

Vadkizárás hatásának vizsgálata egy déli-bükki endemikus erdőtársulásban: kompozíció, produktivitás és virágzási siker

Arany Ildikó^{1*}, Török Péter^{2,3}, Aszalós Réka⁴ és Matus Gábor²

¹CEEWEB Budapesti Iroda, 1021 Budapest, Kuruclesi út 11/a

²DE TEK, Növénytani Tanszék, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1., Pf.: 14

³DE TEK, Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen Egyetem tér 1., Pf.: 71

⁴MTA ÖBKI 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.

*felelős szerző: e-mail: arany@ceeweb.org

Összefoglaló: Egy délkeleti-bükki dolomit tölgyesben (*Cirsio-Quercetum*) hosszú távú vadkizárási kísérlet indult 1991-ben, két állandó kvadrát (bekerített, legelt) kijelölésével. 2004 júliusában kvadrátonként 12 db 1×1 m-es állandó kiskvadrát fajlistáját és a fajok virágzó hajtásszámát jegyeztük fel, majd augusztusban 12-12 db 25×25 cm-es területről föld feletti fitomassza-mintát vettünk. Az élő és holt fitomassza mennyisége egyaránt szignifikánsan magasabbnak bizonyult a vadkizárt területen. Az átlagfajszám és az évelők gyakorisága magasabb, az egyévesek gyakorisága alacsonyabb volt a vadkizárt területen. Az elkerített terület gyepszintjének produktivitása és a legtöbb faj virágzási sikere nőtt. A kizárást követően a természetvédelmi szempontból értékes fajok szaporodási esélyei növekedtek. A degradációtűrő gyenge kompetitor egyéves fajok, és a mérgező *Vincetoxicum hircinum* virágzási sikere viszont jelentősen csökkent.

Kulcsszavak: Vadkizárás, virágzási siker, fitomassza, legelés, *Cirsio-Quercetum*

Bevezetés

A legelő patásoknak az őket eltartó növényközösségek egészére gyakorolt hatása fontos és összetett, sok tényezőtől függ (Noy-Meir *et al.* 1989; Jensch 2004). Ilyen például a legelés erőssége és szelektivitása, a növényközösség kompetíciós viszonyai, a legeléssel járó egyéb fizikai hatások erőssége, a termőhely abiotikus jellemzői, a növénypopulációk megtelepedését biztosító propagulumforrások mennyisége és minősége (Tilman 1993). Ezek alapján a patások lehetnek a növényközösségre pozitív, fenntartó hatással, mint ahogy okozhatják annak enyhébb vagy súlyosabb fokú degradációját, szélsőséges esetben akár pusztulását is (Oba *et al.* 2001; Wilson & Tilman 2002, Katoh *et al.* 1998). A legelés természete, hogy a legelő szervezet nagyszámú préda egyedét támad meg, de ezeknek többnyire csak egy-egy részét fogyasztja el, így tevékenysége az esetek többségében rövidtávon ritkán okozza a prédaszervezet pusztulását (Begon *et al.* 1990).

A folyamatos túllegelés következtében viszont csökkenhet a növényközösség biodiverzitása és produktivitása, ami a világ számos területén (EU) jelent természetvédelmi és gazdasági problémát. Világszerte nagy területeket károsítanak az intenzíven legeltetett háziállatok (Bakker 1989), éppúgy, mint a túltartott nagyvadállomány (Chytrý & Danihelka 1993, Fuller & Gill 2001, Alverson *et al.* 1988, Allombert *et al.* 2005, Whitney 1984). Eközben

a növényközösségek regenerálódásához szükséges természetes propagulumforrások a természetközeli élőhelyek fragmentálódásának következtében egyre kevésbé állnak rendelkezésre (Whisenant 1999).

Dolgozatunkban a Délkeleti-Bükkben endemikus dolomit tölgyesben (*Cirsio pannonicum-Quercetum pubescenti-petraeae* Less) végzett nagyvadkizárásos terepkísérletben (Less 1991a, Less 1998a) arra kerestük a választ, hogy miben különbözik a társulás nagyvad elől 12 éve elzárt, illetve számára hozzáférhető állományának fajösszetétele, diverzitása, produktivitása és virágzási sikere. Vizsgálatunkat az motiválta, hogy megismerjük, milyen következményekkel jár a legelés kizárása természetvédelmi szempontból.

Anyag és módszer

A mintavételi terület

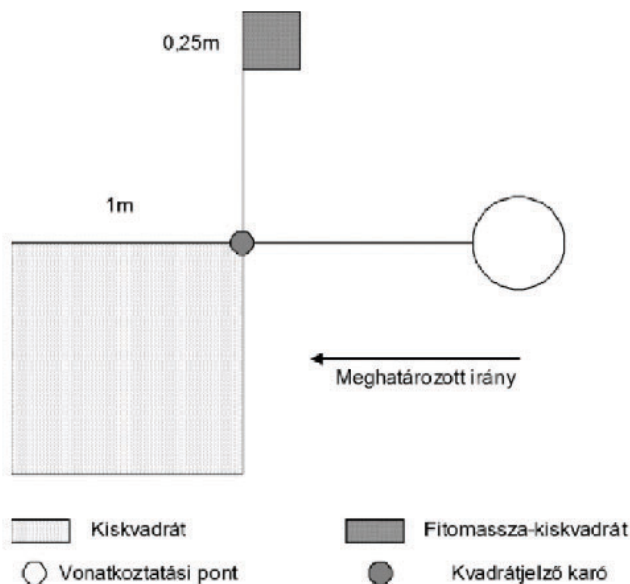
A kutatási terület a Bükk-hegység botanikai és természetvédelmi értékeit tekintve kiemelkedő növényföldrajzi körzetében, a Délkeleti-Bükkben helyezkedik el (Less 1998b). A terület éves átlagos csapadékösszege 650–700 mm, az évi átlaghőmérséklet 8 °C. A xerotherm vegetáció kiterjedése összességében a Bükkben itt a legnagyobb, bokorerdők és mészkedvelő tölgyesek kisebb-nagyobb sztyepprétfoltokkal és sziklagyepekkel együtt alkotnak mozaikszerű társulás-komplexeket zonális társulásokkal (Less 1991b, 1998b; Vojtkó 2001).

A Kács-Belvács alkörzetben található K-Ny irányú dolomitpáasztákhöz kötődve fordul elő a ritka, xero-mezofil jellegű dolomit növényzetének értékes endemikus társulása, az edafikus, magyar aszatos dolomittölgyes (*Cirsio pannonicum-Quercetum pubescenti-petraeae*; Less 1991b, 1998a). A társulás lombkoronaszintje nem zárul, cserjeszintje fejletlen, a *Brachypodium pinnatum* uralta igen fejlett gypesztintben számos ritka és védett faj fordul elő (Less 1991b, 1998a). A társulás különleges természetvédelmi értékét kis kiterjedésének (13 állománya együttesen 42 ha-t tesz ki), ugyanakkor rendkívüli fajgazdagságának köszönheti (Less 1991b, 1998a).

A Délkeleti-Bükk más fás társulásaihoz hasonlóan itt is igen erős a nagyvad (gímszarvas, őz, vaddisznó és muflon) általi zavarás (Bartha 1997, Less 1991a, 1991b, 1998b, Vojtkó 2001). A nagyvad hatásának hosszú távú vizsgálatára indult program (Less 1991a) részeként állandó kvadrát-párokat jelöltek ki, melyek egyikét 1992-ben körbekerítették, így kizárva onnan a nagyvadat, míg a másik kezeletlen maradt (kontroll). A vizsgálat tíz délkeleti-bükki növénytársulásban folyt, melyek egyike a dolomit tölgyes.

Terepi mintavételezés

Mintavételi területünk a Mó-halma délnyugati kitétséggű 10°-os lejtőszögű oldalán, 560 m tszf. magasságban helyezkedik el. Vizsgálatainkat két szomszédos (bekerített és legelt) 20×20 m-es állandó kvadrátban végeztük. 2004 júniusában mindkét kvadrátban 12–12 db közel szabályos elrendezésű, 1×1 m-es ún. „cönológiai-kiskvadrát”-ban feljegyeztük a hajtásos növények fajait és a fajonkénti virágos hajtásszámot, továbbá a kiskvadrátok fajlistáját.



1. ábra. A mintavételi kiskvadrátok elhelyezkedése.

2004 augusztusában az előbbi kiskvadrátok szomszédságában, meghatározott távolságban és irányban elhelyezkedő, további 12–12 db 25×25 cm-es „fitomassza kiskvadrát”-ot jelöltünk ki, melyekből begyűjtöttük az összes föld feletti fitomasszát (1. ábra). A mintákat szétválogattuk holt (avar), fűneműek (Poaceae és Cyperaceae) és dudvanemű (Dicotyledonopsida, Orchidaceae és Liliaceae) csoportokra (Bock & Bock 1993; Tilman 1993; Oba *et al.* 2001; Mittelbach *et al.* 2001; Waide *et al.* 1999), majd tömegüket egy hét szobahőmérsékleten való szárítás után, légszár az állapotban, 0,01 g pontossággal mértük.

Mindkét állományban három nagy számban virágzó faj, *Symphytum tuberosum*, *Vincetoxicum hircundinaria* és *Anthericum ramosum* esetében 20–20 random módon kiválasztott egyed virágzó hajtásának magasságát mértük (cm-es pontossággal) és feljegyeztük a virágzati modulok számát. A virágzás idejének megfelelően, a *S. tuberosum*-ot 2004 májusában, a *V. hircundinaria*-t 2004 júniusában, az *A. ramosum*-ot pedig 2004 augusztusában mértük fel.

Adatfeldolgozás

A kiskvadrátok fajelőfordulási gyakoriságai alapján számoltuk a bekerített és legelt kvadrátok Shannon diverzitását. A 20×20 m-es kvadrátok fajait Raunkiaer-féle életformakategóriák (Simon 1992), fűneműek és dudvanemű, és szociális magatartási típusok (Borhidi 1993) szerinti csoportosításban Wilcoxon próba segítségével hasonlítottuk össze. A kiskvadrátok fajszaámait, a fajelőfordulási gyakoriságokat, illetve a fitomassza frakciók tömegét Mann-Whitney próbával teszteltük.

Eredmények

Diverzitás és fajösszetétel

A bekerített és a legelt terület Shannon diverzitása és a kiskvadrátok fajszámai nem különböztek szignifikánsan. A Raunkiaer-féle életforma-kategóriákra bontott kiskvadrát fajszámok csak a chamaephytonok (Ch) esetében mutattak szignifikáns eltérést, ezek fajszámai a bekerített kvadrátban magasabbak voltak ($p < 0,05$). A Borhidi-féle szociális magatartási típusok esetében a bolygatott termőhelyek fajai (Borhidi-féle SzMT: DT, RC) szignifikánsan nagyobb számban voltak jelen a legelt állomány kiskvadrátjaiban, mint a bekerített kvadrátban ($p < 0,05$). A természetes termőhelyek fajainak számában (Borhidi-féle SzMT: G, C, S) nem volt szignifikáns különbség.

Fitomassza

A teljes fitomassza mennyisége a vadkizárt területen szignifikánsan magasabb volt ($p < 0,05$), mint a legelt területen, továbbá szignifikáns különbséget találtunk a holt fitomassza ($p < 0,05$), az összes élő fitomassza ($p < 0,01$) és a dudvanemű fitomassza ($p < 0,01$) tekintetében; valamennyi a vadkizárt területen bizonyult magasabbnak. A fűnemű fitomassza mennyisége a vadkizárt és a legelt területen nem különbözött szignifikánsan (1. táblázat).

A fajok virágzási sikere

Összesen 71 faj virágzott a mintavételezés idején, ebből 24 faj virágzó hajtásainak száma alacsony volt, illetve nem különbözött jelentősen. Azon 47 fajból, ahol legalább kétszeres volt a különbség az állományokban mutatott virágzási teljesítmény között, 30 faj a bekerített állományban, 17 pedig a legeltben hozott több virágzó hajtást (2. táblázat, 2. ábra). A bekerített kvadrátban a dudvák és a természetes termőhelyek fajainak virágzó hajtásszáma magasabb, míg a fűneműek illetve a bolygatott, másodlagos és mesterséges termőhelyek fajainak virágzási sikere alacsonyabb, mint a legelt kvadrátban. A dudvanemű (54) és fűnemű (17) fajok bekerített és legelt területen számolt virágzó hajtásait összevetve a dudvanemű fajok virágzó hajtásszáma a bekerített kvadrátban (Wilcoxon, $p < 0,001$), míg a fűnemű fajok virágzó hajtásszáma a legelt kvadrátban ($p < 0,01$) volt szignifikánsan magasabb. A természetes termőhelyek fajainak (55 faj) virágzási sikere szignifikánsan magasabb volt a bekerített kvadrátban (Wilcoxon, $p < 0,05$). A bolygatott termőhelyek fajainak (16 faj) virágzási sikere a legelt területen bizonyult magasabbnak, a különbség azonban itt nem volt szignifikáns.

1. táblázat. A fitomassza minták frakcióinak átlagos száraztömege ($g \pm SE$) 25×25 cm-es mintanégyzetekben.

Terület	Összes	Holt	Dudvanemű	Fűnemű	Összes élő
Vadkizárt	70,61 ± 7,50	59,33 ± 7,88	7,32 ± 1,00	3,96 ± 0,80	11,28 ± 1,84
Legelt	44,41 ± 11,65	38,15 ± 11,96	3,32 ± 1,29	2,95 ± 0,83	6,26 ± 1,73

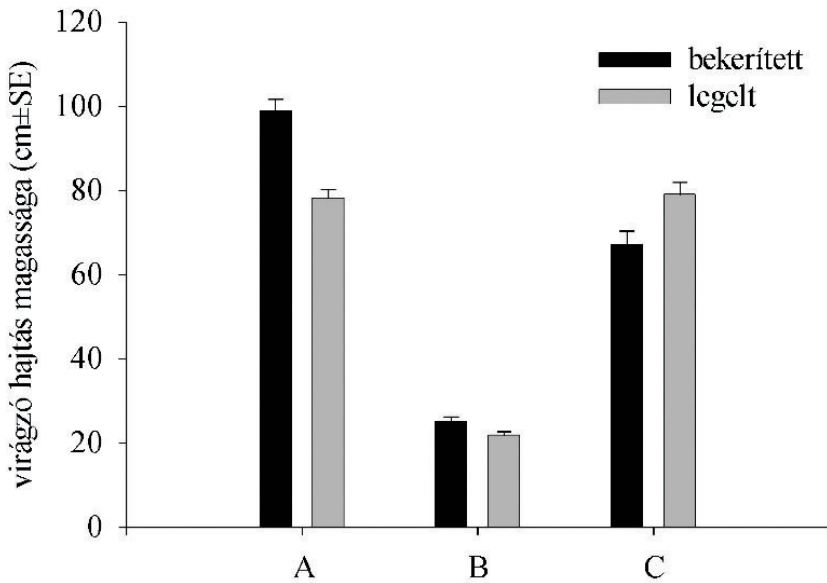
2. táblázat. A tömegesen virágzó fajok virágzó hajtásszámai ($n \geq 25$) a 20×20 m-es kvadrátokban 2004-ben (A = bekerített kvadrát, B = legelt kvadrát, SzMT = Szociális Magatartási Típus Borhidi 1993)

Fajnév	Vir.hajtás (A)	Vir.hajtás (B)	SzMT	Dudva/Fűnemű
<i>Silene vulgaris</i>	187	7	DT	D
<i>Anthericum ramosum</i>	1220	70	G	D
<i>Teucrium chamaedrys</i>	73	7	G	D
<i>Melittis grandiflora</i>	45	5	G	D
<i>Symphytum tuberosum</i>	132	20	G	D
<i>Galium mollugo</i>	110	35	G	D
<i>Galium glaucum</i>	75	0	G	D
<i>Cytisus nigricans</i>	36	0	G	D
<i>Galium schultesii</i>	35	0	G	D
<i>Silene nutans</i>	29	0	G	D
<i>Thesium linophyllon</i>	25	0	G	D
<i>Geranium sanguineum</i>	175	0	C	D
<i>Coronilla varia</i>	35	0	DT	D
<i>Festuca heterophylla</i>	26	14	C	F
<i>Fragaria vesca</i>	17	12	G	D
<i>Digitalis grandiflora</i>	13	13	G	D
<i>Dactylis glomerata</i>	32	35	DT	F
<i>Clinopodium vulgare</i>	36	45	G	D
<i>Dactylis polygama</i>	50	85	G	F
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	610	1350	G	D
<i>Brachypodium pinnatum</i>	32	73	C	F
<i>Agropyron intermedium</i>	5	40	DT	F
<i>Festuca rupicola</i>	4	35	C	F
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0	85	G	F
<i>Poa compressa</i>	0	35	DT	F
<i>Fallopia dumetorum</i>	0	25	DT	D



2. ábra. Nagyvadkizárás hatása a Móhalma DNy lejtőjének *Cirsio-Quercetum* állományában 2004 júniusában, 12 évvel a kísérlet kezdete után. a) bekerített terület jól fejlett, virággazdag gyepszinttel, a *Chrysanthemum corymbosum*, *Coronilla (Securigera) varia*, *Galium schultesii*, *Hypochoeris maculata*, *Silene vulgaris* és *Trifolium alpestre* virágzataival; b) kontroll terület, alacsonyabb, virágszegény gyepszint, benne csak a *Vincetoxicum hirundinaria* virágzása tömeges.

Mindhárom mért faj hajtásmagasságai szignifikánsan különböztek a bekerített és a legelt kvadrátban: a *Symphytum tuberosum* ($p < 0,05$) és az *Anthericum ramosum* ($p < 0,001$) a bekerített, míg a *Vincetoxicum hirundinaria* ($p < 0,01$) a legelt kvadrátban nőtt magasabbra. A virágzati modulok számát tekintve az *Anthericum ramosum*-nál találtunk szignifikáns különbséget: a bekerített kvadrátban a hajtásokon több virágot számoltunk, mint a legelt állományban ($p < 0,05$). A *Vincetoxicum hirundinaria* virágcsomóinak száma a legelt állományban volt magasabb, a *Symphytum tuberosum* virágyszáma pedig a bekerítettben, de a különbség egyik esetben sem volt szignifikáns (3. ábra).



3. ábra. Virágzó hajtások átlagos magassága (cm±SE) a bekerített és a legelt kvadrátban, A = *Symphytum tuberosum*, B = *Anthericum ramosum*, C = *Vincetoxicum hirundinaria*.

Diszkusszió

Diverzitás és fajösszetétel

A legelés, mint a zavarás egy típusa, befolyásolja a növényközösség biodiverzitását. A legnagyobb diverzitás az úgynevezett *közepes mértékű zavarás* (intermediate disturbance) esetén mérhető (Oba *et al.* 2001, Wilson & Tilman 2002, Katoh *et al.* 1998, Begon *et al.* 1990, Rasmus & Bruun 2000). Várhatóan egy erősen legelt, vagy tápanyagszegény, jelentős abiotikus stressznek kitett élőhelyen a legelés csökkenteni fogja a fajgazdagságot, tápanyagban gazdag termőhelyen, nagy mennyiségű fitomasszát termelő növényközösség esetében pedig növeli (Bock & Bock 1993). A folyamatos túllegelés következtében a növényközösség biodiverzitása és produktivitása végső soron csökken (Whisenant 1999, Chytrý & Danihelka 1993).

Vizsgálatunk során nem találtunk lényeges különbséget a bekerített és a legelt terület fajdiverzitása között. Ennek oka lehet, hogy a vadkizárás óta eltelt 12 év még nem elég hosszú idő, vagy a legelés nem annyira erős, hogy a dolomit tölgyes gyepszintjének sokfélesége kimutathatóan megváltozzon. Oba *et al.* (2001) száraz gyepekben végzett vizsgálataiban során a legnagyobb fajgazdagság a 15-18 éve vadkizárt területeken volt tapasztalható. A nagyvad fajösszetételre gyakorolt hatása a legelés erősségén kívül attól is függhet, hogy mely fajok a legérintettebbek. Ha a legelő faj a domináns kompetitor növényfajokat kedveli, akkor a faji sokféleség akár nőhet is (Begon *et al.* 1990, Stroh *et al.* 2002).

A hosszan tartó, túlzott legelés azonban már megváltoztatja a növényközösség összetételét: a növényevők által preferált (szelektíven legelt), és/vagy a legelésre érzékeny fajok vitalitása és produktivitása csökken, helyükbe kevésbé preferált (elkerült), vagy a legelést jobban tűrő fajok lépnek (Begon *et al.* 1990; Noy-Meir *et al.* 1989). Esetünkben a bolygatott, másodlagos és mesterséges termőhelyek fajai szignifikánsan nagyobb számban voltak jelen a legelt kvadrátban, ami a nagyobb mértékű zavarás hatásaként értelmezhető.

Fitomassza-produkció a nagyvadkizárást követően

A hosszú távú vadkizárást követően jelentősen megnőtt a lágyszárú szint, különösen a dudvaneműek, ezen belül a lágyszárú kétszikűek fitomassza-tömege. Ennek hátterében a dudvák legeléssel szembeni fokozott érzékenysége, illetve a nagyvad szelektív legelése állhat, hiszen a kétszikűek nitrogéntartalma a legtöbb esetben magasabb az egyszikűekénél (Stroh *et al.* 2002, Mátrai *et al.* 2002). Az élő fitomassza mennyiségének növekedését a holt fitomassza (avar) felhalmozódása kísérte. Hasonló eredményre vezetett Katoh *et al.* (1998), Bakker (1989), Jensch (2004), Bock & Bock (1993) és Tilman (1993) vizsgálata is.

A növényfajok virágzási sikere

A növényi táplálék általában nitrogénben szegény; a nitrogént a legmagasabb koncentrációban a fiatal, növekvő hajtások, a rügyek mellett a reproduktív struktúrák tartalmazzák. A növényevők emiatt gyakran elfogyasztják a virágos hajtásokat, ezzel közvetlenül csökkentve a növény virágzási sikerét (Lambers *et al.* 1998, Begon *et al.* 1990, Whisenant 1999).

A különböző növényfajok legeléssel szembeni érzékenysége más és más. A legelésnek kitett növények szaporodási esélyei különböző mértékben csökkennek, a faj egyedi érzékenységének és a legelő preferenciájának függvényében (Begon *et al.* 1990, Noy-Meir *et al.* 1989, Ryerson & Parmenter 2001, McLachlan & Bazely 2001, Allen *et al.* 1995). A kétszikűek magasabb nitrogén tartalma is oka lehet ezek szelektív fogyasztásának (Stroh *et al.* 2002). Ezzel összhangban eredményeink azt mutatják, hogy a dudvák többségének a vadkizárást követően növekedett a virágzási sikere. Ezzel szemben mintavételi területünkön a fűnemű fajok többségének virágzási sikere a legelt kvadrátban bizonyult magasabbnak. Ennek egyik oka lehet az, hogy a fűvek, felszínközeli merisztémáiknak és gyors növekedésüknek köszönhetően, igen hatékonyan ellensúlyozzák a legelést (Begon *et al.* 1990). Másfelől a kétszikűek szelektív legelése önmagában is eredményezheti a fűneműek előretörését (Stroh *et al.* 2002).

Vizsgálatunkban a dudvanemű fajok többsége jóval nagyobb virágzási sikert ért el a bekerített kvadrátban, mind virágzó hajtásaik számát, mind azok magasságát tekintve. A dudvák többsége magas, felemelkedő szárú növény, így ők a legérzékenyebbek a legeléssel szemben (Begon *et al.* 1990, Noy-Meir *et al.* 1989). Ha a szelektíven legelt faj gyenge kompetíciós képességű, a herbivória és a növényi kompetíció interakciója drasztikusan csökkentheti szaporodási esélyeit (Begon *et al.* 1990). A legszembetűnőbb kivétel a virágzó hajtások számát tekintve a mérgező *Vincetoxicum hirundinaria* volt, amelyet a vad nem szívesen fogyaszt, így virágzási sikere a legelt kvadrátban bizonyult magasabbnak. Az általunk vizsgált növényközösségben a természetes termőhelyek fajainak virágzási sikere a bekerített területen magasabb volt, mint a legelt kvadrátban.

A bolygatott, másodlagos és mesterséges termőhelyek fajainak virágzási sikerében nem volt szignifikáns különbség az eltérő kezeléssel állományok között. A 16 ide tartozó faj közül kettő, a *Silene vulgaris* és a *Coronilla varia* lényegesen nagyobb számban virágzott a bekerített kvadrátban, melynek oka a szelektív legelésben keresendő. Ha ezt a két, vitatható besorolású, véleményünk szerint inkább természetes élőhelyeket jelző fajt figyelmen kívül hagyjuk, a fennmaradó 14, bolygatott termőhelyre jellemző faj virágzási sikere szignifikánsan magasabb a legelt kvadrátban, mint a bekerítettben ($p < 0,01$).

Eredményeink igazolják, hogy a nagyvadállomány jelenlegi sűrűsége a társulás szempontjából a természetvédelmi célkitűzéseket veszélyeztető szintű terhelést jelent. Ez hosszú távon az egyedi, rendkívül fajgazdag, ezért különleges értékű növényközösség teljes jellegvesztéséhez vezethet. A megelőzés leghatékonyabb módja a nagyvadállomány okozta terhelés jelentős csökkentése lehet (Whisenant 1999). Az elmúlt évtizedekre vonatkozó, megbízható nagyvad állománybecslési adatok híján a vadállomány létszám apasztás szám- szerúsítése akadályokba ütközik, de például a tájidegen muflon állomány felszámolása (Sóskuti 2002) sürgősen szükséges.

*

Köszönetnyilvánítás – Valkó Orsolya a terepi felmérések során segített, köszönet érte. Munkánkat a Magyar Köztársaság Környezetvédelmi- és Vízügyi Minisztériuma (Környezettudományi Tanulmányi Ösztöndíj, AI, TP), a Hajdúsági Agráripari Rt. Magyar Vidékért Alapítványa (Hallgatói Ösztöndíj AI, TP) és a Békéssy György posztdoktori ösztöndíj (MG) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Allen, R. B., Wilson, J. B. et Mason, C. R. (1995): Vegetation change following exclusion of grazing animals in depleted grasslands, Central Otago, New Zealand. – *Journal of Vegetation Science*, **6**: 615–626.
- Allombert, S., Stockton, S. & Martin J-L. (2005): A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. – *Conservation Biology*, **19**: 1917–1929.
- Alverson, W. S., Waller, D. M. & Solheim, S. (1988): Forest too deer: edge effects in northern Wisconsin. – *Conservation Biology*, **2**: 348–358.
- Bakker, J. P. (1989): *Nature management by grazing and cutting*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 400 pp.
- Bartha, D. (1997): A magyarországi erdők természetvédelmi problémái. – *Kitaibelia*, **2**: 308–310.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. (1986): *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. – Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, pp. 945.
- Bock, C. & Bock, J. (1993): Cover of perennial grasses in Southeastern Arizona in relation to livestock grazing. – *Conservation Biology*, **7**: 371–377.
- Borhidi A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. – KTM-JPTE, Pécs 95 pp.

- Chytrý M. & Danihelka J. (1993): Long-term changes in the field layer of oak and oak-hornbeam forests under the impact of deer and mouflon. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, **28**: 225–245.
- Fuller, R. J. & Gill, R. M. A. (2001): Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. – *Forestry*, **74**: 193–199.
- Jensch, D. (2004): *Der Einfluss von Störungen auf Waldbodenvegetation*. – J. Cramer Verlag, Berlin, Stuttgart, 350 pp.
- Katoh, K., Takeuchi, K., Jiang, D., Nan, Y. & Kou, Z. (1998): Vegetation restoration by seasonal enclosure in the Kerqin Sandy Land, Inner Mongolia. – *Plant Ecology*, **139**: 133–144.
- Lambers, H., Chapin III, F.S. & Pons T.L. (1998): *Plant Physiological Ecology*. – Springer, New York, 540 pp.
- Less N. (1991a): A természetvédelem és a vadkár kapcsolatáról. – *Erdészeti Lapok*, **126**: 88.
- Less N. (1991b): *A Délkeleti-Bükk vegetációja és xerotherm erdőtársulásainak fitocönológiája*. – Kandidátusi értekezés, KLTE Debrecen.
- Less N. (1998a): A *Cirsio pannonici-Quercetum* Less leírásának érvényessé tétele. – *Kitaibelia*, **3**: 37–40.
- Less N. (1998b): A Délkeleti-Bükk növényföldrajzi jellemzése. – *Kitaibelia*, **3**: 13–17.
- Mátrai K., Katona K., Szemethy L. & Orosz Sz. (2002): A szarvas táplálékának mennyiségi és minőségi jellemzői a vegetációs időszak alatt egy alföldi erdőben. – *Vadbiológia*, **9**: 1–9.
- McLachlan, S. M. & Bazely, D. R. (2001): Recovery patterns of understorey herbs and their use as indicators of deciduous forest regeneration. – *Conservation Biology*, **15**: 98–110.
- Mittelbach, G. G., Steiner, C. F., Scheiner, S. M., Gross, K. L., Reynolds, H. L., Waide, R. B., Willig, M. R., Dodson, S. I. & Gough, L. (2001): What is the observed relationship between species richness and productivity? – *Ecology*, **82**: 2381–2396.
- Noy-Meir, I., Gutman, M. & Kaplan, Y. (1989): Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection. – *Journal of Ecology*, **77**: 290–310.
- Oba, G., Vetaas, O. R. & Stenseth, N. C. (2001): Relationships between biomass and plant species richness in arid-zone grazing lands. – *Journal of Applied Ecology*, **38**: 836–845.
- Rasmus, E. & Bruun, H. H. (2000): Gradient analysis of dry grassland vegetation in Denmark. – *Journal of Vegetation Science*, **11**: 573–584.
- Ryerson, D. E. & Parmenter, R. R. (2001): Vegetation change following removal of keystone herbivores from desert grasslands in New Mexico. – *Journal of Vegetation Science*, **12**: 167–180.
- Simon T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 892 pp.
- Sóskuti Gy (2002): Vadgazdálkodás, vadászati elképzelések. – In: Baráz Cs. (szerk.): *A Bükki Nemzeti Park. Hegyek, erdők, emberek*. BNP Igazgatóság, Eger, pp.603–607.
- Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A. (2002): Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. – *Phytocoenologia*, **32**: 596–625.

- Tilman, D. (1993): Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? – *Ecology*, **74**: 2179–2191.
- Vojtkó A. (szerk.) (2001): *A Bükk hegység flórája. A Bükk hegység növényvilága I.* – Sorbus 2001 Kiadó, Eger, 340 pp.
- Waide, R. B., Willig, M. R., Steiner, C. F., Mittelbach, G., Gough, L., Dodson, S. I., Julay, G. P. & Parmenter, R. (1999): The relationship between productivity and species richness. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **30**: 257–300.
- Whisenant, S. (1999): *Repairing Damaged Wildlands. A Process-Orientated, Landscape-Scale Approach.* – Cambridge University Press, Cambridge, 312 pp.
- Whitney, G. G. (1984): Fifty years of change in the arboreal vegetation of Heart's Content, an old growth hemlock-white pine-northern hardwood stand. – *Ecology*, **65**: 403–408.
- Wilson, S. D. & Tilman, D. (2002): Quadratic variation in old-field species richness along gradients of disturbance and nitrogen. – *Ecology*, **83**: 492–504.

Game exclosure experiment in an endangered endemic Pannonian oak wood community: composition, productivity and reproductive success

Arany Ildikó¹, Török Péter^{2,3}, Aszalós Réka⁴ és Matus Gábor²

¹CEEWEB Budapesti Iroda, 1021 Budapest, Kuruclesi út 11/a

²Department of Botany, University of Debrecen, Egyetem tér 1., P.O. Box 14 H-4010 Debrecen

³Department of Ecology, University of Debrecen, Egyetem tér 1., P.O. Box 71 H-4010 Debrecen

⁴MTA ÖBKI 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.

The species-rich oak wood (*Cirsio pannonicum-Quercetum pubescenti-petraeae*), endemic to dolomite rocks in Bükk Mts., is recently subject to intensive disturbance from overpopulated big game (especially mouflon). In a field experiment, initiated in 1991, response to long-term protection from grazing was studied in order to assess regeneration potential of the community. Vegetation of a large exclosure (20×20 m) was compared to that of an unfenced, grazed control plot. Species composition, diversity, biomass production and reproductive success of species were sampled during the vegetation period in 2004.

Number of flowering shoots of generative species were counted, whereas three abundant herbaceous species (*Symphytum tuberosum*, *Anthericum ramosum* and the poisonous *Vincetoxicum hirundinaria*) were thoroughly studied by measuring the height of 20 randomly chosen flowering shoots. Presence of herb layer species was recorded in 12 plots (1×1 m) within and out of the exclosure. We sampled total aboveground biomass in further 12 plots of 25×25 cm size. Biomass samples were dried and sorted as dead, herbaceous (dicots plus *Liliaceae*, *Orchidaceae*) and graminoid (*Poaceae*, *Cyperaceae*).

We found no significant difference between Shannon diversity of exclosure and control.

To assess the degree of disturbance, we applied CSR values completed and adapted to the Hungarian flora. Species indicating disturbance were slightly more frequent in the grazed plot ($p < 0.05$). The amount of living and dead biomass was higher in enclosure ($p < 0.01$ and $p < 0.05$, respectively). Reproductive success of herbaceous species was higher in enclosure concerning both the number of flowering shoots ($p < 0.001$) and the height of flowering shoots of *S. tuberosum* ($p < 0.05$) and *A. ramosum* ($p < 0.001$). In contrast, *V. hirundinaria* and graminoids had greater reproductive performance in grazed plot ($p < 0.01$). Species indicating undisturbed site conditions showed higher reproductive performance in enclosure ($p < 0.05$). An explanation for selective grazing of dicots can be their higher nitrogen content.

Our results indicate that the level of disturbance exerted on the community by game favours ruderal species and graminoids, while the reproductive success of a number of species is depressed, and so is biomass production. Reducing the present stock of game can be an effective tool to preserve outstanding species richness and prevent unwanted degradation of the community.

Key-words: Game enclosure, reproductive success, aboveground phytomass, grazing, *Cirsio-Quercetum*