

2

Manažmentový model pre suché a dealpínske travinnno-bylinné spoločenstvá

Monika Janišová
Milan Janák

2. Suché a dealpínske travinno-bylinné spoločenstvá



Lokalita vzácnnej *Carex halleriana* v ekotonovom spoločenstve medzi xerothermným svahom zarastajúcim borovicou a poľom, ktoré bolo kedysi pasienkom s vysokým zastúpením borievky (Maglocký 1979).
Lúka nad Váhom, 2010.
Foto: D. Dítě

Opis a definícia biotopu/biotopov

Panónske xerothermné travinno-bylinné spoločenstvá na plytkých vápnatých pôdach a dealpínske ostrevkové spoločenstvá sú na Slovensku klasifikované v rámci biotopu Tr5 Suché a dealpínske travinno-bylinné porasty s dvomi podjednotkami *Bromo pannonici-Festucion pallentis* a *Diantho lumnitzeri-Seslerion* (Stanová & Valachovič 2002). V rámci klasifikácie Natura 2000 sú opisované spoločenstvá klasifikované ako biotop 6190 Rupicolous pannonic grasslands (*Stipo-Festucetalia pallentis*). Predstavujú teplo- a suchomilné biotopy s unikátnou flórou a faunou. Patria k druhovo najbohatším a v súčasnosti najohrozenejším európskym biotopom, na základe čoho boli zaradené medzi biotopy mimoriadneho významu (príloha Annex I, Natura 2000, Smernica o biotopoch, 92/43/EEC), ktoré si vyžadujú ochranu vo všetkých členských štátoch EÚ.

Opisované biotopy sú charakteristické prítomnosťou tzv. xerothermných druhov, teda druhov suchých (xero = sucho) a teplých (therm = teplo) stanovišť. Tieto druhy dokážu prežiť aj dlhšie obdobia sucha vďaka vhodným adaptáciám ako bohatý koreňový systém, znížený pomer povrchu a objemu rastlinných orgánov, hrubé a skleromorfné listy, voskovitá ochranná povrchová vrstva, husté ochlpenie, špecifická poloha prieduchov, ružicovité a kríčkovité rastové formy a pod. (Pott 1996, Bylebyl 2007, Kiehl 2008). Patria sem aj viaceré horské dealpínske druhy, ktoré frekventovane obývajú nižšie položené skaly a sutiny suchých a teplých oblastí (Skalický 1990). Xerothermné stanovištia majú vysoké zastúpenie druhov mediteránneho a sarmatsko-pontického pôvodu. Kým tie prvé sú dobre adaptované na letné horúčavy a suchá, druhá skupina druhov je adaptovaná na celoročné suchá pri vysokých teplotných amplitúdach, typických pre kontinentálnu klímu východoeurópskych stepí (Bylebyl 2007).

Podľa fytocenologickej klasifikácie patria opisované spoločenstvá do triedy **Festuco-Brometea** Br.-Bl. et Tüxen ex Soó 1947, ktorá zahŕňa primárne aj sekundárne termofilné a (sub-)xerofilné travinno-bylinné spoločenstvá v temperátnych a kontinentálnych oblastiach Európy, rozšírené najmä na vápencových a na živiny chudobných substrátoch (Royer 1991). V rámci tejto triedy osídľujú opisované spoločenstvá skalnaté extrémne suché a teplé stanovištia, kde v sukcesnom vývoji nadväzujú na pionierske spoločenstvá triedy *Sedo-Scleranthetea* (Valachovič & Maglocký 1995). Pre tieto spoločenstvá na skalnatých, topograficky, edaficky a mikroklimaticky špecifických biotopoch strednej a juhovýchodnej Európy bol vyčlenený rad ***Stipo pulcherrimae-Festucetalia pallentis*** Pop 1968 (Pop 1968, Mucina & Kolbek 1993). Na Slovensku je tento rad zastúpený dvomi zväzmi, ktoré sú viazané na karbonátové podložie. Floristické zloženie a štruktúra porastov sú ovplyvnené najmä geografickou polohou, mikroklimou a charakterom substrátu. Syntaxonomickú príslušnosť porastov k zväzom a asociáciám je z veľkej miery možné určiť podľa dominantných tráv a graminoidov (Janišová & Dúbravková 2010).

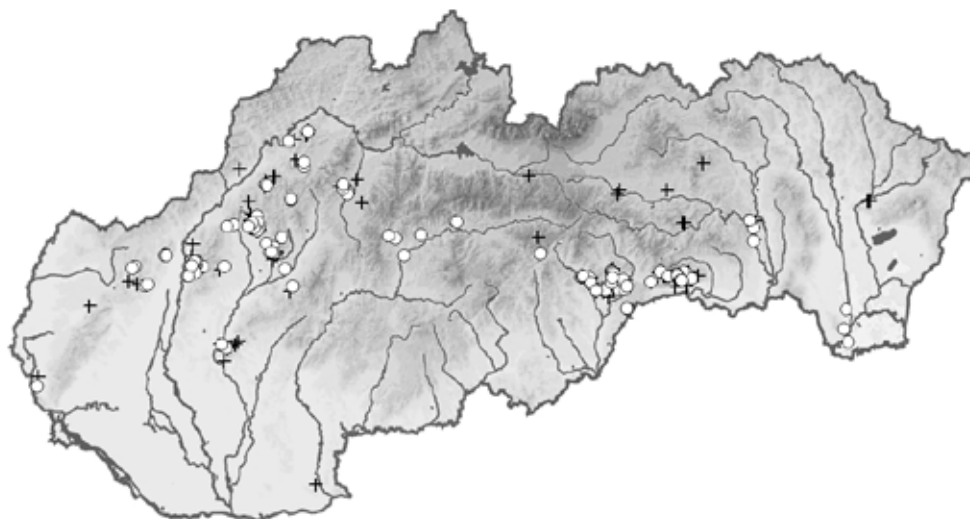
Celkové rozšírenie

Panónske xerothermné travinno-bylinné spoločenstvá na plytkých vápnitých pôdach (vegetácia zväzu *Bromo pannonici-Festucion pallentis*) sú okrem územia Slovenska rozšírené v Maďarsku (Zólyomi 1936, 1966; Vojtkó 1997; Dúbravková et al. 2010) a vo vápencových a dolomitových obvodoch Karpát na Morave (Klika 1931, Chytrý et al. 2007), v Dolnom Rakúsku (Mucina & Kolbek 1993) a v Rumunsku (Coldea 1991, Sanda et al. 2009).

Dealpínske ostrevkové spoločenstvá sú rozšírené najmä na okrajoch stredoeurópskych horských celkov, Álp a Karpát (Mucina & Kolbek 1993), najmä na Slovensku, v Českej republike (Klika 1931, Chytrý et al. 2007) a Poľsku (Dzwonko & Grodzinska 1979). Vo Švajčiarsku, Francúzsku a Nemecku sa podobná vegetácia zaraďuje do zväzu *Xero-Bromion* (Br.-Bl. et Moor 1938) Moravec in Holub et al. 1967.

Rozšírenie na Slovensku

Na Slovensku sa spoločenstvá zväzu *Bromo pannonici-Festucion pallentis* vyskytujú na vápencovom a dolomitovom substráte v Malých Karpatoch (Domin 1932, Klika 1937), Považskom Inovci (Sillinger 1930, Maglocký 1979, Micháľková 2007) v južnej časti Strážovských vrchov, v Nitrianskej pahorkatine a Hornonitrianskej kotline (Futák 1947, 1960), v severnej časti Trávných vrchov (Vozárová 1986), v Turčianskej kotline (Kliment & Bernátová 2000), Starohorských vrchoch (Janišová et al. 2010), v Žilinskej a Zvolenskej kotline, v Horehronskom podolí, Revúckej vrchovine, Slovenskom krase (Háberová et al. 1985, Miadok 1987, Dúbravková-Micháľková et al. 2008), Zemplýnskych vrchoch, Čiernej hore (Jurko 1951) a na pahorkoch Východoslovenskej roviny (Mochňák & Maglocký 1993). Vyskytujú sa v nadmorských výškach od 220 do 880 m (Janišová 2007). Celkové rozšírenie v rámci Slovenska je znázornené na obr. 1.



Obr. 1. Rozšírenie suchých travinno-bylinných porastov zväzu *Bromo pannonici-Festucion pallentis* na Slovensku. Biele kolieska znázorňujú lokality fytocenóz, ktoré spĺňajú kritériá pre zaradenie do niektorej z asociácií zväzu. Čierne krížiky ukazujú lokality fytocenóz, ktoré spĺňajú zväzové kritériá, hoci ich nemožno zaradiť do asociácií, pretože nemajú dostatočný počet diagnostických druhov, ktoré sú podmienkou pre splnenie asociatívnej definície. Upravené podľa práce Janišová & Dúbravková (2010).

Dealpínske ostrevkové spoločenstvá zväzu *Diantho lummitzeri-Seslerion* sa vyskytujú v Malých Karpatoch (Domin 1931, Maglocký 1979), Považskom Inovci (Sillinger 1930, Maglocký 1979, Micháľková 2007), Strážovských vrchoch (Futák 1960, Micháľková 2006), Hornonitrianskej kotline (Futák 1960), Starohorských vrchoch (Janišová et al. 2010), Horehronskom podolí (Janišová 2007), Slovenskom krase (v Zádielskej a Hájskej doline; Láfersová-Jamrichová 1981, Háberová & Karasová 1990) a Pieninách (Dzwonko & Gro-

dzińska 1979; Valachovič, ined.). Vyskytujú sa väčšinou v nadmorských výškach 280–750 m. Príbuzné porasty sa vyskytujú v Chočských vrchoch, Slovenskom raji a na Muránskej planine, majú však už prechodný charakter k horským ostrevkovým spoločenstvám zväzu *Astero alpini-Seslerion calcariae* (obr. 2).



Obr. 2. Rozšírenie dealpínskych travinno-bylinných porastov zväzu *Diantho lumnitzeri-Seslerion* na Slovensku. Biele symboly (kolieska, kosoštvorce a trojuholníky) znázorňujú lokality fytocenóz, ktoré spĺňajú kritériá asociácií. Čierne krížiky ukazujú lokality fytocenóz, ktoré spĺňajú zväzové kritériá, hoci ich nemožno zaradiť do asociácií, pretože nemajú dostatočný počet diagnostických druhov, ktoré sú podmienkou pre splnenie asociácie definície. Upravené podľa práce Janišová & Dúbravková (2010).

Charakteristika biotopu, ekológia a variabilita

Spoločenstvá zväzu *Bromo pannonici-Festucion pallentis* osídľujú exponované skalnaté stanovištia, prípadne škrapové polia a mierne svahy či plošiny s plytkou skeletnatou pôdou rendzinového typu (obr. 3, 4). Geologickým substrátom býva väčšinou dolomit alebo vápenec, prípadne travertín. V kotlinách osídľujú aj vápencové štrky fluvialných štrkopieskových terás (Kliment & Bernátová 2000). Táto vegetácia je viazaná na teplé a výhrevné expozície v teplých regiónoch s nízkymi ročnými úhrnmi zrážok. Tieto teplotné a vlhkostné vlastnosti stanovišťa bývajú ešte zvýraznené mezoklimatickými podmienkami, takže pravidelné obdobia letného sucha sú limitujúcim faktorom pre väčšinu druhov miestnych flór a podmieňujú výskyt špecifických otvorených spoločenstiev konkurenčne slabých, ale vhodne adaptovaných a voči stresu tolerantných druhov.

Existujúce rozdiely vo floristickom zložení spoločenstiev na západnom a východnom rozhraní Karpát a Panónskej nížiny môžu byť spôsobené rozdielmi v klimatických podmienkach (napr. kontinentalite), regionálnych flórach ("species pools"), vo vlastnostiach geologického a pôdneho prostredia alebo sú dôsledkom odlišného historického vývoja jednotlivých oblastí. Okrem typicky vyvinutých porastov, existuje množstvo prechodov, ktoré nemožno jednoznačne zaradiť do vymedzených asociácií aj keď spĺňajú kritériá pre zaradenie do zväzu (obr. 1).

Zväz *Bromo pannonici-Festucion pallentis* Zólyomi 1966 reprezentuje panónske xerothermné travinno-bylinné spoločenstvá na plytkých vápnatých pôdach.

Diagnostické druhy (uvedené sú v abecednom poradí, pričom tučne sú vyznačené taxóny s najvyššou fidelitou; skratka dif. označuje taxóny, ktoré sú zároveň diferenciálne, t.j. odlišujú daný zväz oproti iným zväzom v rámci triedy Festuco-Brometea. Podrobnosti sú uvedené v práci Janišová & Dúbravková 2010): *Allium flavum* (dif.), ***Alyssum montanum*** (dif.), *Anthericum ramosum*, *Asperula cynanchica*, *Bothriochloa ischaemum* (dif.), ***Campanula sibirica*** (dif.), ***Carex humilis***, *Draba lasiocarpa*, ***Festuca pallens*** (dif.), ***Fumana procumbens*** (dif.), *Globularia punctata*, *Helianthemum nummularium* agg., *Hornungia petraea*, *Inula ensifolia*, *Jovibarba globifera*, *Lactuca perennis* (dif.), *Leontodon incanus*, ***Linum***



Obr. 3. Otvorené spoločenstvá asociácie *Poo badensis-Festucetum pallentis* (zväz *Bromo pannonici-Festucion pallentis*) na južných svahoch Tematínskych vrchov osídľujú mikroklimaticky najextrémnejšie stanovištia. Dole vľavo: V medzerách bez zapojenej vegetácie počas vlhkých jarných a jesenných mesiacov dokončujú svoj životný cyklus populácie krátkožijúcich druhov (*Saxifraga tridactylites*, *Hutchinsia petraea*, *Erophila verna*, *Holosteum umbelatum*, *Cerastium pumilum* a ďalšie). Dole vpravo: *Onosma visianii* patrí medzi najvzácnejšie druhy vyšších rastlín viazané na otvorené skalnaté stanovištia. Je jedným zo stepných bežcov – v jeseni suchá byl' so zrelými semenami na báze odumiera a rastlina sa kotúľa poháňaná vetrom po svahu a takto zabezpečuje šírenie semien na väčšie vzdialenosti. Foto: M. Janišová

tenuifolium (dif.), *Melica ciliata* (dif.), *Onosma visianii*, *Pilosella bauhini*, *Poa badensis* (dif.), *Potentilla arenaria* agg. (dif.), *Rhodax canus*, *Sanguisorba minor*, **Scorzonera austriaca**, *Seseli osseum*, *Silene otites* agg. (dif.), *Stachys recta*, *Stipa pulcherrima* (dif.), *Teucrium chamaedrys*, **Teucrium montanum**, **Thymus praecox**, *Tithymalus cyparissias*, *Verbascum lychnitis* (dif.).

Ostatné diferencálne druhy: *Acinos arvensis*, *Acosta rhenana*, *Arenaria serpyllifolia* agg., *Echium vulgare*, *Eryngium campestre*, *Hypericum perforatum*, *Koeleria macrantha*, *Medicago falcata*, *Stipa capillata*, *Thlaspi perfoliatum*, *Thymus pannonicus*.

Konštantné druhy: *Alyssum montanum*, *Anthericum ramosum*, *Asperula cynanchica*, *Campanula sibirica*, **Carex humilis**, *Festuca pallens*, *Globularia punctata*, *Helianthemum nummularium* agg., *Jovibarba globifera*, *Leontodon incanus*, *Linum tenuifolium*, *Melica ciliata*, *Pilosella bauhini*, *Potentilla arenaria* agg., *Sanguisorba minor*, *Seseli osseum*, *Teucrium chamaedrys*, *Teucrium montanum*, *Thymus praecox*, *Tithymalus cyparissias*.

Dominantné druhy: *Carex humilis*, *Festuca pallens*, *Potentilla arenaria* agg.

V extrémnych polohách má táto vegetácia charakter primárneho bezlesia a dominuje tu väčšinou kostrava tvrdá (*Festuca pallens*). Na Slovensku sú porasty s dominanciou kostravy tvrdej zastúpené dvomi asociáciami, ktoré možno považovať za geografické vikarianty: **Poo badensis-Festucetum pallentis** (obr. 3, rozšírené na západnom okraji karpatského oblúka) a **Campanulo divergentiformis-Festucetum pallentis** (s centrom rozšírenia na južnom okraji Západných Karpát v slovensko-maďarskom krase a pohorí Bükk). V oboch spoločenstvách sú významne zastúpené sukulentné taxóny (*Jovibarba globifera*, druhy rodu *Sedum*), chamefyty (*Fumana procumbens*, *Draba lasiocarpa*, *Teucrium montanum*, *Thymus praecox*, *T. pannonicus*) a efemérne terofyty (napr. *Erophila verna*, *Cerastium brachypetallum*, *C. semidecandrum*, *Holosteum umbellatum*, *Hornungia petraea*, *Saxifraga tridactylites*).

Posledný vlhkostného gradientu sa kvantitatívne zloženie porastov mení v prospech ostrice nízkej (*Carex humilis*), ktorá je výraznou dominantou asociácií **Festuco pallentis-Caricetum humilis** (obr. 4). Rozšírením nadväzuje na *Poo badensis-Festucetum pallentis* na západnom Slovensku. **Poo badensis-Caricetum humilis** (nadväzuje na *Campanulo divergentiformis-Festucetum pallentis* v južnej časti východného Slovenska) a **Orphantho luteae-Caricetum humilis** (obr. 5). Posledná z nich má najmenej xerotermofytný charakter v rámci tohto zväzu a predstavuje prechod k horským spoločenstvám zväzu *Astero alpini-Seslerion calcariae* Hadač ex Hadač et al. 1969. Spoločným znakom týchto troch spoločenstiev je výrazná štruktúra tvorená prstencovými trsmi ostrice nízkej (*Carex humilis*) a početný výskyt chamefytov (druhy rodu *Thymus*, *Teucrium*, *Helianthemum* resp. *Rhodax* a pod.).



Obr. 4. V spoločenstvách zväzu *Bromo pannonicus-Festucion pallentis* je *Carex humilis* častou dominantou určujúcou štruktúru spoločenstva. S väčšou pokrývnosťou sa môžu uplatňovať napr. *Potentilla arenaria* a *Helianthemum ovatum* (vľavo) alebo *Stipa eriocalis* (vpravo). Foto: M. Janišová

Špecifické postavenie v rámci zväzu má asociácia **Seslerietum heuflerianae**, ktorej areál zasahuje naše územie v Slovenskom krase. Jej druhové zloženie je podobné iným východopanónskym xerotermným

spoločenstvám, výrazná je však dominancia ostrevky dlhosteblovej (*Sesleria heufleriana*). Svojím postavením na teplotnom a vlhkosťnom gradiente je asociácia prechodom k dealpínskym spoločenstvám s ostrevkou vápnomilnou zväzu *Diantho lumnitzeri-Seslerion* (Janišová & Dúbravková 2010).



Obr. 5. Spoločenstvo *Orthantho luteae-Caricetum humilis* v podhorí Nízkych Tatier pri Slovenskej Ľupči osídľuje vápencové kopčeky obklopené poľnohospodárskou krajinou. Foto: M. Janišová

Dealpínske ostrevkové spoločenstvá zväzu *Diantho lumnitzeri-Seslerion* (obr. 6, 7) osídľujú mezoklimaticky chladnejšie a vlhšie polohy teplých karpatských predhorí (viažu sa zvyčajne na severné expozície resp. inverzné polohy úzkych údolí). Geologické podložie je tvorené vždy dolomitmi a vápencami rôzneho typu. Pôdy sú rendziny s vysokým obsahom humusu. Porasty môžu osídľovať miernejšie svahy v hornej časti hrebeňov až po strmé steny roklín, kde je pokrývnosť vegetácie nižšia. Porasty extrémnych stanovišť zrejme neboli počas postglaciálu nikdy pokryté zapojeným lesom. Odlesňovanie hrebeňových častí a extenzívna pastva v minulých storočiach napomáhala sekundárnemu šíreniu týchto spoločenstiev. Vzhľadom na skutočnosť, že porasty majú reliktný charakter, tzn. že sa vo fragmentoch zachovali na mezoklimaticky priaznivých stanovištiach, ich floristické zloženie je odrazom postglaciálneho vývoja lokalít a miery antropických zásahov.

Zväz ***Diantho lumnitzeri-Seslerion*** (Soó 1971) Chytrý et Mucina 1993 in Mucina et al. 1993 bol vyčlenený pre dealpínske ostrevkové spoločenstvá v perikarpatskej a panónskej oblasti.

Diagnostické druhy: *Acinos alpinus* (dif.), *Allium senescens*, *Anthericum ramosum*, *Asperula cynanchica*, *Biscutella laevigata* (dif.), *Bromus monocladus*, *Bupleurum falcatum*, *Campanula rotundifolia* agg. (dif.), *Carex humilis*, *Dianthus praecox*, *Festuca pallens*, ***Genista pilosa*** (dif.), *Globularia punctata*, *Helianthemum nummularium* agg., *Hippocrepis comosa*, *Inula ensifolia*, *Jovibarba globifera*, ***Leontodon incanus***, *Polygala amara* agg. (dif.), *Rhodax canus*, *Scorzonera austriaca*, *Seseli osseum*, ***Sesleria albicans*** (dif.), ***Teucrium montanum***, *Thalictrum minus*, *Thymus praecox*, *Vincetoxicum hirundinaria*.

Ostatné diferenciálne druhy: *Briza media*, *Galium pumilum* agg., *Leontodon hispidus*, *Leucanthemum vulgare* agg., *Linum catharticum*, *Phyteuma orbiculare*, *Pulsatilla slavica*, *Saxifraga paniculata*, *Tephrosia integrifolia*.

Konštantné druhy: *Anthericum ramosum*, *Asperula cynanchica*, *Campanula rotundifolia* agg., *Carex humilis*, *Festuca pallens*, *Genista pilosa*, *Globularia punctata*, *Helianthemum nummularium* agg., *Inula ensifolia*, *Leontodon incanus*, *Potentilla heptaphylla*, *Sanguisorba minor*, *Seseli osseum*, ***Sesleria albicans***, *Teucrium chamaedrys*, *Teucrium montanum*, *Thymus praecox*, *Tithymalus cyparissias*, *Vincetoxicum hirundinaria*.

Dominantné druhy: *Carex humilis*, *Sesleria albicans*.

Zväz zahŕňa zapojené ostrevkové spoločenstvá nižších polôh v kolínnom až submontánnom výškovom stupni. Vyznačujú sa pravidelným výskytom dealpínskych druhov. Sú to druhy s centrom rozšírenia



Obr. 6. Dealpínske ostrevkové porasty v Tematínskych vrchoch hostia viaceré vzácne a zaujímavé druhy, napr. *Phyteuma orbiculare* (hore vpravo), *Thlaspi montanum* (dole vľavo), *Pulsatilla subslavica* (dole v strede) a *Thesium alpinum* (dole vpravo). Hore vľavo: Typická je rovnorodá štruktúra spoločenstva s výraznou dominanciou ostrevky vápnomilnej (*Sesleria albicans*) a kručinky chlpacej (*Genista pilosa*). Foto: M. Janišová

v alpínskom a subalpínskom stupni, ktoré sa v určitej časti svojho areálu vyskytujú na reliktných lokalitách v nižších vegetačných stupňoch (Skalický 1990), ktoré ich výrazne diferencujú oproti kontaktným travinno-bylinným spoločenstvám. Z dealpínskych taxónov sprevádzajú porasty ostrevky najmä *Acinos alpinus*, *Biscutella laevigata*, *Carduus glaucinus*, *Dianthus praecox*, *Leontodon incanus*, *Phyteuma orbiculare*, *Polygala amara* subsp. *brachyptera*, *Saxifraga paniculata*, *Tephrosia integrifolia* a *Thesium alpinum*. Pravidelnou súčasťou porastov je skupina termofilných druhov triedy *Festuco-Brometea*, ktoré spoločenstvá zväzu *Diantho lumnitzeri-Seslerion* diferencujú od ostrevkových porastov vyšších polôh radených do zväzu *Astero alpini-Seslerion calcariae* a podzväzu *Pulsatillo slavicae-Caricion humilis* Uhlířová in Kliment et al. 2005. Najčastejšie sú to *Teucrium montanum*, *Globularia punctata*, *Potentilla arenaria*, *Asperula cynanchica*, *Anthericum ramosum*, *Helianthemum ovatum*, *Thymus praecox*, *Hippocrepis comosa* a *Sanguisorba minor*. Poschodie machorastov dosahuje vysokú pokryvnosť. V zapojených porastoch dominuje zvyčajne *Hypnum cupressiforme* alebo *Ditrichum flexicaule*, v otvorených porastoch skalných stien sú bežnejšie *Tortella totuosa* a *Homalothecium phillipeanum*.

Na Slovensku sa vyskytujú tri typy dealpínskych ostrevkových spoločenstiev. Porasty asociácie ***Minuartio setaceae-Seslerietum calcariae*** sú viazané na najteplejšie predhoria vápencových karpatských pohorí na západnom Slovensku (obr. 6). Porasty asociácie ***Festuco pallentis-Seslerietum calcariae*** sa vyskytujú v chladnejších vápencových oblastiach západného a stredného Slovenska (obr. 7) a ekologic-

ky nadväzujú na horské ostrevkové spoločenstvá Karpát. Spoločenstvá asociácie *Saxifrago aizoi-Seslerietum calcariae* osídľujú roklinové stanovišťa a inverzné skalnaté doliny a roztrúsene sa vyskytujú v rôznych karbonátových pohoriach Karpát.

Podrobné informácie o syntaxonómii, synekológii a synchorológii jednotlivých asociácií obidvoch opísaných zväzov sú uvedené v prácach Sillinger (1931), Maglocký (1979) a Janišová et al. (2007). Najnovšie syntaxonomické poznatky sú zhrnuté v prácach Janišová & Dúbravková (2010) a Dúbravková et al. (2010).



Obr. 7. Asociácia *Festuco pallentis-Seslerietum calcariae* sa vzácnne vyskytuje vo vápencových častiach Starohorských vrchov. Na obrázku je porast pri obci Riečka.
Foto: M. Janišová

Trendy

Suché a delpínske travinno-bylinné porasty predstavujú dôležitú súčasť tradičnej kultúrnej krajiny Strednej Európy. Ich vývoj bol ovplyvnený striedaním dôb ľadových a medziľadových počas štvrtohôr. V teplých interglaciálnych obdobiach sa druhy šírili na svoje pôvodné areály z južnejších oblastí Európy (Iberský, Apeninský a Balkánsky polostrov, oblasť Kaukazu a Kaspického mora) a menších refúgií, ktoré podľa najnovších poznatkov boli bežné aj v severnejších zemepisných šírkach a mali charakter topograficky chránených oblastí s vhodnou mikroklimou (Hewitt 2000, Willis & Whittaker 2000). Súčasné rozšírenie xerothermných druhov v Európe je preto vo veľkej miere výsledkom dynamických historických procesov, opakovaných cyklov ústupu a expanzie v dôsledku klimatických oscilácií. Počas ranného postglaciálu v predatlantickom období (pred približne 10 000 rokmi) sa xerothermné spoločenstvá pravdepodobne rozšírili späť do Strednej Európy (Pott 1996) a v ich ďalšom vývoji zohral dôležitú úlohu človek. Úloha divožijúcich bylinožravcov pri formovaní a udržiavaní nelesnej vegetácie je stále predmetom odbornej diskusie (napr. Gerken & Mayer 1996, Vera 2000). Od neolitického obdobia sa pôvodné maloplošné stanovišťa xerothermných druhov na skalách, plytkých pôdach a v lemoch rozširovali najmä v dôsledku ľudskej činnosti – pasenia, klčovania lesa, vypaľovania a vykášania (Maglocký 1979, Pott 1996, Poschlod & Bonn 1998). Vďaka intenzívnej a rôznorodej ľudskej činnosti v minulosti sa zvýšila nielen rozloha, ale aj rozmanitosť a druhové bohatstvo xerothermných biotopov (Poschlod & Bonn 1998, Poschlod & Wallis de Vries 2002), takže ich v súčasnosti radíme medzi biotopy s najvyššou druhovou diverzitou (Peet et al. 1983, Willems et al. 1993, Korneck et al. 1998, Barańska et al. 2010, Dengler 2005).

Mimoriadna druhová bohatosť xerothermných spoločenstiev na karbonátových horninách je primárne dôsledkom rozsiahleho „species pool“, ktorý je v Európe podstatne vyšší pre zásadité ako pre kyslé geologické podlažia (Pärtel 2002, Ewald 2003). Ďalším dôvodom je pôsobenie stresov (nedostatok živín, extrémne mikroklimatické faktory, spásanie a disturbancie), ktoré zabraňujú prevládnutiu konkurenčne silných druhov a umožňujú koexistenciu veľkého počtu stres-tolerantných druhov (Grime 1979, Kiehl 2008). Mnohé druhy sa do vápencových xerothermných spoločenstiev dostali počas rímskej

éry (*Hippocrepis comosa*, *Salvia pratensis*, *Sanguisorba minor*, *Centaurea scabiosa*), niektoré však až oveľa neskôr (*Bromus erectus*, *Koeleria pyramidata*, Poschlod & Wallis de Vries 2002). Pravidelné kosenie a pasenie prispelo u mnohých druhov k vývoju špecifických „sezónnych ekotypov“ (Poschlod et al. 2000).

O súčasnom stave a vývoji xerothermnej travinno-bylinnej vegetácie pod vplyvom rôzneho obhospodarovania máme z územia Slovenska pomerne málo informácií. Z územia strednej a západnej Európy sú však k dispozícii cenné údaje, ktoré možno využiť aj pre úvahy o spoločenstvách v perikarpatských pohoriach a Panónskej nížine. Podľa viacerých autorov, k najväčšiemu rozvoju xerothermných travinno-bylinných spoločenstiev došlo v období medzi 15. a 20. storočím, a to najmä po zániku trojpoľného hospodárenia a vzniku tzv. putovného pasienkárstva („Wanderschäferei“ alebo „transhumant sheperding“, Hornberger 1959, Ellenberg 1996, Poschlod & Wallis de Vries 2002), pri ktorom sa počas roka striedavo spásali poľnohospodársky rôzne využívané stanovišťa a veľké stáda sa pohybovali v okruhu viac ako 100 km (napr. zimná pastva v teplejších regiónoch nižších polôh kombinovaná z letnou pastvou v horách). Oproti paseniu sa kosenie xerothermných biotopov začalo realizovať až oveľa neskôr, pravdepodobne v priebehu 19. storočia (Poschlod & Wallis de Vries 2002). K obohateniu druhového spektra xerothermných spoločenstiev prispela aj obyčaj vysievať seno z týchto biotopov na úhory. Druhy *Onobrychis viciifolia* a *Anthyllis vulneraria* sa pravdepodobne touto cestou rozšírili na pasienky z kultúry (Poschlod & Wallis de Vries 2002).

Dvadsiate storočie však prinieslo so sebou mnohé negatívne trendy, ktoré pretrvávajú dodnes a predstavujú vážne ohrozenie xerothermných druhov a spoločenstiev. Najzávažnejšou hrozbou sú zmeny vo využívaní krajiny, či už ide o intenzifikáciu poľnohospodárstva, alebo opačný extrém v podobe absencie hospodárenia a následné zarastanie stanovišť drevinami (Poschlod & Schumacher 1998, Poschlod & Wallis de Vries 2002, Wallis de Vries et al. 2002). Zostávajúce územia sú väčšinou silne fragmentované a redukovaným populáciám jednotlivých druhov hrozí zánik či imbridná depresia aj v dôsledku prerušenia vzájomných ekologických väzieb medzi izolovanými populáciami (Fischer & Stöcklin 1997).

V súčasnosti sa ochrane a obnove xerothermných spoločenstiev venuje veľa pozornosti: výborné výsledky z dlhodobých experimentov sú k dispozícii najmä z Nemecka, Holandska a Švajčiarska. Keďže ochranný a obnovný manažment je náročný na financie a pracovné sily, hľadajú sa alternatívne manažmentové metódy, ktoré by svojimi účinkami imitovali tradičné postupy, ale ich aplikácia by bola finančne aj časovo menej náročná (Bylebyl 2007, Schröder et al. 2008).

Ohrozenia

Intenzifikácia poľnohospodárstva

Podobne ako v iných travinno-bylinných spoločenstvách, zvýšený prísun živín do xerothermných porastov má za následok zvýšenie produkcie biomasy a redukciu druhovej diverzity. Produkcia sa zvýši po dodaní dostupného fosforu a dusíka, ktoré sú v kalcifilných xerothermných spoločenstvách limitujúcimi faktormi. Pokiaľ dodávané živiny neobsahujú fosfor a dusík, alebo obsahujú iba jednu z týchto živín, produkcia sa nezvýši (Willems et al. 1993). Druhovú bohatosť sa však výrazne znižuje pri zvýšení dostupného dusíka aj ako samostatne dodanej živiny, pričom dodanie samostatného fosforu nemá negatívny efekt (Willems et al. 1993). Z experimentálnych výsledkov vyplýva, že redukcia alfa diverzity v hnojených porastoch nie je len dôsledkom zvýšenia produkcie biomasy a následnej zvýšenej konkurencie, ako to predpokladali Grime (1979) a Huston (1979).

Rozorávanie a výsev mezofilných tráv

Tam, kde to dovolili topografické, klimatické a pôdne podmienky, boli v minulosti mnohé xerothermné stanovišťa rozorané (Maglocký 1979). Keďže produktivita týchto stanovišť je veľmi nízka, boli uskutočnené zúrodňovacie agrotechnické úpravy, aby bolo využitie týchto lokalít rentabilné. Napr. na lokalite pri Lúke nad Váhom v Tematínskych vrchoch boli takto intenzifikované borievkové pasienky. Po vytrhaní a vypálení porastov sa pasienky rozorali a zasiali druhy tráv, ako *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Phleum pratense*, *Festuca rubra* a *Trisetum flavescens*. Po čase produkcia takto upravovaných lokalít

klesla a nastúpili nežiadúce ruderalne a segetálne druhy (Maglocký 1979). Málokde bolo možné využívať rozorané lokality na pestovanie kultúrnych plodín, nakoľko to bolo ekonomicky nevýhodné. Týmto spôsobom boli zbytočne zničené mnohé cenné biotopy. Na okraji poľa sa do súčasnosti zachovala lokalita vzácnej *Carex halleriana* pri obci Lúka nad Váhom (úvodný obrázok)

Absencia hospodárenia

V minulosti sa xerothermné porasty väčšinou pravidelne a dosť intenzívne spásali (Ellenberg 1996). Dôsledkom intenzifikácie poľnohospodárstva bol aj postupný prechod na maštalný chov hospodárskych zvierat a znižovanie ich stavov. Mnohé pasienky zostali bez využitia. Na opustených pasienkoch sa akumuluje odumretá biomasa, mení sa mikroklima porastu aj kolobeh živín, nastupujú mezofilné druhy. Dochádza k prevládnutiu druhov, ktoré v pôvodných pasienkových spoločenstvách chýbali. V Tematínskych vrchoch sa na vápencoch šíri *Bromus erectus*, *Brachypodium pinnatum*, *Arrhenatherum elatius* a *Poa angustifolia*, kým na dolomitovom podloží je to najmä *Stipa capillata* (Maglocký 1979). Tieto druhy sú vysoké a produkujú veľké množstvo biomasy, ktorá sa pomaly rozkladá a bráni svetlomilným xerothermným druhom v raste a zmladzovaní, takže postupne sa porast stáva monodominantný. V pokročilých štádiách sukcesie sa do porastu postupne šíria dreviny, ktoré po čase výrazne redukovujú rozlohu otvorenej vegetácie až celkom uzavrú porast svojimi korunami. Opad drevín významne zvyšuje ich negatívny účinok na travinno-bylinnú vegetáciu. Mnohé cenné stanovištia zanikli zarastením, napr. Urpínska lesostep a viaceré nelesné enklávy v Tematínskych vrchoch (Rajcová 2006).

Expanzia konkurenčne zdatnejších druhov a invázia nepôvodných druhov

Expanzia vysokých tráv (*Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*, *Arrhenatherum elatius*) do xerothermných biotopov je vo väčšine prípadov dôsledkom intenzifikácie a atmosferickej depozície živín (Bobbink & Willems 1987, Willems et al. 1993, Bobbink et al. 1998). V podmienkach priemyselných krajín sa ročne prináša prachom a dažďom približne 20 až 40 kg dusíka na hektár (Šíbl et al. 2000), čo nevyhnutne predstavuje eutrofizáciu biotopov. Tieto hodnoty sa blížia ku kritickým hodnotám, stanoveným podľa niektorých autorov (napr. podľa Wilsona et al. 1995 sú kritické hodnoty 42–55 kg dusíka na ha a rok, podľa Hagena 1996 môžu už nižšie množstvá ovplyvniť druhovú diverzitu prírodných ekosystémov).

Súčasná vysoká dostupnosť dusíka znásobená atmosférickou depozíciou v kombinácii s nízkou dostupnosťou fosforu vytvára v xerothermných spoločenstvách nové podmienky, na ktoré rastliny neboli v priebehu minulého vývoja adaptované. Preto v porastoch dochádza ku štruktúrnym zmenám a prešľachujú sa druhy, ktoré dokážu využiť dostupný dusík aj v podmienkach nízkeho prísunu fosforu, ako napr. *Brachypodium pinnatum* (Bobbink 1991, Willems et al. 1993). Pokiaľ v poloprárodných kalcifilných xerothermných spoločenstvách nedochádza k odstraňovaniu nadzemnej biomasy pôsobením manažmentu (pasenie, kosenie či vypaľovanie), druhové bohatstvo klesá dramaticky už v priebehu 10–15 rokov (Willems 1990).

Veľmi nebezpečné je šírenie nepôvodných invázných druhov do xerothermných spoločenstiev. Deje sa tak najmä pri dlhodobejšej absencii manažmentu a v oblastiach, kde sú nepôvodné druhy už bežne rozšírené (intravilány miest a obcí, záhradkárske osady). Z drevín majú tendenciu prenikania do pôvodných spoločenstiev napr. *Robinia pseudacacia*, *Ailanthus altissima*, *Eleagnus angustifolia*, *Lycium barbarum*, z bylín sú to napr. *Ambrosia artemisiifolia*, *Conyza canadensis*, *Solidago canadensis*, *S. gigantea* a *Stenactis annua*.

Zalesňovanie

Bývalé verejné pasienky, ktoré boli priradené z poľnohospodárskeho do lesohospodárskeho pôdneho fondu, boli väčšinou zalesnené. Najčastejšou drevinou, ktorou sa polohy s plytkými pôdami zalesňovali, bola borovica čierna (*Pinus nigra*), ktorá je u nás nepôvodným druhom. V uzavretých 40–50 ročných porastoch lesných monokultúr sa na pôdnom povrchu hromadí hrubá vrstva nerozloženého ihličia (Maglocký 1979). Z pôvodných xerothermných druhov v takýchto podmienkach prežíva len *Carex humilis*. Ďalšou obľúbenou výsadbovou drevinou je borovica lesná (*Pinus sylvestris*). Obidva druhy borovic sa úspešne využívali na spevnenie strmých južných svahov s otvorenou vegetáciou (obr. 8, 10). Na me-

nej strmých svahoch a plošinách sa v teplých oblastiach južného a západného Slovenska zalesňovalo jaseňom manovým (*Fraxinus ornus*). Hoci vysadené monokultúry plnia protieróznú funkciu, ich prírodovedecká hodnota je veľmi nízka. Veľké riziko pre xerothermnú vegetáciu predstavujú najmä dospelé porasty, pretože produkujú obrovské množstvo semien, ktoré sa spontánne šíria do nelesných porastov a vo veľmi krátkom čase ich obsadzujú a vytláčajú tak posledné zvyšky cenných travinno-bylinných porastov (obr. 9).



Obr. 8. Sukcesia na zalesnených svahoch Bôrovišťa v Tematínskych vrchoch. Horný obrázok ukazuje mladé výsadby v roku 1996 a spodný obrázok postupnú redukciu otvorených travinno-bylinných spoločenstiev v roku 2010. Foto: M. Janišová



Obr. 9. Zarastanie xerothermných spoločenstiev na západnom hrebeni Kňazieho vrchu v Tematínskych vrchoch do roku 2005 (spontánny nálet semien z príľahlej výsadby borovice) a výsledok obnovného zásahu neziskovej organizácie Pre Prírodu v roku 2010. Foto: M. Janišová



Obr. 10. Typická mozaika xerothermných travinno-bylinných spoločenstiev Tematínskych vrchov a ich postupná plošná redukcia je viditeľná pri porovnaní hornej staršej fotografie od Dr. Maglockého z roku 1970 a súčasného pohľadu na tú istú lokalitu (Bôrovište), ktorá zachytáva situáciu po 40 rokoch (Foto M. Janišová). Písmenami sú označené asociácie: a – *Festuco pallentis*-*Caricetum humilis* so *Stipa capillata*, c – *Festuco pallentis*-*Caricetum humilis* na vrcholovej plošine, e – *Minuartio setaceae*-*Seslerietum calcariae* na severnom svahu, f – *Poo badensis*-*Festucetum pallentis* na južnom svahu.

Ťažba nerastných surovín

Isté riziko pre xerothermnú vegetáciu predstavuje ťažba vápenca a karbonátových štrkov v kameňolomoch a povrchových baniach, ktoré môžu spôsobiť zánik vzácnejších mikrolokalít, alebo znehodnotiť pôvodnú krajinnú štruktúru. Na druhej strane, opustené kameňolomy predstavujú špecifické biotopy, na ktorých je perspektívna obnova xerothermných spoločenstiev, nakoľko ich abiotické podmienky najviac pripomínajú stanovištné podmienky suchých skalných stepí zväzu *Bromo pannonici-Festucion pallentis*. Preto sa v procese spontánnej sukcesie po ukončení ťažby často objavujú mnohé xerothermné druhy viazané na obnaženú materskú horninu. Nedostatok živín, vlhky a veľké teplotné výkyvy udržiavajú tieto miesta v ranných sukcesných štádiách a bránia zapojeniu lesa. Viaceré súčasné štúdie poukazujú na význam samovoľnej prirodzenej obnovy ťažbou poškodených a novovytvorených stanovišť (lomy, navážky a haldy) pri ochrane biodiverzity (Tichý 2004, Tropek 2010) a varujú pred nadbytočnými technickými zásahmi ako sú navážky povrchovej vrstvy pôdy, dodávanie živín a pod., ktoré redukujú heterogenitu stanovišta a menia jeho nutričné podmienky. V niektorých krajinách uvažujú využiť obnovené/rekultivované deštruované lokality ako zásobárne diaspór vzácnejších xerothermných druhov (Tränkle 1997, Poschlod et al. 1998), ktoré sa odtiaľ môžu šíriť na blízke prirodzené stanovištia.

Stavebná činnosť

V posledných desaťročiach je pre cenné xerothermné spoločenstvá v intraviláne miest a obcí vážnou hrozbou intenzívna výstavba rodinných domov. V územných plánoch sú často ako stavebné pozemky schvaľované bývalé chudobné xerothermné pasienky v atraktívnych polohách s výhľadom. Znehodnotením sú ohrozené rovnako priamo zastavané plochy a plochy zabrané ako záhrady, ako aj plochy v bezprostrednom okolí výstavby, kde často dochádza k zakladaniu skládok stavebného materiálu a rôzneho odpadu, a k prenikaniu nepôvodných druhov zo záhrad. Na mnohých xerothermných lokalitách boli a naďalej sú zakladané záhradkárske kolónie.

Šport a rekreácia

Zvýšený tlak športovej a rekreačnej činnosti možno pozorovať aj na xerothermnej vegetácii istých oblastí, najmä v blízkosti ľudských sídel. Táto činnosť má aj pozitívne účinky na xerothermné spoločenstvá, napr. v spoločenstvách bez hospodárenia dochádza aspoň k čiastočným disturbanciám zošľapovaním, čo môže uľahčiť klíčenie a etablovanie semenáčikov xerothermných druhov. Ak sú disturbance príliš intenzívne (motokrosová a štvorkolková dráha), prevládajú negatívne účinky, dochádza k estetickému narušeniu biotopu a môžu byť eliminované populácie vzácných druhov.

Vlastnícke vzťahy

Komplikované vlastnícke vzťahy často bránia v zabezpečení manažmentu pre vzácne lokality. Príkladom sú spoločenstvá vlastníkov – urbáriaty, ktoré v minulosti využívali xerothermné biotopy ako pasienky. V prípade nezájmu o pasenie preferujú prevod pasienkov do lesného pôdneho fondu a pasienky sú následne zalesnené, alebo dochádza k prirodzenej sukcesii a ich zarastaniu drevinami.

Manažment

Všeobecné odporúčania

U spoločenstiev zväzu *Bromo pannonici-Festucion pallentis* bez aktívneho manažmentu je možné dlhodobo udržať len porasty na najextrémnejších stanovištiach primárneho bezlesia (najsuchšie stanovištia a skaly). Aj tieto lokality sú často ohrozené rýchlym šírením nepôvodných drevín a eutrofizáciou (Jongepierová 2003). Územná ochrana nie je dostatočnou zárukou ich zachovania, pokiaľ je pasívna. V minulosti bol každý zásah človeka v chránených územiach považovaný za škodlivý. Prerušenie či úplné vylúčenie hospodárenia odsúdilo mnohé xerothermné stanovištia na postupný zánik. V nechránených územiach k tomu prispeli ďalšie negatívne vplyvy, napr. zalesňovanie. V súčasnosti je v strednej

Európe najbežnejším postupom pri ochrane týchto biotopov udržiavací manažment pravidelným mechanickým odstraňovaním náletu a nepôvodných druhov. Zároveň sa odporúča lokality prepásť raz za 2–5 rokov kozami alebo zmiešanými stádami oviec a kôz v pomere 5:1 (Jongepierová 2003).

Potreba udržiavacieho manažmentu u spoločenstiev zväzu *Dianthus lumnitzeri-Seslerion* je oveľa menšia ako u spoločenstiev zväzu *Bromo pannonici-Festucion pallentis*. Vyplýva to z reliktného charakteru dealpínskych ostrevkových porastov. Prítomnosť mnohých indikátorov primárnych xerothermných porastov naznačuje, že tieto porasty sa udržali bez pričinenia človeka v podobe primárneho bezlesia po tisícročia a to aj v priebehu celkových zmien klimaxových spoločenstiev od posledného glaciálu. K takýmto indikátorom primárneho pôvodu xerothermov patria podľa autorov Poschod & Wallis de Vries (2002) druhy ako *Biscutella laevigata*, *Festuca pallens*, *Leontodon incanus* a *Saxifraga paniculata*, teda druhy, ktoré sa až na malé výnimky nedokážu rozšíriť na sekundárne stanovištia a mnohé z nich sa v súčasnosti vyskytujú prevažne v subalpínskom a alpínskom vegetačnom pásme.

U primárnych xerothermných spoločenstiev je možné predpokladať, že pri nezmenených podmienkach stanovišťa si udržia nezmenenú floristickú skladbu a štruktúru. Nevieme však, ako sa budú vyvíjať v súčasnom a budúcom období globálnych ekologických zmien. Atmosférická depozícia dusíka, celková eutrofizácia biotopov a globálne klimatické zmeny sú najväčšou hrozbou a ich efekt je v súčasnosti ťažké jednoznačne predpovedať. Nevyhnutné je zabezpečiť súčasné lokality s dobre vyvinutými suchými a dealpínskymi spoločenstvami proti deštrukcii (vylúčiť stavebnú činnosť, zalesňovanie, terénne úpravy a pod.). U dealpínskych ostrevkových spoločenstiev je to väčšinou dosiahnuteľné zabezpečením územnej ochrany.

Ochranný manažment na zachovanie biodiverzity rozlišuje tri hlavné prístupy: ochranu druhov, systémov a procesov (Sturm 1993, Meffe & Carroll 1994). Druhovú ochranu je zameraná na dôležitú skupinu druhov (Noss 1990, flagship species – atraktívne druhy, keystone species – určujú štruktúru spoločenstva, umbrella species – ich ekologické požiadavky charakterizujú aj potreby iných členov spoločenstva, indicator species – indikujú výskyt vzácných spoločenstiev a biodiversity hotspots). Územná ochrana zabezpečuje ochranu systémov (ekosystému alebo v užšom chápaní rastlinného spoločenstva). Ochrana procesov, prírodných (požiare, veterné kalamity, sukcesia a pod.) či antropogénnych, je doposiaľ najmenej rozvinutým zameraním a v Európe procesy zvyčajne nie sú zahrnuté v ochranný manažment (Sturm 1993). V súčasnosti je často zdôrazňovaná potreba integrovaného ochranného manažmentu (integrating conservation management, Wallis de Vries et al. 2002). Spočíva v integrácii všetkých spomenutých prístupov. Ani jeden z nich neprináša dosť dobré výsledky ak sa použije izolovane. Ako vieme zo súčasných štúdií druhov na úrovni metapopulácií, populácie druhu môžu zaniknúť napr. v dôsledku fragmentácie stanovišťa, aj keď kvalita jednotlivých mikrostanovišť zostala nezmenená (Hanski 1999).

Zároveň je potrebné pri stanovovaní ochranného manažmentu zohľadňovať potreby rôznych skupín organizmov. U vápencových xerothermných spoločenstiev bol v minulosti manažment väčšinou zameraný na ochranu rastlinných druhov a spoločenstiev, ktoré vyžadujú udržanie nízkej úrovne živín stanovišťa (kosenie, extenzívna pastva). Takýto prístup môže viesť k ochudobneniu fauny bezstavovcov (Brauckmann et al. 1997, Wallis de Vries et al. 2002). V súčasnosti sa tiež kladie zvýšený dôraz na zachovanie štrukturálnej heterogenity stanovišť, čo podporuje koexistenciu organizmov s rozmanitými nárokmi na prostredie a zvyšuje celkovú diverzitu.

Aktívny manažment

Pasenie

Pasenie sa často považuje za najvhodnejší manažment xerothermných travinno-bylinných spoločenstiev (Barańska et al. 2010). V minulosti boli často v týchto spoločenstvách pasené zmiešané stáda oviec a kôz s jednotlivými kusmi hovädzieho dobytku alebo koní (Barańska et al. 2010). Najvhodnejšie sú pôvodné miestne plemená domácich zvierat, ktoré sú adaptované na extrémne podmienky a chudobnú pašu. Vhodné sú aj menej náročné plemená pochádzajúce z drsnejších klimatických oblastí, ktoré vyžadujú minimálnu starostlivosť a väčšinu roka ich možno chovať priamo na lokalite bez ustajnenia (Šíbl

et al. 2000). Pastva vhodným spôsobom obmedzuje vývoj drevín. Zároveň zvieratá narušujú kopytami pôdny povrch a napomáhajú regenerácii xerothermných druhov. Jarná pastva je pre stádo vhodnejšia a má na porasty väčší účinok (Jongepierová 2003).

Kozy – spásajú okrem bylín a tráv aj listy a výhonky krov a stromov, ktoré môžu tvoriť 50–70% ich stravy (Ausden 2007). Tiež obhrýzajú kôru drevín, a to najmä v zimných mesiacoch. Vďaka svojej vrtkosti dokážu využívať rastlinné zdroje, ktoré sú pre iné pasúce sa zvieratá nedostupné (väčšie kroviny a nižšie stromy dočiahnu vztýčené na zadných nohách alebo na ne vylezú). Kozy dokážu spásť aj vegetáciu extrémne strmých svahov a ťažko prístupných polôh, čím zároveň predstavujú nebezpečenstvo pre vzácne typy vegetácie citlivé na pastvu, ktoré prežívajú na neprístupných skalnatých mikrostano-
vištiach. Hlavným problémom pasenia kôz je prevencia ich úteku (Ausden 2007). Pastva kôz má význam najmä pri obnove krovinami zarastených plôch. V minulosti sa využívala najmä v krasových oblastiach južného Slovenska (napr. v Slovenskom krase sa podľa miestnych poľnohospodárov na svahoch jednotlivých planín a ich hranách pásli viac ako stokusové stáda kôz; Šuvada, ined.).

Ovce – selektívne pasú stráviteľnejšie druhy a vyhýbajú sa druhom s trňmi a xeromorfnou stavbou (hrubá kutikula a pod.). Môžu takto eliminovať mezofilné a ruderalne druhy. Preferujú nižšiu vegetáciu, ktorú spásajú rovnomerne. Vyhýbajú sa hustej a vysokej vegetácii, čím podporujú heterogenitu stanovišťa. Disturbancie spôsobené zošľapávaním sú jemnejšie ako u hovädzieho dobytku a koní, čo je dôležité najmä pri otvorených stanovištiach na strmých svahoch, kde by nadmerná disturbance nebola žiadúca.

Pasenie by malo prioritne slúžiť na zabezpečenie odnosu živín z xerothermných lokalít, preto miesta, kde dochádza k vyšším koncentráciám zvierat v dlhších časových úsekoch (trávenie, defekovanie, košarovanie) by mali byť lokalizované mimo plôch s výskytom citlivejších spoločenstiev, ktoré by prípadná eutrofizácia mohla ohroziť. Príkladom neusmernenej pastvy s dlhodobými negatívnymi účinkami sú xerothermné spoločenstvá CHKO Pálava na Južnej Morave. Napriek tomu, že sa podarilo presadiť odstránenie nepôvodných stád kôz bezoárových z CHKO, plochy, kde sa zvieratá zhromažďovali zostali ruderalizované nitrofilnými druhmi dodnes (Šíbl et al. 2000).

Jediný druh drevín, ktorý dobre odoláva paseniu je *Juniperus communis*. V Tematínskych vrchoch tvorí na mnohých miestach husté porasty, ktoré predstavujú vývojové štádium smerom k lesnému spoločenstvu (Maglocký 1979, obr. 11).



Obr. 11. Vývoj porastov borievky na bývalých pasienkoch Tematínskych vrchov. Vľavo: v štádiu rozvoja patria porasty borievky k cenným biotopom s vysokou druhovou diverzitou. V strede: pri absencii pasenia vytvárajú borievky zapojený porast, otvorené plochy s výskytom xerothermných druhov sú silne redukované. Vpravo: Porast starých borievok podlieha úplnému rozpadu. Opad ihličia z odumretých krov zavŕši aj vývoj fragmentov xerothermného spoločenstva a nastupuje les. Foto: M. Janišová

Mobilné stáda

Táto kedysi bežne používaná metóda prehánania stád na veľké vzdialenosti sa v súčasnosti stáva opäť žiadanou najmä vďaka jej pozitívnemu pôsobeniu na xerothermné spoločenstvá: disturbance spojené s diaľkovým prenosom diaspór (Poschlod & Wallis de Vries 2002). Má nenahraditeľný vplyv na zachovanie diverzity odľahlých a izolovaných lokalít a silne fragmentovaných stanovišť. Spočíva v prehánaní prípadne prevážaní málopočetných ovčích stád (niekoľko desiatok oviec) medzi viacerými lokalitami

počas celej vegetačnej sezóny, pričom zimu ovce trávia na salašoch či v stajniach. Na jednotlivých lokalitách sa ovce pasú v uzavretých, ľahko rozobrateľných ohradách, ktoré sú väčšinou transportované spolu so stádom, niekedy sa časť z nich ponechá na lokalite spolu s prístreškom, nesmie však brániť divožijúcim bylinožravcom využívať lokalitu v čase neprítomnosti stáda (Baraňská et al. 2010). Táto práca vyžaduje neustálu prítomnosť zaučeného personálu, ktorý vedome reguluje intenzitu pasenia podľa potreby jednotlivých parciel. Prenos semien je zabezpečený stanovením vhodného poradia spásaných lokalít (od zachovalých biotopov s cennými xerothermnými druhmi po degradované a druho- ochudobnené stanovištia). Odporúča sa na každej lokalite ponechať časť plochy nespasenu.

Odstraňovanie drevín

Jednoducho sa odstraňujú dreviny, ktoré vyrástli zo semien a majú nízku zmladzovaciu schopnosť (borovice, smrek). Dreviny zmladzujúce z koreňových výhonkov (agát, trnka, osika) je potrebné odstraňovať opakovane, pričom väčšina druhov odumrie do 5 rokov pri pravidelnom osekávaní výmladkov (Stoneman & Brooks 1997, Šíbl et al. 2000). Dreviny možno odstraňovať viacerými spôsobmi: vytrhnutím (mladšie jedince, väčšinou sa snažíme minimalizovať narušenie pôdy pri trhaní); vypílením (ručne, krovínorezom alebo motorovou pílou); odvetvovaním (odstránime bočné konáre do výšky 2 m, čím presvetlíme podrost a umožníme návrat svetlomilných druhov); narušením transportu živín dreviny (odstránenie kôry a lyka nízko nad zemou spôsobí pomalé odumieranie dreviny, je výhodné pri dobre zmladzujúcich drevinách, pokiaľ nemáme možnosť pravidelne odstraňovať výmladky). Ihličnany možno odstraňovať po celý rok, najvhodnejšie je to však mimo vegetačnej sezóny. Listnaté dreviny je najúčinnnejšie odstraňovať koncom vegetačnej sezóny pred stiahnutím asimilátov do koreňov (Jongepierová 2003). Nahromadenú biomasu je potrebné z lokality odstrániť (odvoz, odnos mimo cenných porastov alebo spaľovanie na pomocnom rošte, podrobnosti v Šíbl et al. 2000).

Treba si uvedomiť, že ostrovčeky pôvodnej potenciálnej lesnej vegetácie sú v krajine významným štruktúrnym prvkom s vysokou biologickou hodnotou a treba ich na lokalite ponechať. Pri odstraňovaní drevín sa treba sústrediť na nadmerne zastúpené sukcesné dreviny a nepôvodné druhy drevín (hlavne agát, jaseň manový, borovica čierna), ktoré boli na lokalite vysadené alebo sa na lokalitu dostali náletom zo susedných výsadiieb, prípadne dreviny, ktoré svojim rastom príliš zatieňujú cenné mikrolokality.

Aj po úspešnom vyčistení lokality od drevín je potrebné kontrolné odstraňovanie drevín na lokalite každých 5–6 rokov (Barbaro et al. 2001), aby sa udržala rovnováha v zastúpení krovín, trávnatých porastov a holej pôdy a zachovala mozaika mikrostanovišť, ktoré podporujú biologickú rozmanitosť ekosystému (Ward 1990). Niektorí autori zdôrazňujú potrebu pastvy po odstránení drevín z xerothermných biotopov a samostatné odstraňovanie drevín bez sprievodnej pastvy nepovažujú za dostatočné opatrenie pre úspešnú obnovu xerothermných ekosystémov (Barbaro et al. 2001, Kiefer & Poschlod 1996, Zobel et al. 1996, Dzwonko & Loster 1998, Stampfli & Zeiter 1999).

Pri plánovaní a reálnom odstraňovaní drevín z xerothermných biotopov je potrebné prihliadať na špecifické nároky niektorých vzácných druhov. Niektoré xerothermné druhy vyžadujú pre svoju obnovu čiastočné zatienenie semenáčikov. Napr. na lokalite kriticky ohrozeného druhu *Ferula sadleriana* na Plešivskej planine v Slovenskom krase v spoločenstve zväzu *Bromo pannonici-Festucion pallentis* došlo po výraznom odstránení krovín k značnej redukcii vyskytujúcej sa populácie (Šuvada, ined.). Tento druh využíva v juvenilnom štádiu čiastočné zatienenie krovínami a v prípade vytvorenia kvetenstva dokáže svojim vzrastom tieto kroviny prerásť. Ak sú kroviny odstránené príliš dôkladne, mladé rastliny zasychajú a odumierajú.

Odstraňovanie invázných bylín, použitie chemických prostriedkov

Likvidácia populácií expanzívnych a invázných druhov je dlhodobá a nákladná záležitosť, pričom úplná eliminácia nežiadúceho druhu je len málokedy možná. Domáce druhy expanzívnych tráv je možné potlačiť pravidelným kosením. Pri odstraňovaní invázných druhov je často nutné použiť chemické prostriedky.

Efektívnou, hoci kontroverznou metódou pri odstraňovaní drevín a nepôvodných bylín je použitie chemických prostriedkov, arboricídov. Je potrebné obmedziť ich použitie na nutné prípady a užívať ich vždy s rozvahou, nakoľko ich nadmerné množstvá môžu poškodiť vzácne druhy a spoločenstvá. Preto sa odporúča používať ich výlučne na potretie čerstvo zrezaných bylí a kmeňov inváznych rastlín a drevín. Aby bol zásah účinný, je potrebné ho uskutočniť počas suchého obdobia, najlepšie koncom leta (Šíbl et al. 2000). Niekoľko zvislých zárezov zlepši vstrebávanie arboricídu. Na Slovensku sa na tento účel používa roztok s obchodným názvom Roundup, ktorého účinnou látkou je glyfosát. Vo Veľkej Británii je povolený ešte Garlon (triclopyr) a v pevnom skupenstve sa používa Amcid (síran amónny).

Vyhrabávanie stariny

Má podobný účinok ako kosenie. Slúži na odstránenie nahromadenej odumretej biomasy, čím sa povrch pôdy presvetlí a vysuší (Šíbl et al. 2000). Robí sa zvyčajne železnými hrablami. Odporúča sa ponechať časť porastu nevyhrabanú ako útočisko pre zimujúce živočíchy (plazy, bezstavovce a ich vývojové štádiá). Najvhodnejší termín je skorá jar (marec–apríl). Dobré skúsenosti s vyhrabávaním sú z lokalít v Bielych Karpatoch (Krasín) a Beckovských skalíc, kde sa už v nasledujúcej sezóne po vyhrabaní zvýšila početnosť populácie *Orchis tridentata* (Šíbl et al. 2000).

Kosenie

Kosenie za použitia motorovej techniky (traktory, lištové kosačky, krovínorezy) možno uplatniť na dostupných lokalitách s menším svahom. Strmé svahy a plochy s heterogénnym povrchom možno kosiť len ručne, prípadne možno zvoliť iný manažment, napr. rotačná pastva oviec a kôz. Pravidelné kosenie (minimálne dvakrát za rok) je najlepšou metódou na potlačenie smlzu kroviskového (*Calamagrostis epigejos*) na lokalitách, ktoré boli dlhšie bez hospodárenia, jeho úplná likvidácia sa ním však nedosiahne (Jongepierová 2003).

Obnovný manažment

Obnova xerothermných spoločenstiev je vo všeobecnosti veľmi náročná z viacerých príčin:

- Väčšina xerothermných druhov nevytvára trvácú semennú banku (tzv. persistent seed bank, Jackel 1999) a preto úspešnosť obnovy zo semennej banky výrazne klesá s časom (Dutoit & Alard 1995, Davies & Waite 1998).
- Mnohým xerothermným druhom chýba schopnosť efektívneho šírenia v priestore (Kiefer & Poschlod 1996). Druhy, ktoré nie sú prítomné v semennej banke (netvorí ju alebo z nej už vymizli) je potrebné do spoločenstva transportovať, pričom disperzné vektory zahŕňajú vietor, vodu, zvieratá a človeka (Bakker et al. 1996). Často obnova populácie či spoločenstva nie je možná bez obnovenia disperzných vektorov a procesov, ktoré zabezpečovalo tradičné hospodárenie v kultúrnej krajine, napr. prenos semien na kopytách stádových živočíchov – zochória (Zobel et al. 1996, Poschlod & Bonn 1998).
- Obnovované stanovište musí zabezpečovať vhodné podmienky (abiotické aj biotické) pre existenciu a reprodukciu cieľových druhov obnovy, tzv. "safe site" (Harper 1977, Bakker et al. 1996). Zvyšovanie nutričného statusu stanovišť (napr. v dôsledku atmosférickej depozície dusíka) môže brániť úspešnému klíčeniu a etablovaniu semenáčikov cieľových druhov (Bylebyl 2007). Tiež môže vyvolať zmenu kompetičných vzťahov a vytlačenie stresolerantných xerothermných druhov kompetične zdatnejšími druhmi.

Ciele obnovy a cieľové druhy

Cieľom obnovy opisovaných spoločenstiev je opätovné vytvorenie rozmanitých navzájom prepojených ekosystémov s vysokým zastúpením xerothermných stenotopných druhov (Kiehl 2008). Cieľovými druhmi sú z vyšších rastlín diagnostické druhy triedy *Festuco-Brometea* a zväzov *Bromo pannonici-Festucion pallentis* a *Diantho lumnitzeri-Seslerion*. Z machorastov a lišajníkov je žiadúci výskyt druhov, ktoré sú svojím výskytom viazané na xerothermné kalcifilné spoločenstvá (Jeschke & Kiehl 2006). Pri hmyze predstavujú cieľové druhy taxóny adaptované na teplé a suché biotopy s optimom výskytu v nízkych otvorených typoch vegetácie a mono- či oligofágni špecialisti, závislí na druhoch typických pre xerothermné kalcifilné porasty. Z vyšších živočíchov sú cieľové najmä druhy s väčším areálom (napr. *Coronella*

austriaca), ktoré sú schopné sprostredkovať vzájomné prepojenie jednotlivých xerothermných biotopov (Riegel et al. 2007, Kiehl 2008). Pre stanovenie cieľových druhov je najvhodnejšie využiť historické záznamy o konkrétnej lokalite. Druhy, ktoré sa na lokalite nikdy nevyskytovali, nemôžu byť cieľovými druhmi obnovy (Kiehl 2008).

Dostupnosť diaspór

Jedným z najdôležitejších predpokladov úspešnej obnovy je dostupnosť semien, a to buď zo semennej banky alebo semenného dažďa (Mortimer et al. 1998; Poschlod et al. 1998, Kiehl 2008). Keďže väčšina xerothermných druhov má len krátko žijúcu semennú banku (tzv. transient seed bank, len asi jedna štvrtina druhov má trvácú tzv. persistent seed bank, ktorá si životaschopnosť uchováva viac ako 5 rokov), spoločenstvá s vyšším stupňom degradácie nemajú v pôde potrebnú zásobu semien na obnovu xerothermných druhov (Dutoit and Alard 1995; Bakker et al. 1996, Poschlod et al. 1998, Blanckenhagen & Poschlod 2005), takže ani po odstránení stariny, dominantných druhov tráv a drevín a zabezpečení vhodných podmienok na klíčenie nie je návrat cieľových druhov obnovy možný. Vtedy je dôležitá úloha semenného dažďa a transport diaspór z blízkyh lokalít (Willems and Bik 1998). Dialkový prenos diaspór je v súčasnej fragmentovanej krajine väčšinou silne obmedzený. Vzdialenosť šírenia diaspór pomocou semenného dažďa je pri xerothermných druhoch veľmi malá a málokedy presahuje 25 m (Hutchings & Booth 1996, Stampfli and Zeiter 1999). Preto je často nevyhnutným predpokladom úspešnej obnovy zabezpečenie transportu semien prostredníctvom pohyblivých stád alebo umelé dosievanie semien, ktoré boli získané na iných lokalitách. Odporúča sa používať semená výhradne z regionálnych zdrojov, keďže miestne ekotypy sú najlepšie adaptované na lokálne podmienky prostredia a zároveň sa tým zníži riziko zmiešavania flóry tzv. „Florenverfälschung“ (Kirmer & Tischew 2006).

Mykoríza

Mnohé xerothermné druhy žijú v symbióze s mykoríznyh hubami, ktoré im umožňujú lepšie využívanie vody a živín na extrémne suchých a na živiny chudobných stanovištiach (Van der Heijden et al. 1998). Preto je pri obnove xerothermov na surových pôdach dôležitý transfer rastlín aj s pôdou z ich pôvodných stanovišť, pri ktorom sa transferujú aj mykorízne huby a urýchlia uchytenie a priaznivý vývoj symbiotických xerothermných druhov. Podľa viacerých autorov si však mnohé xerothermné druhy časom vytvárajú vezikulárno-arbuskulárnu mykorízu aj bez dodatočného transferu mykoríznych húb, nakoľko spóry a mykorízne huby sú prítomné vo väčšine pôd (Helfer 2000).

Obnova úhorových, sukcesných a zalesnených porastov

Prvým krokom pri obnove degradovaných xerothermných biotopov býva väčšinou odstránenie drevín. Najvhodnejším obdobím je zima (Barańska et al. 2010), kedy sa eliminujú škody spôsobené na hniezdnych vtákoch a iných živočíchoch. U niektorých vysoko invázných druhov drevín, ako *Prunus spinosa*, *Robinia pseudoacacia*, *Rubus fruticosus*, *Lycium barbatum*, sa odporúča odstraňovanie počas ich kvitnutia a plodenia, pretože v tomto štádiu ich fyzické poškodenie najviac oslabí. Tiež je v mnohých prípadoch nutné čistenie zopakovať, keďže sú tieto druhy schopné intenzívneho zmladenia (z pňov aj zo semien). Aj pri obnovnom manažmente sa snažíme zachovať čo najväčšiu heterogenitu krajiny, neodstraňujeme preto všetky dreviny, ale ponechávame hodnotnejšie kusy v skupinkách a podporujeme formovanie vegetačnej mozaiky trávnych porastov, lemov, krovín a skupín stromov.

Viacerí autori uvádzajú, že nevyhnutným faktorom pre úspešnú obnovu a dlhotrvajúce zabezpečenie fungovania obnoveného ekosystému je nasadenie pastvy bezprostredne po odstránení sukcesných bylín a drevín. Obnova zachovalých biotopov, kde sú cieľové druhy stále prítomné, býva obyčajne veľmi úspešná a možno ju dosiahnuť v priebehu niekoľkých rokov po odstránení drevín a nasadení pastvy (Pärtel et al. 1998, Barbaro et al. 2001, Riegel et al. 2007). Prvým pozitívnym ukazovateľom býva výrazný nárast počtu druhov a zvýšenie frekvencie cieľových druhov, ktoré sa etablojú v medzerách vo vegetácii vytvorených pastvou (Barbaro et al. 2001). Ak je potrebné potlačiť neželané trávy ako *Brachypodium pinnatum* a *Calamagrostis epigejos*, je dôležité, aby zo začiatku bolo pasenie pomerne intenzívne. Zároveň je však nutné citlivo regulovať intenzitu pasenia v prvých rokoch obnovy, aby nedochádzalo k poškodeniu cieľových druhov, ktoré sú citlivé na spásanie. Na tieto účely sa osvedčili extenzívne

plemená oviec (v Nemecku sú to napr. plemená *Rhönshafen*, *Skudden*, *Waldschafen*), ktorým vyhovuje chudobná paša bohatá na vlákny (Kiehl 2008). Dobré skúsenosti sú aj z využitím hovädzieho dobytku a koňov (Riegel et al. 2007). Pri obnove pieskomilných chudobných pasienkov sa osvedčila pastva oslov, ktorá efektívne eliminovala porasty problematického smlzu *Calamagrostis epigejos*. Nasadenie kôz sa odporúča pri obnove porastov veľmi zarastených krovím.

Obnova porastov na pôdach so zvýšeným obsahom živín

Pokiaľ je cieľom obnovy plocha, ktorá má v dôsledku nevhodného hospodárenia (rozoranie, hnojenie) zvýšený obsah živín, najmä zlúčenín P a K (ktoré sa uchováajú vo vysokých koncentráciách ešte desiatky rokov po ukončení nevhodného manažmentu), je nutné znížiť dostupnosť živín pred výsevom. To je možné docieľiť buď opakovaným odstraňovaním biomasy z plochy (napr. častým kosením alebo pasením zvierat, ktoré defekujú mimo plochy), alebo odstránením vrchnej vrstvy pôdy (Kiehl 2008). Prvý spôsob je pomalší a finančne menej náročný. Druhý spôsob je finančne veľmi nákladný, ale má okamžitý účinok a býva veľmi úspešný, najmä ak bezprostredne po odstránení pôdy dôjde k transferu cieľových druhov (Riegel et al. 2007). Odstraňuje sa zvyčajne 30–40 cm vrstva pôdy, ktorá obsahuje aj zásobu semien väčšinou nežiadúcich ruderalných druhov (Kiehl 2008). Tento spôsob sa môže využiť napr. v blízkosti cenných ale maloplošných xerothermných lokalít na vytvorenie rozsiahlejších porastov so zásobnými dostatočne veľkými populáciami cieľových druhov. Vo všeobecnosti je však jednoduchšie a lacnejšie používať na obnovu stanovišťa chudobné na živiny všade tam, kde je to možné a dá sa vyhnúť zložitým a drahým obnovným postupom.

Transfer cieľových druhov

V Nemecku majú pri obnove xerothermných kalcifilných spoločenstiev dobré skúsenosti s transferom čerstvého sena, z ktorého následne zmladzuje väčšina cieľových druhov obnovy. Prenášané seno, zabezpečuje okrem semien aj ochranu počas klíčenia (pred vysušením, horúčavou alebo mrazom) a pôsobí tiež protierózne. So senom sa zároveň prenášajú spóry mykoríznych húb, ktoré podporujú klíčenie a etablovanie xerothermných druhov (Helfer 2000), ba dokonca dochádza aj k transportu mnohých druhov bezstavovcov, ktoré sú dôležitou súčasťou cieľového ekosystému (Wagner 2004). Seno sa ukladá v tenkej nerovnomernej vrstve (3–5 cm) na plochy s obnaženou pôdou. Osvedčil sa pomer rozmerov darcovskej a prijímateľskej plochy 2:1 až 3:1 (Kiehl et al. 2006). Na obnovu je možné použiť aj suché seno, je to však nevýhodné, nakoľko pri sušení vypadáva mnoho semien už na pôvodnom stanovišti a transfer je menej efektívny. Tento spôsob sa preto preferuje len v prípadoch, keď v čase kosenia obnovovaná plocha ešte nie je na výsev pripravená. Skoro a neskoro kvitnúce druhy, ktoré nemožno transferovať so senom, sa vysievajú dodatočne, napr. pred distribúciou sena alebo počas nej (Riegel et al. 2007, Röder & Kiehl 2007). Použitie regionálnych semenných zmesí je nevyhnutnou podmienkou (Kirmer & Tischev 2006). Aby sa zabezpečil vývin dostatočne veľkých a dlhodobo životaschopných populácií vysievanych druhov, obnovovaná plocha by mala mať rozlohu minimálne 1 ha (Kiehl 2008).

Väčšina xerothermných druhov potrebuje na klíčenie dostatok svetla, preto sa výsev odporúča robiť v otvorených medzerných porastoch bez súvislej pokrývky vegetácie (Hutchings & Booth 1996, Röder & Kiehl 2007). Skalnaté a disturbované stanovišťa si nevyžadujú predprípravu pôdy pred výsevom (Kirmer 2004), zatiaľ čo porasty so zapojeným trávny m drnom je potrebné pred výsevom narušiť (orba, bránenie a pod.). Dôležité je zabezpečiť vhodné vlastnosti substrátu na obnovovaných plochách (dostatočnú vlhku, vhodné zastúpenie pôdných živín a pod.).

Cieľové druhy rastlín sa na obnovovanú plochu môžu dostať aj v podobe transplantovaných trávnych blokov (fragmentov porastu spolu s rizosférou), prípadne ako priesady napestované zo semien v kultúre. Obidve tieto metódy sú však veľmi náročné na financie (tab. 1) a pracovné sily a využívajú sa len vo výnimočných prípadoch, napr. ak z dôvodu nevyhnutného zásahu do kvalitného xerothermného biotopu dôjde k odstráneniu drnu, tento by sa mal využiť na obnovné účely inej menej hodnotnej lokality. V prípade, že je cieľovým druhom vzácny druh, u ktorého nie je reálna možnosť obnovy vyššie spomínanými metódami, je potrebné využiť transfer vegetatívnych jedincov priamo na novú lokalitu. Výsadba by mala byť uskutočnená v jeseni do umelo vytvorených medzier vo vegetácii, z ktorých je odstránená starina a vrstva machov. Jarné výsadby majú obyčajne vyššiu mortalitu (Röder & Kiehl 2007), aj keď je to zrejme druhovo špecifické.

Dlhodobá starostlivosť o obnovené porasty

Pravidelný manažment obnovených a novozaložených porastov má veľký význam pre zachovanie druhej pestrosti a zabránenie prenikaniu inváznych druhov (*Solidago canadensis*, *S. gigantea*, *Artemisia campestris*, *Calamagrostis epigejos*) do porastov. Taktiež pomáha udržať vhodnú mieru prítomnosti drevín. Najvhodnejším manažmentom je kosenie alebo vypásanie ovcami, prípadne oboje v kombinácii. Kosenie by malo byť načasované na obdobie od polovice júla do septembra. Pre živočíchy je prospešné, ak sa nechá nepokosená jedna časť porastu (každý rok iná) o rozlohe približne 1/5 celkovej plochy. Strunové kosačky sú šetrnejšie k hmyzu ako rotačné (Kiehl 2008).

Úspech obnovy závisí vo veľkej miere od trvania nevhodného manažmentu, dostupnosti semien zo semennej banky a vzdialenosti potenciálnych donorov semien v okolitom území. Po odstránení drevín sa zastúpenie xerothermných druhov postupne zvyšuje. Blanckenhagen & Poschlod (2005) uvádzajú pozitívne trendy po vyklčovaní smrekového porastu, kde po 8 rokoch obnovovaný porast takmer dosiahol druhové bohatstvo pôvodných zachovaných porastov, najvyššiu pokryvnosť však stále dosahovali druhy s trvalou semennou bankou, ktoré obsadzujú priestor uvoľnený klčovaním ako prvé.

Vývoj novozaloženého a obnova degradovaného xerothermného spoločenstva sú pomalé procesy, ktoré môžu trvať aj viacero desaťročí (Koch et al. 2010). Obnova je skutočne úspešná až vtedy, keď sa podarí znovuvytvorenie nielen cieľového spoločenstva, ale aj procesov potrebných pre jeho dlhodobé udržanie. Medzi dôležité predpoklady samoudržateľnosti spoločenstva patrí vytvorenie semennej banky v pôde, ktorá v ďalšom vývoji spoločenstva slúži ako zásobárň diaspór pri rôznych katastrofických udalostiach, akými sú extrémne počasie, prerušenie manažmentu a pod (Koch et al. 2010). Pokiaľ je to možné, mali by byť všetky obnovné pokusy podrobne zdokumentované, aby sa zachovali tieto cenné a v budúcnosti pravdepodobne veľmi žiadané informácie a skúsenosti.

Iné vhodné postupy

Riadené vypaľovanie

Najvýznamnejším pozitívnym výsledkom vypaľovania je likvidácia vrstvy odumretej biomasy na povrchu pôdy (Harnett 1995), ktorá mení mikroklimu porastu a zamedzuje regeneráciu xerothermných druhov vyžadujúcich na klíčenie dostatok svetla. Odstránenie nahromadenej biomasy spôsobí presvetlenie a prehriatie povrchu pôdy, dôsledkom čoho sa zvýši aktivita mikroorganizmov v koreňovej vrstve pôdy. Vypaľovanie zároveň mení kolobeh a dostupnosť živín v ekosystéme, kým fosfor a draslík zostávajú po požiari v popole, veľká časť dusíka uniká pri horení do atmosféry (Harnett 1995).

Na Slovensku sa vypaľovanie považuje za problematickú metódu manažmentu s prevahou negatívnych vplyvov (Šíbl et al. 2000). Na suchých lokalitách dochádza pri vypaľovaní k likvidácii machorastov a lišajníkov, ktorých obnova trvá v porovnaní s vyššími rastlinami oveľa dlhšie. Odporúča sa nevypaľovať veľké súvislé plochy, vytvárať mozaikovitú štruktúru striedaním vypálených a nevypálených plôch a každoročne ponechať aspoň 2/3 plochy bez vypálenia. Pokiaľ sa nahromadilo veľké množstvo suchej biomasy, je potrebné vypaľovať ju postupne na viackrát pri vlhkom počasí. Vypaľovať sa odporúča výhradne v zimnom období (od novembra do marca pri zamrznutom povrchu pôdy, Šíbl et al. 2000).

V prvých rokoch pravidelnej aplikácie sa vplyv vypaľovania podobá vplyvu absencie manažmentu – podporuje najmä geofyty s dlhými rizómami (Kahmen et al. 2002, Briemle & Schreiber 1994). Zimné vypaľovanie ničí semenáčky na jeseň klíčiace druhy a podporuje vývoj na jar klíčiace druhy, ako je napr. *Brachypodium pinnatum* a *Hypericum perforatum*. Keďže *Brachypodium pinnatum* má podzemok hlbšie pod povrchom pôdy, aj preto dobre odoláva vypaľovaniu a po požiari prevláda v dominancii (Maglocký 1979). Podobné výsledky priniesli aj dlhodobé experimenty v Nemecku (Kahmen et al. 2002), Holandsku (Bobbink & Willems 1987) a Švajčiarsku (Köhler et al. 2005). Pravidelné vypaľovanie malo na xerothermnú vegetáciu podobný efekt ako absencia hospodárenia, v poraste prevládla *Brachypodium pinnatum* a postupne ustúpili drobné druhy ako *Asperula cynanchica*, *Pilosella officinarum* a *Cerastium holosteoides*.

Mulčovanie

Za istých okolností sa mulčovanie môže využiť ako alternatívny manažment namiesto extenzívneho pasenia alebo kosenia. Prichádza do úvahy na menej skalnatých stanovištiach, kde to technika dovoľuje. Dobré skúsenosti s vplyvom mulčovania referujú Kahmen et al. (2002) z lokality, ktorá bola dlhodobo pasená. Aplikácia mulčovania počas neskorého leta v auguste nepriniesla do xerothermného spoločenstva nežiadúce zmeny, zvýšil sa iba podiel hemikryptofytov bezprostredne po zásahu, ostatné charakteristiky spoločenstva sa oproti paseným plochám nezmenili (Kahmen et al. 2002). O vplyve mulčovania v iných termínoch nemáme dostatočné informácie a preto treba tento manažment nasaďovať radšej len v nutných prípadoch, pokiaľ by nebola možnosť vhodnejšieho zásahu ako je pasenie a kosenie. Pokiaľ sú vo vegetácii prítomné početnejšie kroviny, je potrebné ich biomasu z lokality odstrániť.

Rozorávanie a iné disturbančné metódy

Vzhľadom na genézu xerothermnej flóry a vegetácie v strednej a západnej Európe uvažujú ochranári aj o menej zaužívaných manažmentových praktikách, ktoré by mohli zvýšiť diverzitu dnešných porastov. Rozorávanie a aplikácia sena patrí síce ku kontroverzným metódam, ukazuje sa však ako efektívna a lacná (Kleyer 2000, Poschlod & Wallis de Vries 2002).

Podobný efekt majú metódy, ktorých hlavnou úlohou je mechanické narušenie povrchu pôdy, eliminácia drevín a vytvorenie heterogénnej štruktúry, ktorá zabezpečí vhodné podmienky pre širokú škálu organizmov. Jednou z týchto metód je tzv. rototilling (Schröder et al. 2008), ktorá je alternatívnou pravidelného kosenia. Spočíva v narušení pôdneho povrchu plytkým prebráňením, čím sa zabráni postupu sukcesie drevín. Pravidelným opakovaním s viacročnými intervalmi je možné dlhodobo zabrániť zarastaniu. Podobná metóda je tzv. chaining (Ansley et al. 2006).

Ťahanie tankových pásov (tank track management) je jednou z nových manažmentových praktík, ktoré boli testované (zatiaľ len krátkodobo) ako náhrada manuálneho odstraňovania drevín (klčovania), ktoré je náročné na čas a pracovné sily. Spočíva v ťahaní tankových pásov s hmotnosťou 1,5 tony za traktorom cez porast zarastený drevinami (Bylebyl 2007). Pásky vytrhávajú menšie dreviny aj s koreňmi, kým tie väčšie (až do priemeru kmeňa 10 cm) hynú v dôsledku mechanického poškodenia. Výsledky boli porovnávané s kontrolnou plochou, kde dreviny boli odstránené klasickými metódami pomocou motorovej píly a kosačky (Bylebyl 2007). Z trojročných pozorovaní vyplynulo, že pri použití tankových pásov boli abiotické podmienky stanovišť pozitívne ovplyvnené v smere k väčším teplotným amplitúdám a suchším pôdnym podmienkam. Oproti klasickým manažmentovým postupom boli dreviny viac redukované a početnosť xerothermných druhov ako aj druhová bohatosť sa zvýšila výraznejšie. Metóda podporila najmä rozvoj krátkožijúcich druhov (terofytov). Táto nová metóda mala najdlhodobejší pozitívny vplyv na spoločenstvo, ktorý pretrváva až tri roky na miernych svahoch a pri stanovištiach chudobných na živiny s veľkou druhovou diverzitou. Stanovištia bohatšie na živiny a chudobnejšie na druhy si vyžadujú vyššiu frekvenciu zásahov, nakoľko už v treťom roku po zásahu pokrývnosť drevín začína opäť stúpať.

Zakladanie nových xerothermných biotopov

Patrí tiež zatiaľ ku kontroverzným metódam. Umelé vnášanie nových druhov do ekosystémov a zakladanie náhradných biotopov patrí k nepopulárnym a kritizovaným aktivitám v ochranárskych kruhoch. V Nemecku dochádza k prehodnocovaniu tohto náhľadu (Poschlod & Wallis de Vries 2002), s prihliadnutím na nasledujúce skutočnosti: i) prenos bol v minulosti zrejme oveľa bežnejší a intenzívnejší, ako sa doteraz predpokladalo (Hard 1964), ii) možnosti prirodzeného šírenia druhov sú dnes pozmenené a redukované (Poschlod & Bonn 1998) hoci vhodné biotopy sú často k dispozícii (Seifert & Fischer 2010), iii) zakladanie a obnova xerothermných biotopov sa obmedzuje na lokality v bezprostrednej blízkosti existujúcich stanovišť. Jednoduchou možnosťou je zakladanie kalcifilných xerothermných spoločenstiev vo vápencových lomoch pomocou distribúcie sena. Tränkle (1997) a Poschlod et al. (1998) dokumentujú, že po 5 rokoch všetky introdukované druhy prežili bez akéhokoľvek manažmentu, keďže plytký substrát bránil invázii drevín. Dobré skúsenosti sú aj so zakladaním kalcifilných xerothermov na intenzívne

obhospodarovanom poli po predbežnom odstránení vrchnej vrstvy pôdy (Pfadenhauer & Miller 2000). Podľa práce Karlík & Poschlod (2009) novozaložené xerothermné biotopy vytvárajú často špecifické spoločenstvá s vysokou druhovou diverzitou.

Výchova a osveta

Problémy ochrany biotopov bývajú často dôsledkom nedostatku vedomostí a pochopenia zo strany vlastníkov a užívateľov pozemkov, turistov, investorov, atď. Preto má environmentálna výchova všetkých vekových kategórií obyvateľstva svoje nenahraditeľné miesto pri ich riešení v súčasnosti aj v budúcnosti.

Nároky druhov, ktoré závisia na biotope

Kalcifilné xerothermné travinno-bylinné spoločenstvá sú biotopom najvyššieho počtu ohrozených rastlinných druhov (Korneck et al. 1998, Wallis de Vries et al. 2002, Sádlo et al. 2007). Podobné platí aj o živočíchoch, aj keď sumárne údaje nie sú k dispozícii. Hoci len málo druhov vtákov je špecializovaných na xerothermné biotopy, opak platí o bezstavovcoch, predovšetkým o motýloch, rovnokrídlovcach, dvojkrídlovcach, blanokrídlovcach, chrobákoch, pavúkoch a mäkkýšoch (Ebert 1991, Detzel 1998).

Opisované spoločenstvá sú významným útočiskom pre nasledujúce zriedkavé a ohrozené taxóny rastlín (viaceré z nich patria zároveň medzi endemické taxóny): *Aconitum anthora*, *Avenula praeusta*, *Campanula xylocarpa*, *Carex halleriana* (úvodný obrázok), *Cotinus coggygria*, *Dianthus praecox* subsp. *lumnitzeri*, *D. praecox* subsp. *pseudopraecox*, *Draba lasiocarpa* subsp. *klasterskyi*, *Dracocephalum austriacum*, *Echinops ritro* subsp. *ruthenicus*, *Ferula sadleriana*, *Iris aphylla* subsp. *hungarica*, *Isatis praecox*, *Linaria pallidiflora*, *Onosma tornensis* – druh európskeho významu, *Onosma visianii* (obr. 3), *Ophrys insectifera*, *Orchis militaris*, *Orphantha lutea*, *Pulsatilla subslavica* – druh európskeho významu (obr. 6), *P. grandis*, *Rosa pimpinellifolia*, *Scabiosa canescens*, *Stipa* sp. (obr. 4), *Thlaspi montanum* (obr. 6). Väčšina z nich predstavuje xerothermofilné stenotopné organizmy adaptované na chudobné, suché a teplé stanovištia, dobre znášajúce stres z nedostatku vlhky a živín, avšak s obmedzenou konkurenčnou schopnosťou. Pri zmene nutričných pomerov substrátu a zatienení sú tieto druhy vytláčané konkurenčne zdatnejšími mezofilnými druhmi, vysokými trávami alebo drevinami. Niektoré zo vzácnych druhov sa na našom území vyskytujú na hranici svojho celkového areálu, prípadne ich rozšírenie má reliktný charakter (je pozostatkom pôvodne rozsiahlejšieho rozšírenia na stanovištiach s vhodnými mikrotopografickými a mikroklimatickými podmienkami).

Z motýľov (*Lepidoptera*) sa na suché a dealpínske travinno-bylinné spoločenstvá viaže niekoľko významných druhov: *Maculinea arion*, *Parnassius apollo*, potenciálne tiež *Polyommatus eroides* (pravdepodobne na Slovensku vyhynutý) a *Colias myrmidone* (druhy európskeho významu), ďalej *Hyles euphorbiae*, *Melitea trivialis*, *M. aurelia*, *Panchrysia deaurata* (druhy národného významu), *Polyommatus coridon*, *P. slovacus* (obr. 14, nový druh fauny Slovenska opísaný v roku 1997 Víťazom, Bálintom a Žitňanom). Medzi ďalšie indikačné druhy tohto biotopu patria napr. *Coleophora serpylletorum*, *Stigmatophora albiapicella*, *Anania verbascalis*, *Colias alfacariensis* a ďalšie (Patočka et al. 2009).

Za typického predstaviteľa spoločenstiev motýľov suchých a dealpínskych travinno-bylinných spoločenstiev možno považovať modráčika čiernoškvorného (*Maculinea arion*, obr. 12). V podmienkach strednej Európy druh preferuje slnečné, mierne spásané strány s južnou expozíciou, s veľkou pokryvnosťou trsov dúšky včasnej (*Thymus praecox*) a s nízkym nezapojeným bylinným porastom. Okrem už spomínanej *Thymus praecox* sú živnou rastlinou húseníc ďalšie druhy *Thymus* spp. a vzácne tiež *Origanum vulgare*. Svojím vývinom je viazaný na kolónie mravcov druhu *Myrmica sabuleti*, v kolóniách ktorých húsenice modráčika dokončujú svoj vývin, pričom sa živia (predujú) larvami mravcov. Dospelé jedince modráčika čiernoškvorného sú krátkoveké, sedentárne a majú obmedzenú schopnosť kolonizovať priľahlé stanovištia. Pre prežitie druhu v určitom území je nevyhnutná existencia funkčnej metapopulácie. Druhu najlepšie vyhovuje extenzívna pastva zmiešaných stád dobytky, oviec a kôz (max. 2 – 3 dobyťčie jednotky na hektár, s výraznou prevahou oviec). Počas sezóny je vhodné preferovať kratšiu dobu pastvy, resp. krátkodobé prepásanie. Prípustná je tiež kombinácia mozaikového kosenia raz ročne do 15. júna alebo po 10. septembri, spojená s krátkym jesenným prepásaním. Polovica každej obhospodarovanej

plochy osídlenej modráčikom by sa mala minimálne na rok z pastvy vyňať. V žiadnom prípade nesmie byť na lokalitách s výskytom modráčika zavedená intenzívna celoplošná pastva, celoplošná jednoročná kosba či dokonca kosba dvakrát do roka. Druhu vyhovuje tiež narúšanie zapojeného porastu a občasné lokálne požiare. Na dlhodobo neobhospodarovateľných lokalitách, ktoré už nevyhovujú požiadavkám druhu, je možné aplikovať (každoročne len na menšej časti) vypálenie rýchlym povrchovým požiarom a následne zaviesť pastvu. Vhodným obdobím pre vypaľovanie ako aj použitie ťažšej asanačnej techniky je zimné obdobie, keď hostiteľské mravce a húsenice modráčika zimujú v podzemných častiach mravenísk (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=192>).

Jasoň červenooký (*Parnassius apollo*, obr. 13) sa vyskytuje iba na teplých a výhrevných stanovištiach s výskytom živných rastlín jeho húseníc. Tými sú predovšetkým rozchodník biely (*Sedum album*) a rozchodníkovec najväčší (*Hylotelephium maximum*). Najoptimálnejšie podmienky nachádza na južne orientovaných svahoch pohorí s prevažne vápencovým podkladom, s otvorenými nezalesnenými plochami, výskytom nezalesnených sutí a brál s príľahlými kvetnatými porastmi, ktoré využívajú imága ako potravnú bázu. V minulosti sa vyskytoval na Slovensku takmer v každom pohorí s výnimkou najvyššej časti krajiny a patril k pomerne bežným druhom. Jeho areál sa však za posledných 50 rokov zmenšil o viac ako polovicu, populačná hustota sa na väčšine lokalít výrazne znížila a na viacerých lokalitách sa nachádza na hranici vyhynutia. Je takmer isté, že jeho ústup spôsobila zmena hospodárenia, najmä zanechanie (obmedzenie) pastvy, zalesňovanie, spontánna sukcesia, prípadne intenzifikácia využívania travinno-bylinných porastov, na ktoré je viazaný. Ochrana a obnova jeho populácií si vyžaduje radikálnu obnovu nelesných stanovišť (odlesnenie) s nezapojenou bylinnou vegetáciou, vrátane narušenia pôdneho krytu a následné zavedenie pastvy kôz s ponechávaním nedopaskov. Dôležitá je tiež dôsledná ochrana pred komerčnými zberateľmi (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=190>). Úspešný záchranný program jasoňa červenookého sa realizoval v Pieninskom národnom parku (Žlkovanová, 2004).

Charakteristickými druhmi rovnokrídlavcov (*Orthoptera*) biotopov suchých a dealpínskych travinno-bylinných porastov sú napr. *Metrioptera brachyptera*, *M. bicolor*, *Podisma pedestris*, *Arcyptera fusca*, *Omocestus viridulus* a pod (Rajtar et al. 2003). Významným druhom európskeho významu je koník slovenský (*Stenobothrus eurasius*). Ide o pratinikolný, graminikolný, xerotermofilný druh, ktorý preferuje zachovalé nízke a riedke suchomilné travinno-bylinné porasty, hlavne v teplých polohách na vápencoch, je ale možné, že vo vyšších porastoch v dosahu riedkych a nízkych porastov uniká pozornosti (Krištín et al. 2009). Najpočetnejšie populácie boli zistené vo východnej časti Slovenského krasu a v južnom cípe Strážovských vrchov (Krištín 2010, ined.). Podobné stanovištné nároky má tiež ďalší druh európskeho významu koník Brunnerov (*Paracaloptenus caloptenoides*) u nás takisto najpočetnejší v Slovenskom krase na škrapových poliach a závrtoch. Okrem uvedených druhov sa v biotope môže vyskytovať aj veľmi vzácna kobylka sága stepná (*Saga pedo*). Ako faktory ohrozenia uvádza Kelemen et al. (1997) pri druhoch *Stenobothrus eurasius* a *Paracaloptenus caloptenoides* nadmernú pastvu a zošľap, pričom ako kritické obdobie uvádza máj – júl (august pri *S. eurasius*). Z hľadiska ochrany rovnokrídlavcov viazaných na biotopy suchých a dealpínskych travinno-bylinných porastov je nutné zamedziť ďalšej sukcesii drevín (hlavne Slovenský kras) a zabezpečiť obnovu biotopov ich postupným odstraňovaním. Následne je vhodné zaviesť extenzívnu pastvu kôz, prípadne oviec. Je potrebné zamedziť premene pôvodného travinno-bylinného porastu na ornú pôdu, prípadne kultúrne lúky, vylúčiť intenzívne obhospodarovanie a aplikáciu chemických látok. Druhy znesú aj kosenie, najlepšie mozaikové, tak aby vždy zostali určité časti plôch nepokosené ako refúgiá potravy a úkrytu (Krištín 2010, ined.).

Z ďalších významných skupín bezstavovcov možno spomenúť pavúkov. Vyskytujú sa tu typické teplo-milné druhy stepných stanovišť ako napr. stepník červený (*Eresus niger*).

Medzi charakteristických zástupcov stavovcov patria napr. plazy jašterica múrová (*Podarcis muralis*, obr. 15), jašterica zelená (*Lacerta viridis*), jašterica obyčajná (*Lacerta agilis*), užovka hladká (*Coronella austriaca*), z vtákov napr. lelek lesný (*Caprimulgus europaeus*). V súčasnosti veľmi vzácnym druhom viazaným hniezdením a potravne na skalné a dealpínske travinno-bylinné biotopy je skalár pestrý (*Monticola saxatilis*). Napriek tomu, že ešte v 60-tych rokoch 20. storočia boli jeho stavy na Slovensku na dobrej úrovni, v 70-tych rokoch z mnohých lokalít úplne vymizol. Jeho početnosť na Slovensku sa v súčasnosti odhaduje len na 15–30 hniezdnych párov, pričom najpočetnejšia populácia obýva



Obr. 12. Modráčik čiernoškvrnný (*Maculinea arion*) preferuje slnečné xerotermné stráne s veľkou pokryvnosťou trsov dúšky včasnej, ktorá je pre tento druh živnou rastlinou. Foto: H. Kalivoda



Obr. 13. Jasoň červenooký (*Parnassius apollo*) je veľký motýľ, ktorého hlavnými biotopmi výskytu sú skalnaté stanovištia a xerotermy. Foto: H. Kalivoda



Obr. 14. Modráčik slovenský (*Polyommatus slovacus*) je vzácny druh, ktorý bol popísaný v roku 1997 z Tematínskych kopcov. Foto: H. Kalivoda



Obr. 15. Jašterica múrová (*Podarcis muralis*) je typickým obyvateľom výslnných a skalnatých biotopov. Foto: T. Sos

Slovenský kras. Za hlavný činiteľ ohrozenia druhu u nás možno považovať stratu pestrosti biotopov. Na jednotlivých lokalitách môže byť druh zas ohrozovaný príliš intenzívnym využívaním (intenzívnou pastvou). Keďže druh je pomerne citlivý na vyrušovanie zo strany človeka najmä počas reprodukcie, ďalším negatívnym faktorom je vysoká návštevnosť niektorých turisticky atraktívnych lokalít (Saniga 2002). Za vhodný manažment biotopov možno považovať extenzívne využívanie travinno-bylinných porastov (pastvu, prípadne kosenie), vylúčenie intenzívneho hospodárenia a reguláciu návštevnosti lokalít druhu najmä v období hniezdenia (máj – september).

Finančné nároky a možné zdroje financovania

V súčasnosti je hospodárenie na xerothermných biotopoch finančne stratové a vyžaduje si dotácie. Pri riadnom poľnohospodárskom využívaní (kosenie, pasenie) plôch suchých a dealpínskych travinno-bylinných spoločenstiev, ktoré sú verifikované v registri LPIS, môžu poľnohospodárske subjekty poberať podporu z Programu rozvoja vidieka. Priama platba na plochu bola v r. 2010 vo výške 142,40 €/ha. Väčšina lokalít sa nachádza v oblastiach zaradených ako znevýhodnené oblasti a to buď v horských oblastiach (najmä H3, H4, menej H2, dokonca aj H1) alebo v oblastiach so špecifickými nevýhodami (S3, S5). Vyrovnávací príspevok je diferencovaný podľa typu oblasti vo výške 62,54 €/ha – 149,07 €/ha. K tomuto základu je možné uplatniť si buď kompenzačnú platbu NATURA 2000 na poľnohospodárskej pôde (avšak len lokalitách NATURA 2000 so 4. alebo 5. stupňom ochrany) vo výške 94,50 €/ha ale výhodnejšie je zapojenie do agroenvironmentálnych schém, kde si možno uplatniť platbu v rámci podopatrenia Ochrana biotopov poloprírodných a prírodných trávnych porastov, typ biotopu A Teplo a suchomilné trvalé trávne porasty vo výške 105,82 €/ha aj mimo území sústavy NATURA 2000. V type biotopu A je vylúčená aplikácia hnojív, možné je pasenie pri zaťažení 0,3 – 1,0 VDJ/hektár bez košarovania alebo kosenie maximálne 1-krát ročne. Celková možná podpora, ktorú možno dosiahnuť z Programu rozvoja vidieka na úrovni roku 2010 je v rozpätí 311 – 397 €/ha.

Zvlášť by malo byť podporované hospodárenie na prirodovedecky cenných územiach a využívanie tradičných plemien hospodárskych zvierat. Podpora tradičného hospodárenia spočíva aj v zabezpečení odbytu pre tradičné produkty (mlieko, syry, atď.), zvyšovaní spoločenského hodnotenia životného štýlu, ktorý je v súlade s trvalou udržateľnosťou prírodných hodnôt a propagáciou agroturizmu a zdravej výživy.

Je potrebná informačná kampaň medzi miestnym obyvateľstvom, zainteresovať miestne samosprávy, ktoré jednak môžu finančne podporiť starostlivosť o vzácne územia z vlastných zdrojov, alebo sa môžu uchádzať o granty (štrukturálne fondy a pod.).

Tab. 1 Ukážka finančných nákladov na výsev a výsadbu vybraných cieľových taxónov (*Pulsatilla patens*, *Anthericum ramosum*, *Scabiosa canescens* a *Globularia cordifolia*) pri zakladaní xerothermného spoločenstva v Bavorsku (podľa Röder & Kiehl 2007).

		Rozsah cien	Priemerná cena na 1 m ²	Priemerná cena na 1000 m ²
osivo	1 m ² (0,5 – 1 kg/ha)	0,04 – 0,10 €	0,07 €	70,00 €
výsev	1 m ²	0,06 – 0,10 €	0,08 €	80,00 €
celkom				150,00 €
sadenice vrátane výsadby	1 ks na 1 m ²	1,00 – 2,50 €	1,75 €	1 750 €
	4 ks na 1 m ²	4,00 – 10,00 €	7,00 €	7 000 €
zavlažovanie po dobu 10 dní	1 m ²	3,00 – 5,00 €	4 €	4 000 €
ochranná sieť proti vtáctvu	1 m ²	0,60 €	0,60 €	600 €
celkom pri výsadbe 1 ks na 1 m ²				6 350 €
celkom pri výsadbe 4 ks na 1 m ²				11 600 €

Podakovanie

Ďakujem Janke Smatanovej (Správa Chránenej krajiny oblasti Strážovské vrchy), Viere Šefferovej Stanovej (DAPHNE- Inštitút aplikovanej ekológie) a Róbertovi Šuvadovi (Správa Národného parku Slovenský kras) za cenné pripomienky k textu, a Antonovi Krištínovi (Ústav ekológie lesa SAV, Zvolen) za podklady a informácie o ekologických nárokoch a nárokoch na manažment vybraných druhov rovnokrídlovcov (*Orthoptera*). Vedecké podklady k manažmentovému modelu boli čiastočne finančne podporené grantom VEGA 2/0181/09.

Literatúra

Ansley, R.J., Wiedermann, H.T., Castellano, M.J., Slosser, J.E., 2006: Herbaceous restoration of juniper dominated grasslands with chaining and fire. *Rangeland Ecology and Management* 59: 171–178.

Ausden, M., 2007: *Habitat Management for Conservation. A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, New York, 411 pp.

Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M., Thompson, K., 1996: Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 461–490.

Barańska, K., Chmielewski, P., Cwener, A., Pluciński, P., 2010: Conservation and restoration of xerothermic grasslands in Poland – theory and practice. *Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin*, 52 s.

Barbaro, L., Dutoit, T., Cozic, P., 2001: A six-year experimental restoration of biodiversity by shrub-clearing and grazing in calcareous grasslands of the French Prealps. *Biodiversity and Conservation* 10: 119–135.

Blackenhagen, B., Poschlod, P., 2005: Restoration of calcareous grasslands: the role of the soil seed bank and seed dispersal for recolonisation processes. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment* 9: 143–149.

Bobbink, R., Willems, J.H., 1987: Restoration management of abandoned chalk grassland in the Netherlands. *Biodiversity and Conservation* 2: 616–626.

Bobbink, R., 1991: Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. *Journal of Applied Ecology* 28: 28–41.

Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M., 1998: The effects of airborne pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86: 717–738.

Briemle, G., Schreiber, K.F., 1994: Zur Frage der Beeinflussung pflanzlicher Lebens- und Wuchsformen durch unterschiedliche Landschaftspflegemaßnahmen. *Tuexenia* 14: 229–244.

Bylebyl, K., 2007: Central European dry grasslands: processes of their development and possibilities for their maintenance. *Dissertationes Botanicae* 406: 1–142.

Coldea, G., 1991: Prodrôme des associations végétales des Carpates du sud-est (Carpates roumaines). *Doc. Phytosoc.* 13: 317–540.

Davies, A., Waite, S., 1998: The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established shrub. *Plant Ecology* 136: 27–39.

Dengler, J., 2005: Zwischen Estland und Portugal – Gemeinsamkeiten und Unterschiede in den Phyto-diversitätsmustern europäischer Trockenrasen. *Tuexenia* 25: 387–405.

Detzel, P., 1998: Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart.

Domin, K., 1932: Nejvýznačnější travinná společenstva Čachtických kopců v jihozápadním Slovensku. Rozpr. České Akad., Tř. 2, Vědy Mat.-Přír. 52/24: 1–10.

Dúbravková, D., Chytrý, M., Willner, W., Illés, E., Janišová, M., Szerényi Kállayné, J., 2010: Dry grasslands in the Western Carpathians and the northern Pannonian Basin: a numerical classification. *Preslia* 82/2: 165–221.

Dúbravková Micháľková, D., Janišová, M., Kolbek, J., Šuvada, R., Virók, V., Zaliberová, M., 2008: Dry grasslands in the Slovenský kras Mts (Slovakia) and the Aggteleki-karszt Mts (Hungary) – a comparison of two classification approaches. *Hacquetia* 7: 123–140.

Dutoit, T., Alard, D., 1995: Permanent seeds banks in chalk grasslands under various management regimes. Their role in the restoration of species-rich plant communities. *Biodiversity and Conservation* 4: 939–950.

Dzwonko, Z., Grodzińska, K., 1979: Numerical classification of epilithic and xerothermic communities in the Pieniny Mountains (Western Carpathians). *Fragm. Florist. Geobot.* 25/4: 473–508.

Dzwonko, Z., Loster, S., 1998: Dynamics of species richness and composition in a limestone grassland restored after tree cutting. *Journal of Vegetation Sciences* 9: 387–394.

Ebert, G., 1991: Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1. Tagfalter 1. Ulmer, Stuttgart.

Ellenberg, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart.

Ewald, J., 2003: The calcareous riddle: Why there are so many calciphilous species in the central European flora? *Folia Geobotanica* 38: 357–366.

Fischer, M., Stöcklin, J., 1997: Local Extinctions of Plants in Remnants of Extensively Used Calcareous Grasslands 1950–1985. *Conservation Biology* 11: 727–737.

Futák, J., 1947: Xerothermná vegetácia skupiny Kňazieho stola. Spol. Sv. Vojtecha, Trnava.

Futák, J., 1960: Xerothermná vegetácia južnej časti Strážovskej hornatiny. Thesis. Depon. in Institute of Botany SAV, Bratislava, 181 s.

Gerken, B., Meyer, C., 1996: Wo lebten Pflanzen und Tiere in der Naturlandschaft und der frühen Kulturlandschaft Europas? *Natur und Kulturlandschaft* 1: 1–205.

Grime, J. P., 1979: Plant strategies and vegetation processes. Wiley, Chichester.

Háberová, I., Dzubinová, L., Fajmonová, E., Jančová, M., Karasová, E., Lisická, E., Petřík, A., Rybárska, V., Uhlířová, J., Urvichiarová, E., Vološčuk, I., Zelinka, J., 1985: Vegetácia krasových oblastí SSR z hľadiska ochrany prírody. Záverečná správa výskumnej úlohy VI-3-3/03. Msc., Prírodovedecká fakulta UK, Bratislava.

Háberová, I., Karasová, E., 1990: Inventarizačný výskum botanický ŠPR Zádielska tiesňava. Msc., depon. In: Správa NP Slovenský kras, Brzotín.

Hagen, T., 1996: Vegetationsveränderungen in Kalk-Magerrasen des Fränkischen Jura. Untersuchungen langfristiger Bestandsveränderungen als Reaktion auf Nutzungsumstellung und Stickstoff-Deposition. *Laufener Forschungsbericht* 4: 1–218.

Hanski, I., 1999: Metapopulation Ecology. Oxford University Press, Oxford.

Hard, G., 1964: Kalktriften zwischen Westrich und Metzer Land. Geographische Untersuchungen an Trocken- und Halbtrockenrasen, Trockenwäldern und Trockengebüschen. Ann. Univ. Saraviensis, Reihe Philosophische Fakultät 2: 1–176.

Hartnett, D. C., Hickman, K.R., Fischer-Walter, L.E., 1995: Effects of bison grazing on floristic diversity in tallgrass prairie. Proc. Fifth Inter. Rangeland Congr.

Harper, J. L., 1977: Population Biology of Plants. Academic Press, New York, 892 s.

Helfer, W., 2000: Die VA-Mykorrhiza und ihre Bedeutung für die Heidenvegetation. In: Pfadenhauer J., Fischer, F.P., Helfer, W., Joas, C., Lösch, R., Miller, U., Miltz, C., Schmid, H., Sieren, E., Wiesinger, K., (eds.): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. Angewandte Landschaftsökologie 32: 255–279.

Hewitt, G. M., 2000: The genetic legacy of the Quarternary ice ages. Nature 405: 907–913.

Hornberger, T., 1959: Die kulturgeographische Bedeutung der Wanderschäfferei in Süddeutschland. Süddeutsche Tranhumanz. Forschungen zur Deutschen Landeskunde 109, 1–173.

Huston, M., 1979: A general hypothesis of species diversity. American Naturalist 113: 81–101.

Hutchings, M.J., Booth, K.D., 1996: Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. Journal of Applied Ecology 33: 1171–1181.

Chytrý, M., Hoffmann, A., Novák, J., 2007: Suché trávníky (*Festuco-Brometea*). In: Chytrý, M., (ed.), Vegetace České republiky. 1. Travná a keříčková vegetace, Academia, Praha, s. 371–497.

Jackel, A.K., 1999: Strategien der Pflanzenarten einer fragmentierten Trockenrasengesellschaft. Vegetationskundliche und populationsbiologische Untersuchungen im *Thymo-Festucetum cinereae*. Dissertationes Botanicae 309: 1–253.

Janišová, M., Dúbravková, D., 2010: Formalized classification of rocky Pannonian grasslands and dealpine *Sesleria*-dominated grasslands in Slovakia using a hierarchical expert system. Phytocoenologia 40(4): 423–443.

Janišová, M., Hájková, P., Hegedúšová, K., Hrivnák, R., Kliment, J., Micháľková, D., Ružičková, H., Řezníčková, M., Tichý, L., Škodová, I., Uhliarová, E., Ujházy, K., Zaliberová, M., 2007: Travnobylinná vegetácia Slovenska – elektronický expertný systém na identifikáciu syntaxónov. Botanický ústav SAV, Bratislava, 263 s.

Janišová, M., Uhliarová, E., Ružičková, H., 2010: Expert system-based classification of semi-natural grasslands in submontane and montane regions of central Slovakia. Tuexenia 30: 375–422.

Jeschke, M., Kiehl, K., 2006: Auswirkung von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artenvielfalt von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in neu angelegten Kalkmagerrasen. Tuexenia 26: 223–242.

Jongepierová, I., 2003: T3 suché trávníky. In: Kolektív: Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, s. 111–116.

Jurko, A., 1951: Vegetácia stredného Pohornádia. Vydavateľstvo SAV, Bratislava.

Kahmen, S., Poschlod, P., Schreiber, K.F., 2002: Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. Biological Conservation 104: 319–328.

Karlík, P., Poschlod, P., 2009: History or abiotic filter: which is more important in determining the species composition of calcareous grasslands? *Preslia* 81: 321–340.

Kelemen, J., (ed.) 1997: Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. 388 s.

Kiefer, S., Poschlod, P., 1996: Restoration of fallow or afforested calcareous grasslands by clear-cutting. In: Settele, J., Margules, C. R., Poschlod, P. and Henle, K., (eds.): *Species Survival in Fragmented Landscapes*, s. 219–229. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands.

Kiehl, K., 2008: Renaturierung von Kalkmagerrasen. In: Zerbe, S., Wiegand, G., (eds.): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Spektrum, s. 265–282.

Kiehl, K., Thormann, A., Pfadenhauer, J., 2006: Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology* 14: 148–156.

Kirmer, A., 2004: Metodische Grundlagen und Ergebnisse initiiert Vegetationsentwicklung auf xerothermen Extremstandorten des ehemaligen Braunkohlentagebaus in Sachsen-Anhalt. *Dissertationes Botanicae* 385.

Kirmer, A., Tischew, S., (eds.) 2006: *Handbuch naturnahe Begrünung von Rohböden*. Teubner, Wiesbaden.

Kleyer, M., 2000: Die Forschungskonzeption des "Mosaik"-Projektes zum Management von Offenland-Ökosystemen. *Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie* 30: 262.

Klika, J., 1931: Studien über die xerotherme Vegetation Mitteleuropas. I. Die Pollauer Berge im südlichen Mähren. *Beih. Bot. Centralbl.* 47/II: 343–398.

Klika, J., 1937: Xerotherme und Waldgesellschaften der Westkarpathen (Brezover Berge). *Beih. Bot. Centralbl.* 57B: 295–342.

Kliment, J., Bernátová, D., 2000: Asociácia *Orphantho luteae-Caricetum humilis* v Turčianskej kotline. *Kmetianum* 9: 53–68.

Koch, M.A., Scheriau, Ch., Schupfner, M., Bernhardt, K.G., 2010: Long-term monitoring of the restoration and development of limestone grasslands in northwestern Germany: Vegetation screening and soil seed bank analysis. *Flora*(2010),doi:10.1016/j.flora.2010.01.010.

Korneck, D., Schnittler, M., Klingenstein, F., Ludwig, G., Takla, M., Bohn, U., May, R., 1998: Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn und Blühtenpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 29: 299–444.

Köhler, B., Gigon, A., Edwards, P. J., Krusi, B., Langenauer, R., Luscher, 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.

Krištín, A., Kaňuch, P., Fabriciusová, V., Hruš, V., Balla, M., 2009: K ekológii a rozšíreniu európsky významných druhov Orthoptera na Slovensku. In: Stloukal, E., (ed.) *Zborník abstraktov z konferencie 15. Feriancove dni 2009, 26.11.2009, Faunima Bratislava*: 29–30.

Láfersová-Jamrichová, J., 1981: Skalné a nelesné spoločenstvá Hájskej doliny. *Dipl. práca, Msc.*

Maglocký, Š., 1979: Xerothermná vegetácia v Považskom Inovci. *Biol. Pr. SAV* 25/3: 1–129.

- Meffe, G.K., Carroll, C.R., (eds.) 1994: Principles in Conservation Biology. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Miadok, D., 1987: Phytozönologisches Material aus den Waldsteppen des Koniar Plateaus und des Karstgebiet Jelšavský kras. Acta Fac. Rerum Nat. Univ. Comen., Bot. 34: 93–111.
- Micháľková, D., 2006: Diverzita prirodzených rastlinných spoločenstiev vrchu Rohatín v Strážovských vrchoch. Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava, Suppl. 28: 59–90.
- Micháľková, D., 2007: Diversity of dry grasslands in the Považský Inovec Mts (Slovakia) – a numerical analysis. Hacquetia 6: 61–76.
- Mortimer, S.R., Hollier, J.A., Brown, V.K., 1998: Interactions between plant and insect diversity in the restoration of low calcareous grasslands in southern Britain. Applied Vegetation Science 1: 101–104.
- Mucina, L., Kolbek, J., 1993: *Festuco-Brometea*. In: Mucina, L., Grabherr, G., Ellmauer, T., (eds.), Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I., p. 420–492. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Noss, R.F., 1990: Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conservation Biology 4: 355–364.
- Patočka, J., Kulfan, J., Štrbová, E., 2009: Motýle (*Lepidoptera*) v európsky významných biotopoch Slovenska. Ústav ekológie lesa SAV, Zvolen, 99 s.
- Pärtel, M., 2002: Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. Ecology 83: 2361–2366.
- Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M., Rosén, E., 1998: Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability. Ecological Ingeniering 10: 275–286.
- Peet, R. K., Glenn-Lewin, D.C., Walker Wolf, J. W., 1983: Prediction of man's impact on plant species diversity. In: Holzner, W., Werger, M. J. A., Ikusima, I., (eds.): Man's Impact on Vegetation. Junk, The Hague, s. 41–54.
- Pfadenhauer, J., Miller, U., 2000: Verfahren zur Ansiedlung von Kalkmagerrasen auf Ackerflächen. Angewandte Landschaftsökologie 32: 37–87.
- Pop, I., 1968: Conspectul asociatiilor ierboase de pe masievele calcaroase din cuprinsul Carpatilor romaniesti. Contributii Botanica, s. 267–275.
- Poschlod, P., Bonn, S., 1998: Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: An explanation for an actual decrease of plant species richness in different habitats? Acta Botanica Neerlandica 47: 27–44.
- Poschlod, P., Schumacher, W., 1998: Rückgang von Pflanzen und Pflanzengesellschaften des Grünlandes – Gefährdungsursachen und Handlungsbedarf. Schriftenreihe für Vegetationskunde 29: 83–99.
- Poschlod, P., Kiefer, S., Tränkle, U., Fischer, S., Bonn, S., 1998: Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. Applied Vegetation Science 1: 75–90.
- Poschlod, P., Kleyer, M., Tackenberg, O., 2000: Databases on life history traits as a tool for risk assessment in plant species. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 9: 3–18.
- 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.

Pott, R., 1996: Die Entwicklungsgeschichte und Verbreitung xerothermer Vegetationseinheiten in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. *Tuexenia* 16: 337–369.

Rajcová, K., 2006: Charakteristika prírodných pomerov územia európskeho významu Tematínske vrchy. In: Rajcová, K., (ed): Zborník výsledkov inventarizačného výskumu územia európskeho významu Tematínske vrchy. KOZA a Pre prírodu, Trenčín s. 9–17.

Rajtar, R., Krištín, A., Kulfan, J., Vavrová, Ľ., Krno, I., Bohuš, M., 2003: Druhové zloženie živočíchov. In Viceníková, A., Polák, P., (eds.) Európsky významné biotopy na Slovensku. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica v spolupráci s DAPHNE – Inštitútom aplikovanej ekológie. 151 s.

Riegel, G., Luding, H., Haase, R., Hartmann, P., Jeschke, M., Joas, C., Kiehl, K., Müller, N., Preiss, H., Wagner, C., Wiesinger, K., 2007: Erhaltung und Entwicklung von Flussschotterheiden. Arbeitshilfe Landschaftspflege, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg. http://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_nat_00118.htm

Royer, J. M., 1991: Synthèse eurosibérienne, phytosociologique et phytogéographique de la classe des *Festuco-Brometea*. *Diss. Bot.* 178: 1–296.

Röder, D., Kiehl, K., 2007: Ansiedlung von lebensraumtypischen Pflanzenarten in neu angelegten Kalkmagerrasen durch Ansaat und Pflanzung. *Naturschutz und Landschaftspflege* 39: 304–310.

Sádlo, J., Chytrý, M., Pyšek, P., 2007: Regional species pools of vascular plants in habitats of the Czech Republic. *Preslia* 79: 303–321.

Sanda, V., Popescu, A., Arcuş, M., 1999: Revizia critic a comunităţilor de plante din România. Tilia Press International, Constanţa.

Saniga, M., 2002: Skaliar pestrý. In: Danko, Š., Darolová, E., Krištín, A., (eds): Rozšírenie vtákov na Slovensku. VEDA – vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, Bratislava, s. 476–477.

Schröder, B., Rudner, M., Biedermann, R., Kögl, H., Kleyer, M., 2008: A landscape model for quantifying the trade-off between conservation needs and economic constraints in the management of a semi-natural grassland community. *Biological Conservation* 141: 719–732.

Seifert, B., Fischer, M., 2010: Experimental establishment of a declining dry-grassland flagship species in relation to seed origin and target environment. *Biological Conservation* 143 (2010): 1202–1211.

Sillinger, P., 1930: Vegetace Tematínských kopců na západním Slovensku. *Rozpr. České Akad. Věd, Tř. 2, Vědy Mat.-Přír.* 40/13: 1–46.

Skalický, V., 1990: Problematik des Dealpinismus in der tschechoslowakischen Flora. *Preslia* 62: 97–102.

Stampfli, A., Zeiter, M., 1999: Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science* 10: 151–164.

Stanová, V., Valachovič, M., (eds.) 2002: Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 225 s.

Stoneman, R.O.B., Brooks, S., 1997: Conserving bogs. The management handbook. 286 s.

Sturm, K., 1993: Prozeßschutz – ein Konzept für naturgerechte Waldwirtschaft. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 2: 181–192.

Šíbl, J., Klinda, J., Lisický, M., 2000: Územná ochrana prírody a starostlivosť o chránené územia. Učebné texty. Slovenská poľnohospodárska univerzita, Nitra.

Tichý, L., 2004: Rekultivace vápencových lomů. *Vesmír* 83/6: 315.

Tränkle, U., 1997: Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen in Südwestdeutschland und neue Ansätze für eine standorts- und naturschutzgerechte Renaturierung. In: Poschlod, P., Tränkle, U., Böhmer, J., Rahmann, H., (eds.): *Steinbrüche und Naturschutz. Sukzession und Renaturierung*. Ecomed, Landsberg, s. 1–327.

Tropek, R., Kadlec, T., Karesová, P., Špitzer, L., Kočárek, P., Malenovský, I., Banar, P., Tuf, I.H., Hejda, M., Konvička, M., 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*, 47: 139–148.

Valachovič, M., 1981: Skálne spoločenstvá Zádielskej doliny. Dipl. práca, Msc.

Valachovič, M., Maglocký, Š., 1995: *Sedo-Scleranthetea*. In: Valachovič, M., (ed.): *Rastlinné spoločenstvá Slovenska*. 1. Pionierska vegetácia, Veda, Bratislava, s. 85–106.

Van der Heijden, M.G.A., Klironomos, J. N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A., Sanders, I. R., 1998: Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396: 69–72.

Vera, F. W. M., 2000: *Grazing Ecology and Forest History*. CABI International, Wallingford.

Vojtkó, A., 1997: The vegetation of the Bükk Plateau (NE Hungary). II. The grassland communities of the limestone and dolomite rocks. *Acta Botanica Hungarica* 40 (1-4): 239–270.

Vozárová, M., 1986: Xerothermné travinno-bylinné spoločenstvá Zoborskej skupiny Tríbeča. – Zborn. Slov. Nár. Múz. 32: 3–31.

Wagner, C., 2004: Passive dispersal of *Metrioptera bicolor* (Phillipi 1830) (Orthopteroidea: Ensifera: Tettigoniidae) bei transfer of hay. *Journal of Insect Conservation* 8: 287–296.

Wallis de Vries, M. F., Poschlod, P., Willems, J. H., 2002: Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: intergrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104: 265–273.

Ward, L. K., 1990: Management of grassland-scrub mosaics. In: Hillier, S. H., Walton, D. W. H., Wells, D. A., (eds.): *Calcareous Grassland: Ecology and Management*, s. 134–139. Bluntisham Books, Bluntisham, Huntingdon.

Willems, J.H., 1990: Calcareous grasslands in Continental Europe. In: Hillier, S. H., Walton, D. W. H., Wells, D. A., (eds.): *Calcareous Grasslands – Ecology and Management*. Proceedings of a BES/NCC Symposium at University of Sheffield, 14–16 September 1987. Bluntisham Books, Bluntisham, s. 3–10.

Willems, J.H., Bik, L.P.M., 1998: Restoration of high species density in calcareous grassland: the role of seed rain and soil seed bank. *Applied Vegetation Science* 1: 91–100.

Willems, J.H., Peet, R.K., Bik, L., 1993: Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient availability. *Journal of Vegetation science* 4: 203–212.

Willis, K.J., Whittaker, R.J., 2000: Paleooecology: The Refugial Debate. *Science* 287: 1406–1407.

Wilson, E.J., Wells, T.C.E., Sparks, T.H., 1995: Are calcareous grasslands in the UK under threat from nitrogen deposition? – an experimental determination of a critical load. *Journal of Ecology* 83, 823–832.

Zobel, M., Suurkask, M, Rosén, E., Pärtel, M., 1996: The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grasslands. *Journal of Vegetation Science* 7: 203–210.

Zólyomi, B., 1936: Übersicht der Felsenvegetation in der Pannonischen Florenprovinz und dem nordwestlich angrenzenden Gebiete. *Ann. Mus. Natl. Hung.* 30: 136–174.

Zólyomi, B., 1966: Neue Klassifikation der Felsen-vegetation im Pannonischen Raum und der angrenzenden Gebiete. *Bot. Közlem.* 53/1: 49–54.

Žilkovanová, K., 2004: Program záchrany jasoňa červenookého (*Parnassius apollo* Linnaeus, 1758). Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky Banská Bystrica, Správa Pieninského národného parku, Červený Kláštor. 16 s.