1998: A magas és a kanadai aranyvessző (*Solidago gigantea* és *S. canadensis*). *Agrofórum* 9(6): 25-28.
- DOGRA K. S., KOHLI R. K., SOOD S. K. 2009: An assessment and impact of three invasive species in the Shivalik hills of Himachal Pradesh, India. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 1(1): 4-10.
- DONATH T. W., HÖLZEL N., OTTE A. 2006: Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. *Biological Conservation* 130: 315-323.
- DORMANN C. F., MCPHERSON J. M., ARAUJO M. B., BIVAND R., BOLLIGER J., CARL G., DAVIES R. G., HIRZEL A., JETZ W., KISSLING W. D., KUHN I., OHLEMULLER R., PERES-NETO P. R., REINEKING B., SCHRÖDER B., SCHURR F. M., WILSON R. 2007: Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30: 609-628.
- DÖMÖTÖR S. 1987: Őrség. Őrségi Baráti Kör, Szombathely, 167 pp.
- DÖVÉNYI Z. 2010: Magyarország Kistájainak Katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 pp.
- DRAY S., Legendre P., Peres-Neto P. R. 2006: Spatial modelling: a comprehensive framework for principle coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling* 196: 483-493.
- ELLENBERG H. 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 4. Auflage. Verlag Ulmer, Stuttgart, 1095 pp.
- ELLENBERG H. 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Ed. 5. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1095 pp.
- ELLMAUER T., MUCINA L. 1993: Molinio-Arrhenatheretea. In: MUCINA L., GRABHERR G., ELLMAUER T. (Eds.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation. Gustav Fischer Verlag, Jena, pp. 297-401.
- FENNER M., PALMER L. 1998: Grassland management to promote biodiversity: creation of a patchy sward by mowing and fertiliser regimes. *Field Studies*, 9: 313-324.
- FÉNYES E. 1836: Vas vármegye mostani állapotja statisztikai és geographiai tekintetben. Vas Megyei Levéltár, Szombathely, 90 pp.
- FIATALOK TERMÉSZETISMERETI KLUBJA 1988: Szóce, 1988. Kézirat. 28 pp.
- FIATALOK TERMÉSZETISMERETI KLUBJA 2003: Beszámoló a Fialok Természetismereti Klubja szócei lágpréteken végzett többszemponú vizsgálatairól. Kézirat. 23 pp.
- FIELD K. J., LEAKE J. R., TILLE S., ALLINSON K. E., RIMINGTON W. R., BIDARTONDO M. I., BEERLING D. J., CAMERON D. D. 2015: From mycoheterotrophy to mutualism: mycorrhizal specificity and functioning in *Ophioglossum vulgatum* sporophytes. *New Phytologist* 205: 1492-1502.
- FISCHER J., HARTEL T., KUEMMERLE T. 2012: Conservation policy in traditional farming landscapes. *Conservation Letters* 5: 167-175.
- FOSTER B. L., GROSS K. L. 1998: Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology* 79: 2593-2602.
- FRANYÓ F., ERHARDT GY., JASKÓ S., JUHÁSZ Á., SZÉLES M., SZŰCS L., WEIN GY. 1976: Magyarázó Magyarország 200 000-es földtani térképsorozatához. L-33-XI. Zalaegerszeg. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 190 pp.

- FRY R., LONSDALE D. (szerk.) 1991: Habitat conservation for insects – a neglected green issue. Amateur Entomologists' Society, Feltham, 262 pp.
- GÁYER GY. 1925: Vasvármegye fejlődéstörténeti növényföldrajza és a praenorikumi flórasáv. Vasvármegye és Szombathely Város Kultúregyesülete és a Vasvármegyei Múzeum Évkönyve 1: 1-43.
- GÁYER GY. 1927: Új adatok Vasvármegye flórájához I. – Vasvármegye és Szombathely Város Kultúregyesülete és a Vasvármegyei Múzeum Évkönyve 2: 204-206, 248-255.
- GÁYER GY. 1929: Új adatok Vasvármegye flórájához II. Vasvármegye és Szombathely Város Kultúregyesülete és a Vasvármegyei Múzeum Évkönyve 3: 70-75.
- GREEN R. E. 2002: Corncrakes, conservation management and agri-environment schemes. Aspects of Applied Biology 67: 189. <http://conservationevidence.com/individual-study/2698> (hozzáférés: 2015.08.05.)
- GRIFFITH D. A., PERES-NETO P. R. 2006: Spatial modelling in ecology: the flexibility of eigenfunction spatial analyses. Ecology 87: 2603-2613.
- GYÖNGYÖSSY P. 2008: „Gyántásország” Történeti adatok az őrségi erdők erdészeti és természetvédelmi értékeléséhez. Tanulmány. Kerekerdő Alapítvány, Szombathely, 110 pp.
- GYURÁCS J., SZINETÁR CS. (szerk.) 2001: Őrségi Nemzeti Park természetvédelmi kezelési terv. Berzsenyi Dániel Főiskola, Állattani Tanszék, Szombathely; FHNPI Őrségi Tájvédelmi Körzet, Óriszentpéter. Kézirat. 270 pp.
- HALD A.B., VINTHER E. 2000: Restoration of a species-rich fen-meadow after abandonment: response of 64 species to management. Applied Vegetation Science 3: 15-25.
- HANSSON M., FOGELFORS H. 2000: Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. Journal of Vegetation Science 11: 31-38.
- HARTMANN E., KONOLD W. 1995: Späte und Kanadische Goldrute (*Solidago gigantea et canadensis*): Ursachen und Problematik ihrer Ausbreitung sowie Möglichkeiten ihrer Zurückdrängung. In: Böcker R., Konold W., Schmid-Fischer S. (Eds.) Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management. Ecomed, Landsberg, pp. 93-104.
- HÁZI J., BARTHA S., SZENTES SZ., WICHMANN B., PENKSZA K. 2011: Seminatural grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary. Plant Biosystems 145: 699-707.
- HEJCMAN M., ČEŠKOVA M., SCHELLBERG J., PÄTZOLD S. 2010: The Rengen Grassland Experiment: effect of soil chemical properties on biomass production, plant species composition and species richness. Folia Geobotanica 45: 125-142.
- HEJCMAN M., HEJCMANOVÁ P., PAVLŮ V., BENEŠ J. 2013: Origin and history of grasslands in Central Europe – a review. Grass and Forage Science 68: 345-363.
- HEJDA M., PYŠEK P., JAROŠIK V. 2009: Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. Journal of Ecology 97: 939-403.
- HOFMEISTER H., GARVE E. (1998): Lebensraum Acker. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 322 pp.
- HOLLING C. S. (Ed.) 1978: Adaptive environmental assessment and management. John Wiley & Sons, London, 377 pp.
- HONVÁRI J. (szerk.) 2002: Magyarország gazdaságtörténete a honfoglalástól a 20. század közepéig. Aula Kiadó, Budapest, 682 pp.
- HORVÁTH A. 2007: Miért kell „mindenáron” monitoroznunk? In: HORVÁTH A., SZITÁR K. (szerk.): Agrártájak növényzetének monitorozása. A hatásmonitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 12-12.
- HORVÁTH A., BARTHA S., BÖLÖNI J. 2008: A Natura 2000 élőhely monitorozó protokollok kidolgozása és tesztelése. Struktúra és funkció protokoll. In: BIRÓ M., MOLNÁR Zs. (szerk.): A madárvédelmi (79/409/EKG) és az élőhelyvédelmi (92/43/EGK) irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése. Kézirat. pp. 82–117.
- HORVÁTH A., SZITÁR K. (szerk.) 2007: Agrártájak növényzetének monitorozása. A hatásmonitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 240 pp.
- HORVÁTH E., JEANPLONG J. 1962: Vas megye ritka és védelmet érdemlő növényei. Savaria Múzeum Közleményei 18: 19-43.
- HORVÁTH E., SZINETÁR M. 1965: Újabb előfordulási adatok Vas megye flórájához. Vasi Szemle 19: 101-104.
- HÜPPE J. 1990: Die Genese moderner Agrarlandschaften in vegetationsgeschichtlicher Sicht. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 19: 424 -432.
- JANEČKOVÁ P., WOTAVOVÁ K., SCHÖDELBAUEROVÁ I., JERSÁKOVÁ J., KINDLMANN P. 2006: Relative effects of management and environmental conditions on performance and survival of populations of a terrestrial orchid, *Dactylorhiza majalis*. Biological Conservation 129: 40-49.
- JÁRÓ Z. 1966: A fenyőfélék termőhelyigénye. In: KERESZTESI B. (szerk.): A fenyők termesztése. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 122-153.
- JEANPLONG J. 1960: Vázlatok a Rába határvidéki árterének réteiről. Botanikai Közlemények 49: 289-299.
- JEANPLONG J. 1969: A Rába árteri rétek-legelők ökológiai-, cönológiai és hozamvizsgálatai. Kandidátusi értekezés tézisei. Budapest, 9 pp.

- JEAPLONG J. 1987: Jelentősebb hasznosítható réttársulások az Alpokalja vas megyei részén. *Praenorica Folia Historico-naturalia* 2: 85-94.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1967: On some 'characteristic area' of plant community stands. *Proceedings of the Colloquium on Information Theory*, Bolyai Mathematical Society, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 269-282.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1972a: Elemi preferenciális folyamatok információelméleti modellezése szünbotanikai objektumokon. *Kandidátusi Értekezés*, Budapest.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1972b: A növényzet szerkezetvizsgálata: Új modellek 1. rész. Bevezetés. *Botanikai Közlemények* 59: 1-6.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1973: A növényzet szerkezetvizsgálata: Új modellek 2. rész. Elemi beszállás a florális diverzitás szerint. *Botanikai Közlemények* 60: 35-41.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1980a: A cönológia koegzisztenciális szerkezeteinek modellezése. *Akadémiai Doktori értekezés*, Budapest.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1980b: A növényzet szerkezetvizsgálata: Új modellek 3. rész. Florális diverzitás: elemek. *Botanikai Közlemények* 67: 185-193.
- 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.
- JUTILA H. M., GRACE J. B. 2002: Effects of disturbance on germination and seedling establishment in a coastal prairie grassland: a test of the competitive release hypothesis. *Journal of Ecology* 90: 291-302.
- KALÁSZ E. 1932: A szentgotthárdi apátság birtokviszonyai és a ciszterci gazdálkodás a középkorban. Budapest. 179 p.
- KARG S. 1995: Plant diversity in late medieval cornfields of northern Switzerland. *Vegetation History and Archaeobotany* 4: 41-50.
- KÁROLYI Á., PÓCS T. 1968: Délnyugat-Dunántúl flórája I. *Acta Academiae Paedagogicae Agriensis* 6: 329-390.
- KÁROLYI Á., PÓCS T. 1969: Délnyugat-Dunántúl flórája II. *Acta Academiae Paedagogicae Agriensis* 7: 329-377.
- KÁROLYI Á., PÓCS T., BALOGH M. 1970: Délnyugat-Dunántúl flórája III. *Acta Academiae Paedagogicae Agriensis* 8: 469-495.
- KÁROLYI Á., PÓCS T., BALOGH M. 1971: Délnyugat-Dunántúl flórája IV. *Acta Academiae Paedagogicae Agriensis* 9: 387-409.
- KÁROLYI Á., PÓCS T., BALOGH M. 1972: Délnyugat-Dunántúl flórája V. *Acta Academiae Paedagogicae Agriensis* 10: 373-400.
- KÁROLYI Á., PÓCS T., BALOGH M. 1974: Délnyugat-Dunántúl flórája VI. *Acta Academiae Paedagogicae Agriensis* 12: 451-463.
- KÁROLYI Á., PÓCS T., BALOGH M. 1975: Délnyugat-Dunántúl flórája VII. *Acta Academiae Paedagogicae Agriensis* 13: 395-415.
- KÁROLYI Á., PÓCS T. 1954: Adatok Délnyugat-Dunántúl növényföldrajzához. *Botanikai Közlemények* 45: 257-267.
- KÁROLYI Á., PÓCS T. 1957: Újabb adatok Délnyugat-Dunántúl flórájához. *Annales Musei Nationalis Hungarici* 8: 197-204.
- KÁROLYI Á., PÓCS T. 1964: Újabb adatok Délnyugat-Dunántúl flórájához III. *Savaria, a Vas Megyei Múzeumok Értesítője* 2: 43-54.
- KELEMEN J. (szerk.) 1997: Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. *TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó*, Budapest, 388 pp.
- KELEMEN A., TÖRÖK P., VALKÓ O., MIGLÉCZ T., TÓTHMÉRÉSZ B. 2013: Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. *Journal of Vegetation Sciences* 24: 1195-1203.
- KESZEI B. 2005: Az Őrségi Nemzeti Park néhány területének állapotváltozása. *Kutatási jelentés. Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, Óriszentpéter*, 24 pp.
- KIRÁLY G. 2014a: 6510 Sík- és dombvidéki kaszálórét. In: HARASZTHY L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár*, pp. 838-841.
- KIRÁLY G. 2014b: 6520 Hegyi kaszálórét. In: HARASZTHY L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár*, pp. 842-844.
- KIRÁLY G., KIRÁLY A. 1998a: Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez. *Kitaibelia* 3(1): 113-120.
- KIRÁLY G., BARTHA D., BODONCZI L., KOVÁCS J. A., ÓDOR P., TÍMÁR G. 2002: Az Őrségi Tájvédelmi Körzet védett és veszélyeztetett edényes növényei. *Kanitzia* 10: 61-108.
- KIRÁLY G., MESTERHÁZY A., KIRÁLY A. 2007: Adatok a Nyugat-Dunántúl flórájához és növényföldrajzához. *Flora Pannonica* 5: 3-66.
- KIRÁLY G., MESTERHÁZY A., KIRÁLY A. 2011: Az Őrség Kiemelt Jelentőségű Természetmegőrzési Terület (HUON 20018) élőhelytérképezése. *Kézirat. Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, Óriszentpéter*, 132 pp.



- KLÁPŠTĚ J. 2006: Proměna českých zemí ve středověku (Transformation of Czech Lands in the Medieval). Nakladatelství Lidové noviny, Prague, 616 pp.
- KLEIJN D., KOHLER F., BÁLDI A., BATÁRY P., CONCEPCIÓN E. D., CLOUGH Y., DÍAZ M., GABRIEL D., HOLZSCHUH A., KNOP E., KOVÁCS A., MARSHALL E. J. P., TSCHARNTKE T., VERHULST J. 2008: On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B. Biological Sciences* 276 (1658): 903-909.
- KLEYER M., SCHRÖDER B., BIEDERMANN R., RUDNER M., FRITZSCH K., KÜHNER A., POSCHLOD P., KAHMEN S., TACKENBERG O., TALMON E., POETHKE H.-J., OBERMAIER E., HEIN S., HINSCH M., HENLE K., SETTELE J., BINZENHÖFER B., PFEIFFER A., KÖGL H., PIOTRASCHKE H., VETTERLEIN D. (2004): Freie Beweidung mit geringer Besatzdichte und Fräsen als alternative Verfahren zur Pflege von Magerrasen. In: FINK P., HÄRDITZLE W., REDECKER B., RIECKEN U.: Weidelandschaften und Wildnisgebiete - Vom Experiment zur Praxis. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 78: 161-182.
- KNOWLES B. 2011: Mountain Hay Meadows: the Romanian Context and the Effects of Policy on High Nature Value Farming. In: KNOWLES B. (Ed.) Mountain hay meadows – hotspots of biodiversity and traditional culture. Society of Biology, London, 8 pp. [http://www.mountainhaymeadows.eu/online\\_publication/02-mountain-hay-meadows-the-romanian-context-and-the-effects-of-policy-on-high-nature-value-farming.html](http://www.mountainhaymeadows.eu/online_publication/02-mountain-hay-meadows-the-romanian-context-and-the-effects-of-policy-on-high-nature-value-farming.html) (hozzáférés: 2015.08.10.)
- KOLLÁR F. 1967: A Kerka patak felső szakaszának szabályozása. *Vízügyi Közlemények* 49(3): 390-403.
- KOUTIKA L.-S., RAINEY H. J., DASSONVILLE N. 2011: Impacts of *Solidago gigantea*, *Prunus serotina*, *Heracleum mantegazzianum* and *Fallopia japonica* invasions on ecosystems. *Applied Ecology and Environmental Research* 9(1): 73-83.
- KOVÁCS J. A. 1995: Vas megye növénytakarásainak áttekintése. *Vasi Szemle* 49(4): 518-557.
- KOVÁCS J. A. 1999: Az Őrségi Tájvédelmi Körzet növényzetének sajátosságai, ökológiai-természetvédelmi problémái. *Vasi Szemle* 53(1): 111-142.
- KOVÁCS J. A. 2002: Az Őrségi Tájvédelmi Körzet rétvegetációja. *Kanitzia* 10: 137-174.
- KOVÁCS J. A., TAKÁCS B., 1993: Az Őrségi TK nyugati részének vegetációtérképezése, Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola, Szombathely, 66 pp.
- KOVÁCS J. A., TAKÁCS B., 1994: Az Őrségi TK keleti részének vegetációtérképezése, Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola, Szombathely, 127 pp.
- KOVÁCS J. A., TAKÁCS B. 1997: Vas megye edényes flórájának kritikai vonatkozásai. *Kitaibelia* 2(2): 220-225.
- KOVÁCS J. A., TAKÁCS B. 1998: Az alsószőlőki Rába-völgy botanikai értékei. *Kanitzia* 6: 89-110.
- KOVÁCS M. 1956: A kékperjés rétek (*Molinietum coerulaeae*, *Junceto-Molinietum*) szerepe és jelentősége rétgazdálkodásunkban. *Agrártudományi Egyetem Agronómiai Kar Kiadványa* 3(6): 1–27.
- KOVÁCS M. 1957: Magyarország láprétegeinek ökológiai viszonyai (talaj- és mikroklímaviszonyok). *A Magyar Tudományos Akadémia Biológiai Csoportjának Közleményei* 1: 387–454.
- KOVÁCS M. 1962: Die Moorbiesen Ungarns. *Akadémiai Kiadó, Budapest*, 214 pp.
- KÖHLER B., GIGON A., EDWARDS P. J., KRUSI B., LANGENAUER R., LÜSCHER A., RYSER P. 2005: Changes in the species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7: 51-67.
- KÖRÖSI Á., SZENTIRMAI I., ÖRVÖSSY N., KÖVÉR SZ., BATÁRY P., PEREGOVITS L. 2009: A kaszálás hatásainak vizsgálata a vérfű hangyaboglárka (*Maculinea teleius*) populációira – egy kezelési kísérlet első tapasztalatai. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 257-268.
- KÖRÖSI Á., SZENTIRMAI I., BATÁRY P., KÖVÉR SZ., ÖRVÖSSY N., PEREGOVITS L. 2014: Effects of timing and frequency of mowing on the threatened scarce large blue butterfly – A fine-scale experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 196: 24-33.
- KUČERA T., ŠUMBEROVÁ K. 2001: Louky a pastviny. In: Chytrý M., Kučera T. és Kočí M. (Eds.), *Katalog biotopů České republiky, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha*, pp. 109-123.
- KUN R. 2014: Kaszálási módok hatásának vizsgálata egy Őrségi mocsárréten a mikroökológia módszerével. Szakdolgozat. Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Gödöllő, 53 pp.
- KUN R., SZÉPLIGETI M., MALATINSZY Á., VIRÁGH K., SZENTIRMAI I., BARTHA S. 2014: Egy inváziós faj, a *Solidago gigantea* AITON által kolonizált mocsárrétek diverzitása és fajkompozíciós koordináltsága. *Botanikai Közlemények* 101(1-2): 1-13.
- LÁJER K. 1997a: Az északi sás (*Carex hartmanii* CAJANDER) Vas megyében. *Vasi Szemle* 51(4): 481-492.
- LÁJER K. 1997b: Vázlatok a *Carex hartmanii* CAJANDER magyarországi elterjedéséről, ökológiai viszonyairól. *Kitaibelia* 2(1): 103-122.
- LÁJER K. 1998a: Bevezetés a magyarországi lápok vegetáció-ökológiájába. *Tilia* 6: 84-238.
- LÁJER K. 1998b: Az *Aldrovanda vesiculosa* L. újabb előfordulása és egyéb adatok Magyarország flórájának ismeretéhez. *Kitaibelia* 3: 263-274.

- LÁJER K., MÁTÉ A., SEREGÉLYES T., BAGI I., MOLNÁR ZS. 2011: D2 – Kékperjés rétek. In: BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A. (szerk.): Magyarország Élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 80-85.
- LEGENDRE P., GALLAGHER E. D. 2001: Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.
- LENGYEL A., KOVÁCS J. A., TÍMÁR G., BÖLÖNI J., BOTTA-DUKÁT Z., BAGI I. 2011: E2 – Veres csenkeszes rétek. In: BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A. (szerk.): Magyarország Élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 103–107.
- LIU Y., ROTHENWÖHRER C., SCHERBER C., BATÁRY P., ELEK Z., STECKEL J., ERASMI S., TSCHARNTKE T., WESTPHAL C. 2014: Functional beetle diversity in managed grasslands: effects of region, landscape context and land use intensity. *Landscape Ecology* 29: 529-540.
- LOUAULT F. P., PILLAR V. D., AUFRERE J., GARNIER E., SOUSSANA J.-F. 2005: Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science* 16: 151-160.
- MAG Zs., TÓTH B. 2009: Beszámoló a Fialatok Természetismereti Klubja szőcei lápréteken végzett rovtani és botanikai monitorozó munkájáról. Kézirat. 11 pp.
- MAG Zs., TÓTH B. 2010: Beszámoló a Fialatok Természetismereti Klubja szőcei lápréteken végzett rovtani és botanikai monitorozó munkájáról Kézirat. 17 pp.
- MAGYAR FLÓRATÉRKÉPEZÉSI PROGRAM ADATBÁZISA. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytani és Természetvédelmi Intézet, Sopron.
- MÁTÉ A. 2014a: 6410 Kékperjés láprétek. In: HARASZTHY L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 824-829.
- MÁTÉ A. 2014b: 6440 Ártéri mocsárrétek. In: HARASZTHY L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár. pp. 834-837.
- MEILLEUR B. 2010: The structure and Role of Folk Ecological Knowledge in Les Allues, Savoie (France). In: JOHNSON L. M., HUNN E. S. (Eds.) *Landscape Ethnoecology. Concepts of Biotic and Physical Space*. Berghahn, New York, Oxford, pp. 159-174.
- MERUNKOVÁ K., PREISLEROVÁ Z., CHYTRÝ M. 2012: White Carpathian grasslands: can local ecological factors explain their extraordinary species richness? *Preslia* 84: 311-325.
- MESTERHÁZY A. 2008: Az Őrségi Nemzeti Park élőhelyeinek természetvédelmi kezelése. Kézirat. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola, Sopron, 25 pp.
- MEYER A. H. 1992: The experimental demography of clonal plants: a case study of invading species *Solidago altissima* L. Doctoral dissertation. University of Basel.
- MEYER A., SCHMID B. 1999: Experimental demography of the old-field perennial *Solidago altissima*: the dynamics of the shoot population. *Journal of Ecology* 87: 17-27.
- MIDDLETON B. A. 2012: Rediscovering traditional vegetation management in preserves: Trading experiences between cultures and continents. *Biological Conservation* 158: 271-279.
- MIDDLETON B. A., HOLSTEN B., VAN DIGGELEN R. 2006: Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science* 9: 307-316.
- MIHOLICS J. 1971: Alsó-Őrség földtörténeti vázlata. *Vasi Szemle* 25(2): 251-268.
- MIHOLICS J. 1968: Völgyfejlődés vizsgálata az Őrségben és a Vendvidéken. *Földrajzi Értesítő* 17(1): 47-60.
- MITLACHER K., POSCHLOD P., ROSÉN E., BAKKER J.P. 2002: Restoration of wooded meadows: a comparative analysis along a chronosequence on Öland (Sweden). *Applied Vegetation Sciences* 5: 63-73.
- MOESLUND J. E., ARGE L., BØCHER P. K., DALGAARD T., EJRNÆS R., ODGAARD M. V., SVENNING J.-C. 2013: Topographically controlled soil moisture drives plant diversity patterns within grasslands. *Biodiversity and Conservation* 22: 2151-2166.
- MOLNÁR Cs., MOLNÁR Zs., BARINA Z., BAUER N., BIRÓ M., BODONCZI L., BÖLÖNI J., CSATHÓ A. I., CSIKY J., DEÁK J. Á., FEKETE G., HORVÁTH A., JUHÁSZ M., KÁLLAYNÉ SZERÉNYI J., KIRÁLY G., MAGOS G., MÁTÉ A., MESTERHÁZY A., MOLNÁR A., NAGY J., ÓVÁRI M., PURGER D., SRAMKÓ G., SZÉNÁSI V., SZMORAD F., TÓTH T., VIRÓK V. 2008: Vegetation-based landscape regions of Hungary [1.0]. *Acta Botanica Hungarica* 50: 47-58.
- MOLNÁR V. A. 1999: Bevezetés Magyarország florisztikai növényföldrajzába. In: FARKAS S. (szerk.): *Magyarország védett növényei*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 43-52.
- MOLNÁR V. A. (szerk.) 2011: *Magyarország orchideáinak atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest, 504 pp.
- MOLNÁR Zs., BARTHA S., BABAI D. 2009: A népi növényzetismeret és az etnogeobotanikai, ökológiai antropológiai megközelítés szerepe napjaink vegetáció- és táj kutatásában. *Botanikai Közlemények* 96(1-2): 95-116.
- MOOG D., POSCHLOD P., KAHMEN S., SCHREIBER K.-F. 2002: Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. *Applied Vegetation Science* 5: 99-106.

- MORAN P. A. P. 1948: The interpretation of statistical maps. *Journal of the Royal Statistical Society (Series B)* 10(2): 243-251.
- NEMES-NÉPI ZAKÁL GY. 1818: Eörséghnek Leírása ugymint: Annak Természete, Története, lakosai ezeknek szokásai, nyelv szokása. Hasonmás kiadás, Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród (2002), 90 pp.
- NÉMETH F. (Ed.) 1993: Exploratory biodiversity studies in former iron curtain zone of Hungary. WWF – MTA ÖBKI, Vácrátót, 86 pp.
- NYUGAT-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG: Jelentős emberi beavatkozások (4-2 Zala). [http://www.nyuduvizig.hu/upload/Jelentos\\_emberi\\_beavatkozások\\_Zala.pdf](http://www.nyuduvizig.hu/upload/Jelentos_emberi_beavatkozások_Zala.pdf) (2015.07.31.)
- ØIEN D.-I., MOEN A. 2001: Nutrient limitation in boreal plant communities and species influenced by scything. *Applied Vegetation Science* 4: 197-207.
- OELMANN Y., BROLL G., HÖLZEL N., KLEINEBECKER T., VOGEL A., SCHWARTZE P. 2009: Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet grasslands of north-western Germany. *Biological Conservation* 142: 2941-2948.
- OKSANEN J., BLANCHET F. G., KINDT R., LEGENDRE P., MINCHIN P. R., O'HARA R. B., SIMPSON G. L., SOLYMOS P., STEVENS M. H. H., WAGNER H. H. 2013: vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- OOMES M. J. M., MOOI H. 1981: The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an *Arrhenatherion elatioris* grassland. *Vegetatio* 47: 233-239.
- ÓDOR P., SZURDOKI E., TÓTH Z. 1996: Újabb adatok a Vendvidék mohafldrájához. *Botanikai Közlemények* 83: 97-108.
- ÓDOR P., SZURDOKI E., TÓTH Z. 2002: Az Őrség és a Vendvidék főbb élőhelyeinek mohavegetációjája és flórájája. *Kanitzia* 10: 15-60.
- PAPP B., ERZBERGER P. 2003: Data about the actual local populations of bryophyte species protected in Hungary. *Studia Botanica Hungarica* 34: 33-42.
- PAPP B., RAJCSY M. 1996: Az Őrség mohafldrájája, a Magyar Természettudományi Múzeum Növénytára mohaherbáriumára alapján. In: VÍG K. (szerk.): Az Őrségi Tájvédelmi Körzet Természeti Képe II. Savaria Múzeum, Szombathely, pp. 275-295.
- PAUER A. 1932: Vas vármegye természeti emlékei. A csornai premontrei kanonokrend Szent Norbert Gimnáziumának 1931-32. évi Értesítője, pp. 1-66.
- PE'ER G., DICKS L. V., VISCONTI P., ARLETTAZ R., BÁLDI A., BENTON T. G., COLLINS S., DIETERICH M., GREGORY R. D., HARTIG F., HENLE K., HOBSON P. R., KLEIJN D., NEUMANN R. K., ROBIJNS T., SCHMIDT J., SHWARTZ A., SUTHERLAND W. J., TURBE A., WULF F., SCOTT A. V. 2014: EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science* 344: 1090-1092.
- PÉK A. 2012: Nagyrákos és Pankasz községek gyepgazdálkodásának természetvédelmi vonatkozásai. Diplomadolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytani és Természetvédelmi Intézet, Sopron, 87 pp.
- PINKE GY., PÁL R. 2005: Gyomnövényeink eredete, termőhelye és védelme. Alexandra Kiadó, Pécs, 231 pp.
- PODANI J. 1993: SYN-TA X 5.0: Computer programs for multivariate data analysis in ecology and systematics. *Abstracta Botanica* 17: 289-302.
- PODANI J. 1997: Bevezetés a többváltozós adatfeltárás rejtelméibe. Scientia Kiadó, Budapest, 412 pp.
- POPTCHEVA K., SCHWARTZE P., VOGEL A., KLEINEBECKER T., HÖLZEL N. 2009: Changes in wet meadow vegetation after 20 years of different management in a field experiment (North-West Germany). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134: 108-114.
- POSCHLOD P., WALLIS DE VRIES M. F. 2002: The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104: 361-376.
- PÓCS T., NAGY É., GELENCSÉR I., VIDA G. 1958: Vegetationsstudien im Őrség. Akadémiai Kiadó, Budapest, 125 pp.
- PÓCS T., PÓCSNÉ GELENCSÉR I., TALLÓS P., SZODFRIDT I., VIDA G. 1962: Szakonyfalu környékének vegetációtérképe. *Egri Pedagógiai Főiskola Füzetek* 8: 449-478.
- PULLIN A. S., KNIGHT T. M. 2003: Support for decision making in conservation practice: an evidence-based approach. *Journal for Nature Conservation* 11: 83-90.
- REDECKER B., FINCK P., HARDTLE W., RIECKEN U., SCHRODER E. (Eds.) 2002: Pasture Landscapes and Nature Conservation. Springer, Berlin, 462 pp.
- QUÉTIER F., THEBAULT A., LAVOREL S. 2007: Plant traits in a state and transition framework as markers of ecosystem response to land-use change. *Ecological Monographs* 77: 33-53.
- R CORE TEAM 2014: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, <http://www.R-project.org/>.
- RÉDEI T., LENDVAI G. 1992: A vendvidéki Hármashatár, Grajka-völgy és a Kőszegi-hegységi Írott könnövényzete. Kutatási jelentés. MTA ÖBKI, Vácrátót, 21 pp.
- ROGOVSZKY Z. 1997: Állapotjelentés a szőcei tőzegmohásról. FTK kutatásjelentés. 23 pp.

- RÖMERMANN C., BERNHARDT-RÖMERMANN M., KLEYER M., POSCHLOD P. 2009: Substitutes for grazing in semi-natural grasslands – do mowing or mulching represent valuable alternatives to maintain vegetation structure? *Journal of Vegetation Science* 20: 1086-1098.
- RUPRECHT E., SZABÓ A., ENYEDI M. Z., DENGLER J. 2009: Steppe-like grasslands in Transylvania (Romania): characterisation and influence of management on species diversity and composition. *Tuexenia* 29: 353-368.
- SCHMITT T., RÁKOSY L. 2007: Changes of traditional agrarian landscapes and their conservation implications: a case study of butterflies in Romania. *Diversity and Distributions* 13: 855-862.
- SCHRAUTZER J., IRMLER U., JENSEN K. 2004: Auswirkungen großflächiger Beweidung auf die Lebensgemeinschaften eines nordwestdeutschen Flusstales. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 78: 39-62.
- SOMOGYI S. 1962: A Vasi-hegyhát és a Kemeneshát. *Földrajzi Értesítő* 11(1): 52-58.
- SOUTHWOOD T. R. E., BROWN V. K., READER P. M. 1979: The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biological Journal of Linnean Society* 12: 327-348.
- STAMMEL B., KIEHL K., PFADENHAUER J. 2003: Alternative managements on fens: response of vegetation to grazing and mowing. *Applied Vegetation Science* 6: 245-254.
- STOLL P., EIGLI P., SCHMID B. 1998: Plant foraging and rhizome growth patterns of *Solidago altissima* in response of mowing and fertilizer application. *Journal of Ecology* 86: 341-354.
- SVÁB J. 1981: Biometriai módszerek a kutatásban. *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*, 557 pp.
- SZAKÁLY Á. 2010: A hagyományos tájhasználat és a természetes élőhelyek alakulása Szőce környékén. Szakdolgozat. ELTE, TTK Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest 46 pp.
- SZAKÁLY Á. 2013: A szőcei tőzegmohás láprétek aktuális botanikai állapotfelmérése. Diplomamunka. ELTE, TTK, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 109 pp.
- SZAKÁLY Á., TÓTH B., MAG ZS. 2011: Beszámoló a Fialatok Természetismereti Klubja szőcei lápréteken végzett rovar- és botanikai monitorozó munkájáról. Kézirat, 21 pp.
- SZÉPLIGETI M. 2013: *Anthyllido-Festucetum rubrae* társulás NBmR protokoll szerinti monitorozása Orfalu területén. Kutatási jelentés. Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, Óriszentpéter, 17 pp.
- SZÉPLIGETI M., KÖRÖSI Á., HÁZI J., SZENTIRMAI I., BARTHA D., BARTHA S. 2015a: Evaluating alternative mowing regimes for conservation management of Central European mesic hay meadows: a field experiment. Kézirat, 23 pp.
- SZÉPLIGETI M., KUN R., BARTHA S., BODONCZI L., SZENTIRMAI I. 2015b: A magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) természetvédelmi célú kezelésének tapasztalatai az Őrségi Nemzeti Park területén. In: CSISZÁR A., KORDA M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. Rosalia kézikönyvek 3., Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 131-135.
- SZILÁGYI E. 2001: A Kerka-völgyi vízrendezés hidrológiai alapjai. *Vízügyi Közlemények* 83(1): 74-89.
- SZODFRIDT I. 1969: Adatok az Őrség erdőinek termőhelyi adottságaihoz. *Vasi Szemle* 23(3): 386-394.
- SZODFRIDT I., TALLÓS P. 1966: A fenyvesek erdőtársulásai és erdőtípusai. In: KERESZTESI B. (szerk.): *A fenyők természetése*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 72-105.
- SZURDOKI E. 1996: A vendvidéki tőzegmoha populációk florisztikai és cönológiai vizsgálata. Szakdolgozat, ELTE TTK, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 56 pp.
- SZURDOKI E. 1997: Distribution and coenological preference of *Sphagnum* species in the Vendvidék. In: TÓTH E., HORVÁTH R. (Eds.): *Proceedings of "Research, Conservation, Management" Conference*. Aggtelek National Park Directorate, Aggtelek, pp. 393-402.
- SZURDOKI E. 2005: Magyarországi tőzegmohák elterjedése és egyes fajok vízkémiai igényének vizsgálata. Doktori értekezés, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 150 pp.
- SZÜCS P., FODOR A., BALOGH L. 2011: Adatok Nyugat-Magyarország mohaflórájához a Savaria Múzeum gyűjteménye alapján. *A Vas Megyei Múzeumok Értesítője* 34 (1): 9-25.
- TAGÁNYI K. 1913: Gyepű és gyeplű. *Magyar Nyelv* 9(3-4): 97-104, 145-152.
- TAKÁCS L. 1964a: Az irtásos gazdálkodás néhány jellegzetessége a göcseji szegekben. *Ethnographia* 75: 489-522.
- TAKÁCS L. 1964b: A szántóföldi irtás kérdéséhez. *Ethnographia* 75: 233-245.
- TALLOWIN J. R. B., BULLOCK J. M., BROWN N. J., ROY D. B. 1998: Sustainable livestock systems to conserve key purple moor-grass/rush pasture species. Institute of Grassland and Environmental Research, North Wyke Research Station, Okehampton.
- [http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:4m1ySjGrEkgJ:randd.defra.gov.uk/Document.aspx\\_%3FDocument%3DBD1318.pdf+éscd=6éshl=huésc=clnkésgl=hu](http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:4m1ySjGrEkgJ:randd.defra.gov.uk/Document.aspx_%3FDocument%3DBD1318.pdf+éscd=6éshl=huésc=clnkésgl=hu) (2015.08.17.)
- TAMÁS J. 1990: Megfigyelések egy szőcei láprétről. Kézirat, 28 pp.
- TÍMÁR G. 1995: A Vendvidék védett és veszélyeztetett növényei. *Vasi Szemle* 49(1): 3-18.
- TÍMÁR G. 1998: A vegetációtörténet pollenanalitikai elemzésének problémái. *Vasi Szemle* 52(3): 333-348.
- TÍMÁR G. 2002: A Vendvidék erdeinek értékelése új nézőpontok alapján. PhD értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola, Sopron, 144 pp.

- TÓTH B., BARTHA Zs. 2012: Beszámoló a Fialok Természetismereti Klubja szőcei lápréteken végzett rovtani és botanikai monitorozó munkájáról. Kézirat, 28 pp.
- TÓTH B., BARTHA Zs. 2013: Beszámoló a Fialok Természetismereti Klubja szőcei lápréteken végzett rovtani és botanikai monitorozó munkájáról. Kézirat, 26 pp.
- TÓTH Z., 2004: A Kerca-patak melléki rétek (Kercaszomor, Belső-Őrség) jelene és múltja (esettanulmány természetvédelmi célú kezelések megalapozásához). Tájökológiai Lapok 2(2): 313-339.
- TÓTH Z., SZURDOKI E. 2004: Részletes vegetációtérképezés a Belső-Őrség területén [Detailed vegetation mapping in the Belső-Őrség Region (Western Hungary)]. Tájökológiai Lapok 2(1): 77-108.
- TÓTHMÉRÉSZ B. 1997: Bevezetés a biológiai diverzitás mérésének módszertanába. Scientia Kiadó, Budapest, 98 pp.
- TÖRÖK K., BATA K., VARGA I., TAKÁCS G. 2010: Gyep vegetáció monitorozása. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer, Központi protokoll. (verzió: 2010. november 25.) Kézirat, 7 pp.
- TÖRÖK P., ARANY I., PROMMER M., VALKÓ O., BALOGH A., VIDA E., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2007: Újrakezdtet kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. Természetvédelmi Közlemények 13: 187-198.
- TSCHARNTKE T., KLEIN A.M., KRUESS A., STEFFAN-DEWENTER I., THIES C. 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem services management. Ecology Letters 8: 857-874.
- VAKARCS K. 1939: A Szentgotthárd-muraszombati járás ismertetése. Vasvármegye nyomdával, Szombathely, 251 pp.
- VANDEVEER S.D., CARMIN J. 2004: Assessing conventional wisdom: environmental challenges and opportunities beyond eastern accession. Environmental Politics 13: 315-331.
- VARGA Z. 2011: Dombvidéki száraz gyepek. In: VISZLÓ L. (szerk.): A természetkímélő gyepgazdálkodás. Hagyományörző szemlélet, modern eszközök. Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár, pp. 47-49.
- VÁJI A. 1796-1799: Magyar országnak leírása I-III. köt. <http://www.fsze.hu/digitdoc/valyi/> (hozzáférés: 2015.08.08.)
- VISZLÓ L., VÁNYI R. 2011: A kaszálás eszközeinek hatása és összehasonlításuk természetvédelmi, műszaki és gazdasági szempontok szerint. In: VISZLÓ L. (szerk.): A természetkímélő gyepgazdálkodás. Hagyományörző szemlélet, modern eszközök. Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár, pp. 116–129.
- VOß K. 2001: Die Bedeutung extensiv beweideten Feucht- und Überschwemmungsgrundlandes in Schleswig-Holstein für den Naturschutz. AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, Christian-Albrechts-Universität, Ökologie-Zentrum, Kiel, 185 pp.
- VÖRÖS A. 1986: Az őrségi gazdálkodás az úrbérrendezéstől a XX. század elejéig. In: KISS M. (szerk.), Vas megye múltjából. Levéltári évkönyv III. Vas Megyei Levéltár, Szombathely, pp. 217-236 [http://library.hungaricana.hu/hu/view/VASM\\_Le\\_03/?pg=219&layout=s](http://library.hungaricana.hu/hu/view/VASM_Le_03/?pg=219&layout=s) (hozzáférés: 2015.08.08.)
- VÖRÖSS L. Zs. 1987: *Narcissus stellaris* HAW. az Alpokalján. Praenora Folia Historico-Naturalia 2: 81-84.
- WAGNER H. H., WILDI O., EWALD K. C. 2000: Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. Landscape Ecology 15: 219-227.
- WAHLMAN H., MILBERG P. 2002: Management of semi-natural grassland vegetation: evaluation of a long-term experiment in southern Sweden. Annales Botanici Fennici 39: 159-166.
- WAKEHAM-DAWSON A., SMITH K.W. 2000: Birds and lowland grassland management practices in the UK: an overview. In: AEBISCHER N. J., EVANS A. D., GRICE P. V., VICKERY J. A. (Eds.): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. Proceedings of the Spring Conference of the British Ornithologists' Union, Southampton, pp. 77-88. <http://conservationevidence.com/individual-study/3066> (hozzáférés: 2015.08.08.)
- WALLIS DE VRIES M. F., POSCHLOD P., WILLEMS J. H. 2002: Challenges for the conservation of calcareous grasslands in Northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. Biological Conservation 104: 265-273.
- WALTERS C. J. 1986: Adaptive management of renewable resources. MacMillan Publishing Company, New York, 374 pp.
- WALTERS C. J., HOLLING C. S. 1990: Large-scale management experiments and learning by doing. Ecology 71: 2060-2068.
- WEBER E., JACOBS G. 2005: Biological flora of Central Europe – *Solidago gigantea* (AITON). Flora 200: 109-118.
- WELLSTEIN C., OTTE A., WALDHARDT R. 2007: Impact of site and management on the diversity of central European mesic grassland. Agriculture, Ecosystems and Environment 122: 203-210.
- WILSON J. B., PEET R. K., DENGLER J., PÄRTEL M. 2012: Plant species richness: the world records. Journal of Vegetation Science 23: 796-802.
- WOOD S. N. 2006: Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, 410 pp.

- WRBKA T., SCHINDLER S., POLIHEIMER M., SCHMITZBERGER I., PETERSEIL J. 2008: Impact of the Austrian Agri-Environmental Scheme on Diversity of Landscapes, Plants and Birds. *Community Ecology* 9: 217-227.
- ZOBEL K., LIIRA J. 1997. A scale-independent approach to the richness vs. biomass relationship in ground-layer plant communities. *Oikos* 80: 325-332.
- ZSOHÁR GY. 1941: Órség növényföldrajzi vázlata. *Dunántúli Szemle* 8(4): 190-195, 8(5): 277-282, 8(6): 322-331, 8(7-8): 392-401.