



Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky 2015

# Manažmentové modely pre údržbu, ochranu a obnovu mokraďových biotopov

Editor: Viera Šefferová Stanová



Vydané v spolupráci s:



**Manažmentové modely  
pre údržbu, ochranu a obnovu  
mokradoňových biotopov**

## **Manažmentové modely pre údržbu, ochranu a obnovu mokraďových biotopov**

**Vydala:** Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky v roku 2015

**Editor:** Mgr. Viera Šeffferová Stanová PhD.

**Revízia textov:** RNDr. Ján Kadlečík

**Manažér projektu:** Ing. Alena Grešková

Odporúčaný spôsob citovania celej publikácie: Šeffferová Stanová V. (ed.) 2015. Manažmentové modely pre údržbu, ochranu a obnovu mokraďových biotopov. Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Banská Bystrica, 200 pp.

Odborné podklady pre túto publikáciu boli pripravené v rokoch 2009 – 2015 organizáciami Daphne - Inštitút aplikovanej ekológie a Botanickým ústavom SAV, najmä v rámci projektu SK 0115 „**Manažmentové modely pre travinné biotopy**“, s podporou z Finančného mechanizmu EHP, Nórskeho finančného mechanizmu a štátneho rozpočtu SR. Vydaná bola v rámci projektu „**Zabezpečenie starostlivosti o mokrade Slovenska, zvyšovanie environmentálneho povedomia o mokradiach a budovanie kapacít**“, spolufinancovaného z Európskeho programu regionálneho rozvoja, Operačného programu Životné prostredie, prioritná os 5. Ochrana a regenerácia prírodného prostredia a krajiny, v rokoch 2009 – 2015.

**Fotografie na obálke:** predná obálka – Daniel Dítě, Tomáš Dražil, Ľuboš Halada, Richard Hrivnák, Barbara Immerová, Viera Šeffferová Stanová, Jozef Šibík, zadná obálka – Tomáš Dražil, Dobromil Galvánek, Viera Šeffferová Stanová, Jozef Šibík, Alžbeta Szabóová

**Grafická úprava:** Mgr. Richard Watzka, RWdesign

**ISBN:** 978-80-89310-93-7

# **Manažmentové modely pre údržbu, ochranu a obnovu mokraďových biotopov**

Editor: Viera Šefferová Stanová

<b>Úvod</b>	<i>Viera ŠeffEROVÁ StanOVÁ, Ján KadlečÍk</i> .....	7
<b>1. Manažmentový model pre aluviálne lúky</b>	<i>Viera ŠeffEROVÁ StanOVÁ, Ján ŠeffER, Milan Janák</i> .....	9
<b>2. Manažmentový model pre biotopy slaných pôd</b>	<i>Daniel Dítě, Zuzana Melečková, Pavol Eliáš ml., Milan Janák</i> .....	23
<b>3. Manažmentový model pre Karpatské travertínové slaniská</b>	<i>Daniel Dítě, Tomáš Dražil, Milan Janák</i> .....	51
<b>4. Manažmentový model pre vegetáciu vysokých ostríc</b>	<i>Richard Hrivnák, Kateřina Šumberová, Helena Ořahelová, Petra Hájková, Milan Janák</i> .....	67
<b>5. Manažmentový model pre bezkolencové lúky</b>	<i>Katarína Hegedúšová, Helena Ružičková, Milan Janák</i> .....	85
<b>6. Manažmentový model pre slatinné rašeliniská</b>	<i>Viera ŠeffEROVÁ StanOVÁ, Daniel Dítě, Milan Janák</i> .....	103
<b>7. Manažmentový model pre vrchoviská</b>	<i>Viera ŠeffEROVÁ StanOVÁ, Daniel Dítě, Milan Janák</i> .....	131
<b>8. Manažmentový model pre vysokobylinné spoločenstvá na vlhkých lúkach (podzväz <i>Filipendulenion</i>)</b>	<i>Dobromil Galvánek, Richard Hrivnák, Milan Janák</i> .....	151
<b>9. Manažmentový model pre podmáčané lúky horských a podhorských oblastí (podzväz <i>Calthenion</i>)</b>	<i>Dobromil Galvánek, Richard Hrivnák, Milan Janák</i> .....	163
<b>10. Manažmentový model pre vysokohorské vysokobylinné nivy</b>	<i>Ivan Jarolímek, Ján Kliment, Jozef Šibík, Milan Janák</i> .....	177
<b>Zoznam autorov</b> .....		200

Travné biotopy Slovenska patria medzi najvýznamnejšie biotopy strednej a východnej Európy vďaka svojej vysokej druhovej diverzite. Lúky a pasienky tvoria typický ráz krajiny, predstavujú neoddeliteľnú súčasť jej histórie, významnou mierou prispievajú k poľnohospodárskej produkcii a poskytujú miesta pre oddych a rekreáciu. Okrem toho vytvárajú vhodné podmienky pre život vzácnych druhov rastlín a živočíchov. Vďaka ich prírodným hodnotám boli mnohé lokality s takými typmi biotopov zaradené medzi územia národného či európskeho významu, známe ako Natura 2000.

V posledných rokoch sa venuje na Slovensku veľká pozornosť využívaniu travinných biotopov a ich ochrane. Súvisí to s medzinárodnými záväzkami Slovenska v ochrane prírody ako člena Európskej únie. Je to však aj dôsledok faktu, že aj na Slovensku sa výrazne prejavuje úbytok a degradácia druhovo bohatých travných porastov cenných z pohľadu ochrany biodiverzity.

Väčšina travinných porastov sa udržiava vďaka dlhodobému extenzívnemu obhospodarovaniu. Bohužiaľ, v posledných rokoch sme svedkami výraznej degradácie mnohých biotopov a znižovania ich biodiverzity. Príčinou je opúšťanie pôdy a nevhodné spôsoby využívania. Rozloha travinných porastov sa stále znižuje, farmári opúšťajú pôdu najmä v odľahlých horských oblastiach a na územiach s náročnými prírodnými podmienkami, ako je ťažká dostupnosť či podmáčané pôdy. Nedostatočné obhospodarovanie, prípadne úplné opustenie travinných porastov má za následok ich degradáciu až zánik.

Preto sa skupina vedcov a odborníkov rozhodla podrobne venovať tejto problematike a vypracovala modely, ktoré navrhujú vhodné manažmentové opatrenia pre rôzne typy travinných porastov. Opatrenia boli vypracované v rámci projektu „SK 0115 Manažmentové modely pre travinné biotopy“, podporeného z nórskeho finančného mechanizmu a realizovaného Inštitútom DAPHNE v spolupráci s Botanickým ústavom SAV. Tento projekt nadväzoval na úspešný medzinárodný projekt podporený Európskou komisiou, ktorý obdobným spôsobom riešil 25 vybraných biotopov na európskej úrovni (<http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management>).

Manažmentové modely boli vypracované pre 20 typov nelesných biotopov vyskytujúcich sa na Slovensku. V niektorých prípadoch modely pokrývajú aj viaceré príbuzné biotopy, ktoré majú podobné nároky na manažment a obnovu. Každý model poskytuje ucelenú informáciu o ekológii jednotlivého biotopu, jeho rozšírení na Slovensku, trendoch a ohrozeniach a odporúča aktívny manažment, obnovný manažment, sumarizuje ekologické a manažmentové nároky špecifických druhov flóry a fauny. Navrhované postupy na manažment a obnovu prírodnej hodnoty biotopu poskytujú informácie o vhodnom režime kosenia či extenzívnej pastvy pre každý biotop, a to na základe aktuálnych vedeckých poznatkov zo Slovenska, ale aj z Európy.

I napriek mimoriadnemu významu travinných spoločenstiev, legislatívny rámec ani finančné zdroje zatiaľ neposkytujú dostatočné prostriedky na ich zachovanie a ochranu. Jedným z finančných nástrojov, ktorý významne ovplyvňuje stav biotopov na Slovensku, je Agro-environmentálny program v rámci Programu rozvoja vidieka ([www.mpsr.sk](http://www.mpsr.sk)). Tento program kompenzuje extenzívne formy hospodárenia na lúkach a pasienkoch, pričom definuje poľnohospodárske opatrenia pre sedem ekologických kategórií (typy A-G). Predkladané modely slúžia ako nadstavba k tomuto programu a sú veľmi vhodné ako podklad pre plánovanie starostlivosti, najmä na územiach s vysokou prírodnou hodnotou a na územiach európskeho významu (Natura 2000).

Medzi zvlášť citlivé, vzácne a ohrozené patria typy biotopov ovplyvnených a podmienených podzemnou a povrchovou vodou. Každá zmena vodného režimu v území, napriamene či ohrádzovanie toku, odvodnenie pozemkov i v okolí sa prejaví na stave mokradového biotopu a dnes je nevyhnutné nielen udržiavať zostávajúce zachovalé prírodné a poloprírodné biotopy, ale aj obnovovať poškodené a degradované lokality a zlepšiť ich stav. Mnohé cenné nelesné biotopy sa stali súčasťou lokalít zahrnutých do Zoznamu mokradí medzinárodného významu podľa Dohovoru o mokradiach (Ramsar, Irán, 1971) a je nevyhnutné zabezpečiť ich udržiavanie v priaznivom stave.

Preto boli do projektu „Zabezpečenie starostlivosti o mokrade Slovenska, zvyšovanie environmentálneho povedomia o mokradiach a budovanie kapacít“, spolufinancovaného z Európskeho programu regionálneho rozvoja, Operačného programu Životné prostredie v rokoch 2009 – 2015 a realizovaného Štátnou ochranou prírody Slovenskej republiky, zahrnuté aj aktivity na sprístupnenie metodík a návodov pomáhajúcich najmä správcom chránených území, území sústavy Natura 2000 a území medzinárodného významu (tzv. ramsarských lokalít) pri manažmente a revitalizácii viacerých typov mokradí. Vydanie manažmentových modelov pre mokraďové typy nelesných biotopov v tlačenej forme umožní distribúciu navrhnutých opatrení aj vlastníkom, správcom a nájomcom pozemkov s výskytom cenných mokradí a zlepšiť tak pochopenie zámerov a cieľov ich ochrany a vhodných spôsobov starostlivosti pre dlhodobé zachovanie i múdre využívanie týchto ohrozených ekosystémov, poskytujúcich všestranné úžitky ľuďom i prírode.

Viera Šeffero­vá Stanová  
Ján Kadlečík

1

# Manažmentový model pre aluviálne lúky

Viera Šefferová Stanová  
Ján Šeffer  
Milan Janák



## 1. Aluviálne lúky



Druhovú zloženie aluviálnych lúk závisí od dĺžky jarných záplav, obsahu živín v pôde a obhospodarovania.  
Foto: V. Šefferová Stanová

### Opis a definícia biotopu/biotopov

Zväz *Deschampsion cespitosae* Horvatic 1930 zahŕňa aluviálne lúky, ktoré bývajú v jarnom období ovplyvňované záplavovou vodou a v lete výrazne presychajú. Zaplavované aluviálne lúky boli na Slovensku radené do viacerých zväzov (*Alopecurion pratensis*, *Cnidion venosi*, *Deschampsion cespitosae*, *Veronico longifoliae-Lysimachion vulgaris*). Vzhľadom na to, že vymedzenie týchto zväzov sa prekrýva, pridriavame sa výsledkov najnovších prác (Botta-Dukát et al. 2005, Hájková et al. 2007) a radíme ich do jedného zväzu *Deschampsion cespitosae*.

Biotopy podľa Katalógu biotopov Slovenska (Stanová & Valachovič 2002) opisujú a berú do úvahy tradične chápané zväzy:

- Biotop Lk8 Aluviálne lúky zväzu *Cnidion venosi* (Natura 2000 kód – 6440) – zväz *Cnidion venosi* Balátová-Tuláčková 1965. Na Slovensku je výskyt biotopu Lk8 viazaný prevažne na panónsku oblasť. Biotop zahŕňa lúky veľkých nížinných riek, ktoré sú pravidelne zaplavované, avšak v dôsledku suchej kontinentálnej klímy v lete vysychajú.



**Obr. 1.** Aluviálne lúky v nive rieky Morava sa vyznačujú druhovou pestrosťou a prítomnosťou viacerých ohrozených druhov rastlín. Na obrázku vidíme aspekt druhu *Clematis integrifolia*, ktorý sa vyskytuje iba v povodí veľkých nížinných riek.  
Foto: V. Šefferová Stanová



**Obr. 2.** Výrazný jarný aspekt psiarkových zaplavovaných lúk v údolí Nerešnice.  
Foto: D. Galvánek.

- Biotop Lk7 Psiarkové aluviálne lúky (biotop národného významu) – zväz *Alopecurion pratensis* Passarge 1964. Do biotopu Lk7 zaraďujeme psiarkové aluviálne lúky zväzu *Alopecurion pratensis*, ktoré sa nachádzajú od nížin až do podhorského stupňa, v alúviách menších riek a potokov. Nie sú až také vzácne a druhovo bohaté ako predchádzajúci typ.

Druhové zloženie aluviálnych lúk závisí od dĺžky jarných záplav, výšky hladiny podzemnej vody, obsahu živín v pôde a obhospodarovania. Dôležitou skupinou druhov na týchto lúkach sú tráv, z ktorých najčastejšie dominujú *Alopecurus pratensis*, *Deschampsia cespitosa*, *Festuca pratensis*, *Poa palustris*, *P. pratensis* agg., *Agrostis stolonifera* s. lat. Porasty niektorých asociácií hostia mnohé vzácne kontinentálne druhy ako *Allium angulosum*, *Clematis integrifolia*, *Cnidium dubium*, *Lythrum virgatum*, *Scutellaria hastifolia* a *Viola pumila* a patria k druhovo najbohatším lúkam radu *Molinietalia* (Hájková 2007). Aluviálne lúky poskytujú stanovište a významný zdroj potravy pre mnohé ohrozené vtáčie druhy.

### Celkové rozšírenie

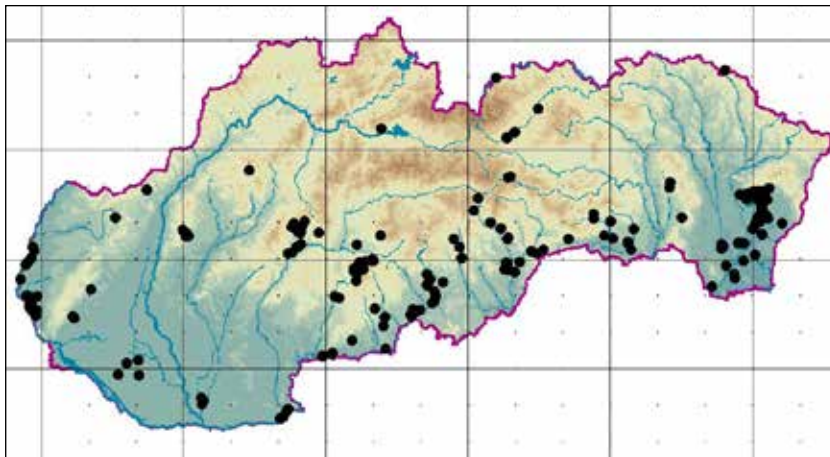
Vegetácia aluviálnych lúk je bohato zdokumentovaná v západnej, strednej a juhovýchodnej Európe (napr. Burkart et al. 2004, Botta-Dukát et al. 2005, Horvatić 1930, Sanda et al. 1999).

### Rozšírenie na Slovensku

Na základe lokalizovaných fytoecologických zápisov uložených v Centrálnnej databáze fytoecologických zápisov (Hegedúšová 2007), použitých v základnom súbore pre elektronický expertný systém na identifikáciu syntaxónov (Janišová et al. 2007), bolo zistené rozšírenie spoločenstiev zväzu *Deschampsion cespitosae* na Slovensku (obr. 1). Sú rozšírené najmä v oblasti nížin, pahorkatín a v podhorskom stupni, v blízkosti tokov.

### Charakteristika biotopu, ekológia a variabilita

Základné zloženie týchto lúk je v celej Európe podobné, aj keď v minulosti bolo opísaných niekoľko zväzov. Sú to tradične chápané zväzy *Alopecurion pratensis* Passarge 1964, *Agrostion albae* Soó 1943, *Cnidion venosi* Balátová-Tuláčková 1965, *Deschampsion cespitosae* Horvatić 1930, *Veronico longifoliae-Lysimachion vulgaris* (Passarge 1977) Balátová-Tuláčková 1981, ktoré zachytávajú variabilitu danú rôznymi dominantami, prípadne rôznym rozšírením niektorých druhov. Vymedzenie týchto zväzov sa však vzájomne prekrýva a stredoeurópska syntéza ukázala, že lúky týchto zväzov tvoria homogénnu skupinu (Botta-Dukát et al. 2005). Akceptovali sme teda výsledky tejto analýzy a zaraďujeme aluviálne lúky do jedného zväzu, pre ktorý je platné najstaršie meno *Deschampsion cespitosae* Horvatić 1930 (Hájková 2007).



**Obr. 3.** Rozšírenie spoločenstiev zväzu *Deschampsion cespitosae* na Slovensku.

Na základe kritickej analýzy vegetácie lúk Slovenska (Hájková 2007) boli vybrané nasledovné diagnostické, konštantné a dominantné druhy:

**Diagnostické druhy:** *Gratiola officinalis*, *Pseudolysimachion longifolium*, *Viola pumila*, *Alopecurus pratensis*, *Carex praecox*, *Lythrum virgatum*, *Allium angulosum*, *Carex vulpina* agg., *Potentilla reptans*, *Clematis integrifolia*, *Inula britannica*, *Trifolium hybridum*, *Lysimachia nummularia*, *Scutellaria hastifolia*, *Oenanthe silaifolia*, *Cnidium dubium*, *Cardamine pratensis* agg., *Lychnis flos-cuculi*, *Rumex crispus*, *Symphytum officinale*, *Ranunculus repens*, *Cirsium canum*, *Carex melanostachya*

**Konštantné druhy:** *Alopecurus pratensis*, *Ranunculus repens*, *Poa pratensis* agg., *Lysimachia nummularia*, *Lychnis flos-cuculi*, *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, *Ranunculus acris*, *Cardamine pratensis* agg., *Potentilla reptans*, *Acetosa pratensis*, *Festuca pratensis*, *Agrostis stolonifera* s. lat., *Carex vulpina* agg.

**Dominantné druhy:** *Alopecurus pratensis*, *Poa pratensis* agg., *Agrostis stolonifera* s. lat., *Ranunculus repens*, *Festuca pratensis*, *Ranunculus acris*

V rámci zväzu rozlišujeme na Slovensku 6 asociácií (Hájková 2007):

- *Lathyro palustris-Gratioletum officinalis* Balátová-Tuláčková 1966 – vlhké kontinentálne zaplavované lúky. Porasty sa vyvíjajú na glejových pôdach v terénnych depresiách, ktoré sú málo prevzdušnené a pri letnom poklese vody silne presychajú. Na jar bývajú aj dlhodobejšie zaplavované, naopak, v suchých obdobiach roka môže voda poklesnúť až 2 m hlboko (Balátová-Tuláčková 1968, Ružičková 1994). Výskyt je sústredený v alúviách dolných tokov väčších riek na nížinách.
- *Cnidio dubii-Deschampsietum cespitosae* Passarge 1960 – presychavé kontinentálne zaplavované lúky. Táto asociácia je v rámci aluviálnych lúk druhovo najbohatšia. Vyskytuje sa na každoročne zaplavovaných stanovištiach, voda tu však stagnuje kratšiu dobu a typické je silné preschnutie pôdneho profilu v obdobiach sucha. Výskyt asociácie na Slovensku je obmedzený na Borskú nížinu a Východoslovenskú rovinu.
- *Serratulo tinctoriae-Plantaginetum altissimae* Ilijanić 1968 – kontinentálne zaplavované lúky. Biotopy tejto asociácie sa vyznačujú najrozkolísanejším vodným režimom v rámci kontinentálnych zaplavovaných lúk. Na jar dochádza k dlhotrvajúcim záplavám (v extrémnych prípadoch trvajú až jeden mesiac) a v lete k silnému preschnutiu, ktoré je spojené s miernym zasolením (Balátová-Tuláčková 1969). Výskyt asociácie na Slovensku je obmedzený na Podunajskú a Borskú nížinu. Na Podunajsku boli mnohé zaplavované lúky rozorané a preto je toto spoločenstvo veľmi ohrozené.
- *Poo trivialis-Alopecuretum pratensis* Regel 1925 – aluviálne psiarkové lúky. V porastoch dominujú predovšetkým trávy, byliny sú zastúpené menej. Asociácia sa vyskytuje častejšie v stredných polohách v alúviách menších tokov. Porasty boli zaznamenané z Východoslovenskej roviny a pahorkatiny, Košickej, Rimavskej, Lučenskej a Popradskej kotliny, Borskej nížiny, a v alúviách menších tokov, napríklad v Považskom Inovci, Revúckej vrchovine, Javorí, Žiarskej kotline a inde (Hájková 2007).
- *Holcetum lanati* Issler 1934 – striedavo vlhké medúnkové lúky sú tvorené trávami, ako aj bylinami s výrazným jarným aspektom. Na jar môže dochádzať k záplavám, tie však nebývajú pravidelné,

neprinášajú toľko sedimentov a nespôsobujú veľké disturbancie. Porasty boli zaznamenané na Podunajskej rovine, Krupinskej planine, Lučenskej kotline, Revúckej vrchovine, Košickej kotline a na Poľane (Hájková 2007).

- *Agrostio stoloniferae-Deschampsietum cespitosae* Ujvárosi 1947 – porasty sú tvorené predovšetkým trávami, nápadný je druh *Cirsium canum*. Nachádzajú sa v alúviách riek a potokov na miestach, ktoré bývajú len výnimočne zaplavované a v jarnom období sú sýtené podzemnou vodou. Porasty boli zaznamenané v Rimavskej kotline, Ipeľsko-Rimavskej brázde, na Podunajskej rovine, Východoslovenskej rovine a pahorkatine, Krupinskej planine, Slovenskom krase, Košickej kotline a ojedinele aj inde (Hájková 2007).

### Významné druhy viazané na biotop /Druhy ktoré závisia na biotope

#### Rastliny

Viaceré typy aluviálnych lúk sú domovom mnohých vzácných a ohrozených druhov rastlín. Patria k nim druhy ako *Fritillaria meleagris*, *Clematis integrifolia*, *Iris spuria*, *Plantago altissima*, *Allium angulosum* alebo *Viola elatior*.

#### Živočíchy

Aluviálne lúky predstavujú významný biotop z hľadiska vtákov. Využívané sú rôznymi druhmi prakticky celoročne. Mnohé z nich sú druhmi európskeho významu, na ochranu ktorých sa vyhlasujú chránené územia. V období hniezdenia tu nachádzajú vhodné hniezdne a trofické podmienky viaceré druhy bahniakov (*Charadriiformes*) napr. kalužiak červenonohý (*Tringa totanus*), močiarnica mekotavá (*Gallinago gallinago*), cíbik chochlatý (*Vanellus vanellus*) a tiež vzácne hniezdiče hvizdák veľký (*Numenius arquata*) a brehár čiernochvostý (*Limosa limosa*) (Benstead et al.1997, Tomovčík et al. 1999). Ďalšími významnými hniezdičmi sú chrapkáč poľný (*Crex crex*), myšiarka močiarna (*Asio flammeus*), kaňa popolavá (*Circus pygargus*) a kaňa močiarna (*Circus aeruginosus*). Hniezdia tu tiež viaceré spevavce (*Passeriformes*) ako napr. trasochvost biely (*Motacilla alba*) a trasochvost žltý (*Motacilla flava*), ľabtuška lúčna (*Anthus pratensis*) a ľabtuška hôrna (*Anthus trivialis*), prhlaviar červenkastý (*Saxicola rubetra*) a prhlaviar čiernohlavý (*Saxicola torquata*). Okrem hniezdiacich druhov využíva aluviálne lúky množstvo iných druhov vtákov na zber potravy napr. bocian biely (*Ciconia ciconia*), bocian čierny (*Ciconia nigra*), volavka popolavá (*Ardea cinerea*), beluša veľká (*Ardea alba*) a iné.

Počas jarnej a jesennej migrácie sa na lokalitách aluviálnych lúk zhromažďujú niekoľko tisícové krdle vtákov rôznych druhov, z bahniakov sú to okrem už spomínaných hniezdičov tiež početné bojovníky bahenné (*Philomachus pugnax*), kalužiaky močiarné (*Tringa glareola*), kalužiaky perlavé (*Tringa ochropus*), kalužiaky sivé (*Tringa nebularia*), rôzne druhy pobrežníkov (*Calidris* spp., *Ereunetes* spp.) a pod. Aluviálne lúky sú tiež významným zimoviskom vtákov, najmä pre početné krdle husi divej (*Anser anser*), husi siatinnej (*Anser fabalis*) a husi bieločelej (*Anser albifrons*), ďalej pre kane sivé (*Circus cyaneus*) a myšiarku močiarnú (*Asio flammeus*).

Z obojživelníkov sa v biotope aluviálnych lúk vyskytujú druhy európskeho významu kunka červenobruhá (*Bombina bombina*) a mlok dunajský (*Triturus dobrogicus*). Floristicky bohatý biotop je významný aj pre ohrozené bezstavovce, napr. motýle modráčika bahnikového (*Maculinea nausithous*) a modráčika krvavcového (*Maculinea teleius*), viazané na výhradnú živnú rastlinu krvavec lekársky (*Sanguisorba officinalis*) a hostiteľské kolónie zemných mravcov rodu *Myrmica*. Oba sú druhmi európskeho významu.

#### Trendy

Medzi najdôležitejšie faktory vplyvajúce na diverzitu biotopov v riečnej nive patria:

- Úpravy (regulácie) vodných tokov
- Intenzifikácia hospodárenia na aluviálnych lúkach
- Znečistenie povrchových vôd
- Premena lúk na ornú pôdu
- Obmedzenie alebo absencia kosenia

- Invázne nepôvodné druhy

Za posledných 100 rokov sa intenzívne poľnohospodárstvo, regulácie vodných tokov, odvodnenie územia a ďalšie deštruktívne aktivity podpísali pod masívny úbytok pôvodných druhov rastlín a živočíchov a invázie nepôvodných druhov. Okrem toho, nárast pôdnej erózie spojený so zvýšením znečistenia spôsobil zníženie druhovej pestrosti.

Regulácia vodných tokov bola bezprostrednou príčinou úbytku mokraďí. Počas minulého storočia bola regulovaná väčšina vodných tokov. Regulácie predstavovali budovanie protipovodňových hrádzí, úpravu korýt tokov (napriamenie, opevnenie), odstránenie riečnych meandrov, čo sa prejavilo v zmenšení prirodzene zaplavovaných území a zarezávaní sa riečnych korýt. Rieky sú v súčasnosti schopné odvádzať väčšie množstvá vody, ako predtým, no výsledný úbytok rozsiahlych záplavových území s aluviálnymi lúkami, lužnými lesmi, riečnymi ramenami a pobrežnými biotopmi a miestami s plytkou vodou v riekach samotných mal veľmi negatívny dopad na celkovú biodiverzitu týchto území.

Ďalšia významná príčina úbytku mokraďí bola premena aluviálnych lúk na ornú pôdu. Hnojivá a herbicídy boli následne pravidelne aplikované na ornú pôdu. Nielen samotné priame zničenie aluviálnych lúk, ale tiež intenzívne používanie chemikálií spôsobilo zvýšený prísun živín do riečneho systému a ďalšie posilnenie úbytku biodiverzity.

### Ohrozenia

#### Rozoranie

Zaplavované lúky zanikli vo veľkej miere veľkoplošnými melioračnými úpravami v 60-tych a 70-tych rokoch minulého storočia ich odvodnením a premenou na polia.

#### Regulácia tokov a zmena vodného režimu

Zaplavované lúky kedysi zaberali rozsiahle plochy v alúviách veľkých riek a poskytovali kvalitné krmoviny. Vďaka prísunu živín v priebehu záplav boli veľmi produktívne a bolo možné ich kosiť aj viackrát za rok. V súčasnej dobe už často k záplavám nedochádza a mnohé z týchto lúk boli rozorané alebo opustené. Pokiaľ sa ešte kosia, je to zvyčajne len raz do roka, v závislosti od klimatických podmienok.

#### Intenzifikácia lúk

Zaplavované lúky v alúviách menších riek a potokov boli a sú ohrozované intenzifikáciou poľnohospodárskej výroby – hnojením umelými hnojivami a prísedom krmovinárskych tráv. Dosahuje sa tým krátkodobé zvýšenie produktivity, ale na druhej strane sa ochudobňuje druhové zloženie porastov.

#### Absencia obhospodarovania

Zaplavované lúky sú veľmi citlivé na nedostatok obhospodarovania. V prípade, že sú veľmi vlhké roky a lúky nie sú kosené, následne dochádza k dominancii krov a tiež vlhkomilnejších druhov v porastoch, v prípade dlhodobejšieho nekosenia prevláda druh *Phalaris arundinacea* (obr. 4). Je to kompetične silný druh, ktorý sa šíri hlavne dlhými koreňovými výbežkami práve v zaplavovaných územiach. Hoci druh patrí k vysoko produktívnym trávam, jeho krmovinárske využitie je problematické, pretože obsahuje vysoké koncentrácie pre zvieratá ťažko stráviteľných alkaloidov (Weber 2003). Keďže produkuje veľké množstvo biomasy, potláča kompetične slabšie druhy a tak znižuje diverzitu porastov. Následne sa v porastoch šíria ruderalne druhy ako napríklad *Urtica dioica*, *Rumex crispus*.



**Obr. 4.** *Phalaris arundinacea* je konkurenčne silný druh, ktorý sa na zaplavovaných lúkach šíri ak nie sú pravidelne obhospodarované.  
Foto: V. Šefferová Stanová

### Šírenie invázných druhov

Zaplavované územia sú koridormi pre šírenie invázných druhov. Invázne druhy sa šíria v zaplavovaných oblastiach najmä po disturbanciách, akými môžu byť aj záplavy, ale aj po opustení obhospodarovania. Vytvoria sa medzery v lúčnych porastoch a tie môžu byť obsadené inváznymi druhmi ako napríklad *Phalaris arundinacea* alebo *Aster novi-belgii* agg. (obr. 5). Oba druhy sa vyznačujú tým, že sú konkurenčne silné v nadzemnej a aj podzemnej časti. Zedler & Kercher (2004) túto teóriu potvrdili pokusom, kedy sa porast po štyroch týždňoch zaplavenia znížil o 2/3, čo podporilo rast druhu *Phalaroides arundinacea* vďaka zvýšenému prístupu svetla a jeho šírenie vďaka uvoľnenému miestu.



**Obr. 5.** Invázny druh *Aster novi-belgii* agg. pohádza z Ameriky, je to nepôvodný druh našej flóry ktorý sa masovo šíri v zaplavovaných oblastiach.  
Foto: V. Šefferová Stanová

## Manažment

### Aktívny manažment

Vznik aluviálnych lúk je výsledkom činnosti záplav a rozumného využívania človekom. Na druhové zloženie má nepriaznivý vplyv nedostatok záplav, ale aj naopak, prílišná kumulácia a dlhodobé zaplavovanie lúk počas vegetačného obdobia. Tieto spoločenstvá si vyžadujú pravidelné obhospodarovanie, a to kosenie raz až dvakrát ročne. V prípade dlhodobých záplav počas vegetačného obdobia, ako aj pri nedostatočnom kosení, ktoré by odstraňovalo z lúk biomasu, dochádza k rýchlym a negatívnym zmenám ich druhového zloženia. Pastva ako spôsob obhospodarovania aluviálnych lúk sa neodporúča. Preto v prípade pastvy je potrebné zvážiť najmä obdobie vstupu dobytku na lokalitu, dĺžku a intenzitu pastvy. Nevhodné pasenie môže viesť k degradácii druhového zloženia biotopu a pôd.

Kosenie sa obvyčajne odporúča ako vhodný spôsob manažmentu zaplavovaných lúk, osobitne na predchádzanie degradácii pôdy a nárastu krov. Keď dôjde k zanechaniu kosenia, dochádza k hromadeniu odumretej biomasy a pozorovalo sa zníženie vitality niektorých druhov rastlín. Následne dochádza k zvýšeniu obsahu živín v pôde a progresívnej zmene druhového zloženia lúčneho spoločenstva a neskôr k nárastu krov alebo k dominancii invázných tráv, ako napríklad *Phalaris arundinacea*. Kosenie tiež pomáha potláčať invázne druhy rastlín. Aplikácia väčších koncentrácií hnojív na prírodných stanovištiach obvyčajne vedie k postupnej degradácii floristického zloženia rastlinného spoločenstva (Hrabě & Halva 1993).

Trojročné manažmentové experimenty v Nive Moravy na Slovensku (Šeffler & Stanová 1999) ukázali, že mezofilnejšie kontinentálne zaplavované lúky závisia na dvoch významných faktoroch: trvaní jarných záplav a kosení dvakrát ročne. Záplavy sa javia byť dominantným faktorom a mnohé druhy na ne reagujú buď negatívne, alebo pozitívne. V prípade vlhkých zaplavovaných lúk výsledky ukázali, že výrazný vplyv na druhové zloženie má načasovanie a trvanie záplav. Je zrejmé, že vlhké lúky sa na dlhotrvajúce záplavy adaptujú úspešnejšie než mezofilné zaplavované lúky.



**Obr. 6.** Kosenie zaplavovaných lúk v nive rieky Morava. Foto: V. Šefflerová Stanová

Manažmentové odporúčania pre tento typ biotopu (Háková 2003) sú nasledovné:

TYP MANAŽMENTU	Kosenie s odstránením čerstvej biomasy, kosenie s odstránením suchej biomasy (záplavy, kosenie a spálenie biomasy)
VHODNÝ INTERVAL	1 – 2 × za rok
MINIMÁLNY INTERVAL	1 × za rok
PRACOVNÝ NÁSTROJ / HOSPODÁRSKE ZVIERA	
1. VHODNÁ	Kosenie ľahkými kosačkami
2. MOŽNÁ	Ťažká technika
3. NEVHODNÁ	Iná technika, hnojenie, pasenie

Ako sa uvádza v tabuľke vyššie, pastva ako spôsob manažmentu aluviálnych lúk sa vo všeobecnosti neodporúča. Je potrebné kontrolovať najmä obdobie vstupu dobytku na lokalitu, dĺžku a intenzitu pastvy. Nevhodná pastva môže viesť k degradácii druhového zloženia biotopu a pôd. Lúky v alúviách by nemali byť pasené na konci vlhkého a na začiatku suchého obdobia a mali by byť len mierne prepásané. Je potrebné zabrániť vstupu dobytku do zamokrených častí (osobitne do tých nižšie položených) až kým nevyschnú. Pasením sa narúša povrch pôdy, čo môže krátkodobo podporiť menej konkurencieschopné druhy rastlín, no zároveň otvára plochu pre zarastanie krovínami. Narušenie a zmena štruktúry vegetácie má vplyv na diverzitu a početnosť vtáčích spoločenstiev, dokonca aj pri nízkej intenzite pastvy.

### Obnovný manažment

Možný spôsob obnovy aluviálnych lúk na ornej pôde na základe terénnych experimentov bol podrobne opísaný v publikácii Šeffler & Stanová (1999). Tu boli podrobne opísané tiež skúsenosti z následne realizovanej obnovy lúk na 140 ha ornej pôdy v Nive Moravy na Slovensku.

Postup zahŕňa nasledovné základné kroky:

- Jar – leto
  1. Výber zdrojových plôch pre zber semien (biomasy) a mačiny
  2. Zber semien a príprava oševnej zmesi
- Jeseň alebo jar
  1. Príprava obnovovaných plôch – orba (používa sa v prípade ak sa na území nachádzajú invázne druhy), bránenie, prípadne osiatie krycou plodinou
  2. Výsev semennej zmesi alebo rozptýlenie sena
  3. Osadenie mačiny prenesenej z dobrých lúk – vytvorenie „ostrovov biodiverzity“, ktoré urýchľujú osídľovanie pôvodnými druhmi
- Jar alebo leto
  1. Odstránenie biomasy, kosenie, frekvencia v závislosti o zaburinenia
  2. Dosievanie semennou zmesou
  3. Monitoring

Prvé výsledky z pravidelného monitoringu obnovovaných plôch boli spracované v roku 2011 (Galvánek 2011). Následne bola pripravená správa, v ktorej sú vyhodnotené výsledky z monitoringu na obnovovaných plochách v dlhšom časovom období od roku 2000 do roku 2011 (Galvánek 2011).

Keď analyzujeme zmeny na sledovaných plochách, môžeme vidieť, že v prvých rokoch po obnove sa na všetkých plochách prejavoval posun smerom k znižovaniu zastúpenia ruderalných druhov v plochách. Ide o očakávaný sukcesný vývoj na obnovovaných plochách, kde sa v prvých rokoch výrazne uplatňovali ruderalne druhy, ktoré boli postupne nahradzované lúčnymi druhmi. Na niektorých plochách sa v prvých rokoch po obnove prejavil aj posun vpravo k vyššiemu zastúpeniu druhov mezofilných lúk. To je možné vysvetliť faktom, že ide o relatívne najvyššie položené obnovované plochy, ktoré sú zaplavované nepravidelne iba pri najvyšších záplavách.



Z výsledkov tiež môžeme konštatovať, že v priebehu rokov 2005-11 došlo na plochách k posunu v druhovom zložení smerom k vlhkým zaplavovaným lúkam. Ak hodnotíme celkový vývoj na obnovovaných plochách, môžeme konštatovať, že obnova bola úspešná a vytvorila podmienky pre postupný vývoj smerujúci k plnej obnove druhovo bohatých aluviálnych lúk na lokalite.

### Nároky druhov, ktoré závisia na biotope

Štruktúra a floristické zloženie vegetácie sú významnými faktormi ovplyvňujúcimi hniezdiace druhy vtákov. Výška porastu a jeho štruktúra ovplyvňujú výskyt všetkých druhov, ktoré sa potenciálne vyskytujú na mokrých lúkach. Štruktúra vegetácie, ktorú vtáky preferujú, varíruje medzi vysokým porastom, aký vyžaduje napr. močiarnica mekotavá (*Gallinago gallinago*), až po nízky, intenzívne spásaný porast, vhodný pre cíbika chochlatého (*Vanellus vanellus*) (Benstead et al. 1997).

Z dôvodu ochrany niektorých ekosozologicky významných druhov je potrebné upraviť zaužívaný spôsob manažmentu aluviálnych lúk. Úprava (prispôsobenie) manažmentu sa najčastejšie týka úpravy termínu a techniky kosenia, no môže zahŕňať aj manipuláciu s vodným režimom.

Populácia močiarne mekotavej (*Gallinago gallinago*) (obr. 7) zaznamenala na Slovensku v posledných desaťročiach výrazný pokles. Veľká väčšina jej posledných hniezdisk je vážne ohrozená sukcesiou, odvodnením, alebo zmenou vo využití pozemkov. Preto patrí v súčasnosti medzi najohrozenejšie druhy vtákov na Slovensku (Karaska 2002). Okrem vyššieho porastu, ktorý slúži na ukrytie hniezda, vyžaduje močiarnica mekotavá v blízkosti hniezdiska vhodné plochy s obnaženým, mäkkým a vlhkým substrátom na zber potravy. Rodičia počas prvých dní života mláďatá krmia a pri zbere potravy sa nepohybujú s nimi na veľké vzdialenosti. Močiarne reagujú na manažment lúk (kosenie/pasenie) počas hniezdneho obdobia negatívne (Benstead et al. 1997). Je preto vhodné na jej hniezdných lokalitách uplatňovať odloženie termínu kosenia do konca júla. Kosenie by však malo byť pravidelné a prípadne kombinované s extenzívnou pastvou neskôr v pohniezdnom období, nakoľko je nevyhnutné na udržanie charakteru biotopov.

Vyššiu vegetáciu počas hniezdneho obdobia a podobné nároky na manažment biotopu ako močiarnica mekotavá má aj trasochvost žltý (*Motacilla flava*) (obr. 8) a chrapkáč poľný (*Crex crex*) (obr. 9), resp. jediný druh kačice viazanej hniezdením výhradne na travinnú vegetáciu – kačica chraplavá (*Anas querquedula*). Tá využíva husté porasty s trsmi tráv v blízkosti plytkých vodných plôch. Odloženie termínu kosenia na mesiac júl je aj v prípade týchto druhov vtákov vhodné. Pri strojovom kosení lúk sa okrem toho na ochranu chrapkáčov uplatňuje upravený postup kosenia od stredu plochy k jej okraju, prípadne kosenie v pásach, ktoré má preukázateľne pozitívny vplyv na zníženie počtu náhodne usmrtených jedincov chrapkáčov pri kosení lúk. V prípade väčších plôch nad 50 ha je ideálne striedať poradie kosených plôch. Ponechanie menších plôch s nepokosenou vyššou vegetáciou môže naopak spôsobiť zvýšenie



**Obr. 7.** Močiarnica mekotavá (*Gallinago gallinago*) vyžaduje na hniezdenie vyšší porast a v blízkosti hniezdiska plochy s obnaženým, mäkkým a vlhkým substrátom na zber potravy.  
Foto: R. Jureček



**Obr. 8.** Trasochvost žltý (*Motacilla flava*) je typickým hniezdičom vlhkých lúk. Často vyseďava a spieva z vrcholkov vyšších bylín. Okrem hlasu ho prezradí aj vlnovkovitá trajektória letu.  
Foto: Archív SOS/BirdLife Slovensko

predačný tlak, keď živočíchy majú tendenciu uchýliť sa do týchto častí z pokosených plôch. V niektorých prípadoch (napr. v NP Aggtelek v Maďarsku) sa termín prvého kosenia vlhkých lúk, na ktorých prebieha hniezdenie chrapkáča poľného (*Crex crex*) posúva až po 31. júli ([www.nakp.hu/tersegi/cserehat.htm](http://www.nakp.hu/tersegi/cserehat.htm)).

Hvizdáka veľký (*Numenius arquata*) a podobne brehár čiernochvostý (*Limosa limosa*) (obr. 10) sú na Slovensku veľmi vzácnymi hniezdičmi viazanými na aluviálne lúky. Odhad hniezdnej populácie hvizdáka veľkého na Slovensku je 3 – 30 párov (Darolová & Danko 2002b), brehára čiernochvostého 5 – 40 hniezdných párov (Darolová & Danko 2002a). Na rozdiel od predchádzajúcich druhov vtákov preferujú nízke trávnaté porasty aspoň na začiatku hniezdnej sezóny (Tomovčík et al. 1999). Manažment nívnych lúk s hniezdnymi populáciami týchto druhov musí preto zabezpečiť ponuku nízkobylinných porastov na začiatku hniezdnej sezóny udržiavaných pomocou kosenia alebo pasenia realizovaného v jesennom období. Hniezda a čerstvo vyliahnuté mláďatá hvizdáka bývajú zničené pri kosbe a zbere sena (Darolová & Danko 2002b). Odloženie termínu kosenia na koniec júla je preto dôležité aj z hľadiska zachovania týchto vzácných hniezdičov aluviálnych lúk na Slovensku.

V prípade na zemi hniezdiacich dravcov a sov sa okrem úpravy termínu kosenia uplatňuje ochrana hniezda vylúčením poľnohospodárskych prác z jeho okolia. Ako kritické obdobie uvádza Kelemen (1997) v prípade myšiarky močiarnej (*Asio flammeus*) apríl – júl, pri kani popolavej (*Circus pygargus*) máj – júl. Tomovčík et al. (1999) k problematike termínu kosenia uvádzajú, že v prípade alúvia rieky Morava pravdepodobne zvýšená návštevnosť územia spolu s nevhodným termínom kosenia pred 30. júnom viedla k strate vhodných hniezdných biotopov myšiarky močiarnej (*Asio flammeus*) v území. V Maďarsku sa uplatňuje vylúčenie akéhokoľvek hospodárenia do 50 m od hniezda kane popolavej (*Circus pygargus*) až do 31. júla ([www.nakp.hu/tersegi/marcal.htm](http://www.nakp.hu/tersegi/marcal.htm)). Tento postup je možné uplatniť aj v prípade hniezdenia kane močiarnej (*Circus aeruginosus*). Vytvorenie mozaiky kosených a nekosených plôch zas vytvára vhodné úkrytové podmienky pre zimujúce kane sivé (*Circus cyaneus*) (Tomovčík et al. 1999).

Bahniaky potrebujú k úspešnému hniezdeniu nielen vhodný režim kosenia, ale tiež prítomnosť plôch s plytkou vodou aj počas leta a v terénnych depresiách počas celej sezóny, preto sa na ich hniezdných lokalitách môže uplatňovať vykonávanie umelých záplav. Dlhšie trvajúce záplavy, resp. udržiavanie stagnujúcej vody na aluviálnych lúkach môžu spôsobiť nežiaduce zmeny druhového zloženia lúčnych biotopov v prospech napr. nitrofilných druhov znášajúcich trvalé zamokrenie (trstí a pod.), preto je potrebné takéto opatrenia zabezpečiť monitoringom vegetácie. Príklad manažmentu vodného režimu na vlhkých lúkach v prospech hniezdiacich bahniakov (*Charadriiformes*) a zimujúcich zúbkozobcov (*Anseriformes*) uvádzajú Benstead et al. (1997):

- od 1. decembra do 21. marca sa udržiava plytká voda (do 20 cm) na 30 – 60 % plochy lokality. Vodná plocha pritiahne zimujúce zúbkozobce a predstavuje bezpečné odpočívadlo pre bahniaky. Vytvára sa nízky otvorený porast vhodný pre cíbika chochlatého (*Vanellus vanellus*). Nezaplavené miesta



**Obr. 9.** Aluviálne lúky rieky Morava sú významnou a jednou z mála nížinných hniezdných lokalít chrapkáča poľného (*Crex crex*).  
Foto: Archív SOS/BirdLife Slovensko



**Obr. 10.** Brehár čiernochvostý (*Limosa limosa*) hniezdi už len vzácnne na západe a východe Slovenska. Preferuje vlhké lúky s nízkym trávnatým porastom.  
Foto: Š. Benko

sú útočiskom pre organizmy, ktoré neznášajú záplavy, a navyše pôdne bezstavovce sú vhodným zdrojom potravy pre bahniaky.

- od 1. apríla do 31. apríla postupne klesá podiel plochy zaplavenej plytkou vodou na 20 % plochy lokality (hladina podzemnej vody postupne klesá pod povrch na 80 % plochy lokality). Vodné bezstavovce sa koncentrujú v malých mlákach, kde sú vhodnou potravou pre bahniaky a kačice.
- od 1. mája do 30. júna sa udržiava plytká povrchová voda približne na 10 % lokality, to znamená, že hladina podzemnej vody klesá na 90 % plochy lokality až do 40 cm pod povrch pôdy. Cívik chochlatý nachádza vhodné podmienky na bahnitých okrajoch jazierok v čase, keď výška porastu je preňho nevyhovujúca. Voda obsahuje veľké množstvo lariev pakomárov a iných vodných bezstavovcov, ktoré sú vhodným zdrojom potravy pre mláďatá bahniakov.
- v letnom období sa hladina podzemnej vody nachádza až 40 cm pod povrchom pôdy, v jesennom období dochádza postupne k jej opätovnému zvyšovaniu až nad povrch pôdy, resp. dôjde k zaplaveniu plochy povrchovou vodou.

Tento postup odporúčajú autori použiť najmä na intenzifikovaných lúkach a pasienkoch (so zmeneným druhovým zložením), ktoré nie sú významné z botanického hľadiska. Na botanicky hodnotných lúkach sa odporúča obdobný postup, avšak je potrebné, aby sa po 1. apríli v lokalite už nevyskytovala povrchová voda.

Modráčik krvavcový (*Maculinea teleius*) a modráčik bahnískový (*M. nausithous*) sa viažu na rôzne typy vlhkých lúk. Pre prítomnosť týchto druhov na lokalite je rozhodujúca prítomnosť živnej rastliny ich húseníc, ktorou je výhradne krvavec lekársky (*Sanguisorba officinalis*), ako aj kolónií hostiteľských mravcov druhov *Myrmica scabrinodis* (v prípade *Maculinea teleius*) resp. *Myrmica rubra* (v prípade *Maculinea nausithous*). Imága sú krátkoveké, objavujú sa v júli – auguste. Základnou podmienkou zachovania životaschopných populácií oboch druhov týchto modráčikov je zachovanie vodného režimu na lokalitách. Biotopy je vhodné udržiavať pravidelným kosením, ktoré zabráni nežiaducemu zarastaniu. Ani jeden z druhov neznáša kosenie na otave – t.j. v období kvitnutia živnej rastliny. Lúky je preto nutné kosiť pravidelne pred dobou letu imág, teda do 15. júna alebo až po 15. septembri, kedy sa húsenice už nachádzajú v mraveniskách a kosenie porastov im neublíži. Kosenie je vždy nutné vykonávať mozaikovo (t.j. v pruhoch, šachovnicovo a pod.), na malých plochách ručne, na väčších (nad 1 ha) pomocou lištovej kosačky so zvýšenou lištou. Pri mozaikovej kosbe je v príslušnom roku pokosená len časť plochy lúky, nepokosené plochy sa kosia až v ďalšom kalendárnom roku (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=193>). Modráčik krvavcový (*Maculinea teleius*) na rozdiel od modráčika bahnískového (*M. nausithous*) vyžaduje členitejšie mikrostanoštvá lokalít. Tie nachádza na jednodusných, ručne kosených lúkach. Je to spôsobené jeho úzkou väzbou na hostiteľský druh mravca *Myrmica scabrinodis*, ktorý nedokáže prežiť v trvale zamokrených depresiách ani na rovnom povrchu strojovo kosených lúk. Tam, kde nie je možné zaistiť optimálny spôsob hospodárenia na celej lokalite, je preto vhodné rozdeliť územie na niekoľko častí obhospodarovaných striedavo každý druhý rok (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=194>).

### Finančné nároky a možné zdroje financovania

Na Slovensku môžu poľnohospodári pri pravidelnom hospodárení na zaplavovaných lúkach zväzu *Cnidion* poberať podporu z Programu rozvoja vidieka. Viac na [www.mpsr.sk](http://www.mpsr.sk).

### Literatúra

- Balátová-Tuláčková, E., 1968: Grundwasserganglinien und Wiesengesellschaften (Vergleichende Studie der Wiesen aus Südmähren und der Südwestslowakei). – Acta Sci. Nat. Brno 2/2: 1-37.
- Balátová-Tuláčková, E., 1969: Beitrag zur Kenntnis der tschechoslowakischen *Cnidion venosi*-Wiesen. – Vegetatio 17: 200-207.
- Benstead, P., Drake, M., José, P., Mountford, O., Newbold, C., Treweek, J., 1997: The Wet Grassland Guide: Managing floodplain and coastal wet grasslands for wildlife. RSPB, EN and ITE, The Lodge, Sandy, Beds, 172 pp.

- Botta-Dukát, Z., Chytrý, M., Hájková, P. & Havlová M., 2005: Vegetation of lowland wet meadows along a climatic continentality gradient in Central Europe. – *Preslia*, Praha, 77: 89-111.
- Burkart, M., Dierschke, H., Hölzel, N., Nowak, B. & Fartmann, T., 2004: Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 9. Molinio-Arrhenatheretea (E 1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: Molinietalia. Futter – und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht Molinio-Arrhenatheretea. – *Flor.-soz. Arbeitsgem. & Reinhold Tüxen Gessellschaft*, Göttingen, 103 pp.
- Darolová A. & Danko Š. 2002a. Brehár čiernochovej. In: Danko Š., Darolová E., Krištín A.: Rozšírenie vtákov na Slovensku. VEDA – vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied Bratislava, p. 288-290.
- Darolová, A. & Danko, Š. 2002b: Hvizdák veľký. In: Danko, Š., Darolová, E., Krištín, A.: Rozšírenie vtákov na Slovensku. VEDA – vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied Bratislava, p. 293-295.
- Galvánek, D. 2011: Impact of management on diversity of species-rich grasslands. Ph.D. práca, Přírodovědecká fakulta Jihočeské univerzity, České Budějovice.
- Galvánek, D. 2012: Zhodnotenie zmien vegetácie na zatrávených plochách v nive rieky Moravy v období rokov 2000-2011. Štúdiá pripravená v rámci projektu „Koooperácia v ramsarskom manažmente nív v oblasti Moravy a Dyje“ RAMSARSKAT N00041. MSc. Depon in: DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie.
- Hájková, P., 2007: *Deschampsion cespitosae* Horvatić 1930. In: Janišová M. et. al., Travinno-bylinná vegetácia Slovenska – elektronický expertný systém na identifikáciu syntaxónov. Botanický ústav SAV, Bratislava, p. 166-180.
- Háková, A. (ed.) 2003: Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000. Ms. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Hrabě, F. & Halva, E. 1993: Limits of forage production and the efficiency of grassland management. In: Rychnovská, M. (ed.) Structure and functioning of seminatural meadows, p. 165-192. Academia, Praha.
- Hegedúšová, K., 2007: Centrálna databáza fytoecologických zápisov (CDF) na Slovensku. *Bull. Slov. Bot. Spoločn.*, Bratislava, 29: 124-129.
- 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: Travinno-bylinná vegetácia Slovenska – elektronický expertný systém na identifikáciu syntaxónov. Botanický ústav SAV, Bratislava. 263 pp.
- Karaska, D. 2002: Močiarnica mekotavá. In: Danko Š., Darolová E., Krištín A.: Rozšírenie vtákov na Slovensku. VEDA – vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied Bratislava, p. 283-285.
- Kelemen, J. (ed.), 1997: Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. Természet BÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. 388 pp.
- Ružičková, H., 1994: Wiesenvegetation des Inundationsgebietes des Unterlaufes des March-Flusses südlich von Vysoká pri Morave. – *Ekológia*, Bratislava, Suppl. 1: 89-98.
- Sanda, V., Popescu, A. & Arcuş, M., 1999: Revizia critic a comunităţilor de plante din România. – Tilia Press International, Constanţa, 143 pp.
- Šeffler, J., Janák, M. & Šefflerová Stanová, V., 2008: Management models for habitats in Natura 2000 Sites. 6440 Alluvial meadows of river valleys of the Cnidion dubii. European Commission. ([http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/6440\\_Alluvial\\_meadows.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/6440_Alluvial_meadows.pdf))
- Šeffler, J. & Stanová, V. (eds), 1999: Morava river floodplain meadows – importance, restoration and management. – Daphne, Centre for Applied Ecology, Bratislava.
- Tomovčík, M., Darolová, A., Kürthy, A., Vongrej, S., Chavko, J., Noga, M., 1999: Ecological relations of bird and floodplain meadow habitats. In: Šeffler, J., Stanová, V. (eds): Morava River Floodplain Meadows – Importance, Restoration and Management. DAPHNE – Centre for Applied Ecology, Bratislava. p. 161-183.
- Weber, E., 2003: Invasive plants of the world – a references guide to enviromental weeds, Cabi Publishing, p. 57-321.
- Zedler, J. B. & Kercher, S.M., 2004: Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, Opportunists, and Outcomes. *Critical Reviews in Plant Science*, 23: 431-452.

# 2

## **Manažmentový model pre biotopy slaných pôd**

Daniel Dítě  
Zuzana Melečková  
Pavol Eliáš ml.  
Milan Janák

## 2. Biotopy slaných pôd



Po zničení väčšiny slanísk sa zvyšky slanomilnej vegetácie uchýlili napr. do poľných depresí. Stali sa tak miestom posledných útočísk viacerých kriticky ohrozených druhov rastlín.

Foto: D. Dítě

### Opis a definícia biotopu/biotopov

Slaniská sú nápadným prírodným fenoménom s osobitým vegetačným krytom. Ten je tvorený prevažne vysoko špecializovanými rastlinnými druhmi prispôbenými na špecifickú zasolenú pôdu, predovšetkým na pre väčšinu organizmov toxické koncentrácie minerálnych solí. Zásadné faktory podmieňujúce vznik a prítomnosť biotopov slaných pôd sú okrem prítomnosti vysokých koncentrácií rozpustných solí v pôde vodný režim, geomorfológia terénu a využívanie územia.

Hoci slaniská môžu pôsobiť monotónne a sú relatívne druhovo chudobné, veľkou mierou sa podieľajú na ekologickej rozmanitosti krajiny. V oblastiach s veľkoplošným výskytom biotopu (napr. národný park Hortobágy v Maďarsku alebo oblasť Neziderského jazera v Rakúsku) sú slaniská ostrovmi viac či menej pôvodnej stepi a miestom výskytu rastlín a živočíchov na ne viazaných. Na slaniskové biotopy sú svojim výskytom viazané viaceré endemické druhy rastlín európskeho významu, z ktorých na Slovensku rastie *Limonium gmelinii* a *Cirsium brachycephalum*.

V súčasnosti fragmenty tohto biotopu na Slovensku predstavujú posledné útočisko výskytu mnohých vzácných, chránených a ohrozených druhov rastlín. Toto dobre ilustruje skutočnosť, že v Červenej knihe vyšších rastlín SR a ČR je zaradených 23 obligátnych halofytov (Čeřovský et al. 1999). Pričom za obligátne halofyty je vo flóre Slovenska považovaných 33 druhov.

### Celkové rozšírenie

Panónske slané stepi a slaniská sa vyskytujú iba v niekoľkých krajinách Európskej únie, v panónskej biogeografickej oblasti. Molnár (1997) ich považuje za najzápadnejšiu časť Euroázijskej stepnej zóny. Plošne najviac sú zastúpené v Maďarsku, kde sa odhaduje ich rozloha na asi 400 tisíc hektárov (Szabolcs 1974). Sú to najtypickejšie vyvinuté vnútrozemské slaniská v Európe okrem štátov bývalého Sovietskeho zväzu. Mimo Maďarska ich nachádzame na okrajoch Panónskej nížiny v Českej republike na južnej Morave, v Dolnom Rakúsku, v srbskej Vojvodine, na južnom Slovensku, v Zakarpatskej Rusi na Ukrajine, v Rumunsku a v severovýchodnom Chorvátsku. Slaniská s obdobnou vegetáciou sa vyskytujú i v Bulharsku (Tzonev et al. 2008).

### Rozšírenie na Slovensku

Výskyt slanísk je v našich podmienkach ojedinelý a ostrovčekovitý. Slaniská sú vyvinuté na územiach s výparným režimom, teda v najsuchších a najteplejších oblastiach Slovenska. Hlavnými lokalitami ich

výskytu sú depresné polohy na karbonátových fluviaálnych sedimentoch a sprašiach v južných častiach Podunajskej a Východoslovenskej nížiny. Ide o klimatickú oblasť teplú suchú až mierne suchú, v nadmorských výškach prevažne 100 – 130 m (<http://www.agroporadenstvo.sk/rv/poda/slanisko.htm>). Najväčšiu plochu zaberajú (zaberali) zasolené pôdy v Podunajskej nížine, najmä v oblasti Žitného ostrova, v okolí Komárna a Štúrova, na sever ich výskyt zasahuje až po Nitru (Krist 1940, Krippelová 1965, Vicherek 1973, Fehér 2007). Neoporovnatelne menej údajov je zo Záhorskej nížiny, tu hlavne z okolia Malaciek (Krist l. c.). Na Východoslovenskej nížine je výskyt zasolených pôd sústredený na širšiu oblasť v okolí obcí Malčice, Zemplínske Kopčany, Malé a Veľké Raškovce (Vicherek 1964). Osobitý prípad sú pôdy s vysokým obsahom solí v okolí prameňov mineralizovaných vôd v severoslovenských kotlinách (Šmarda 1961, Vicherek 1973, Dítě et al. 2004), pre ktorý bol pripravený osobitný model číslo 3.

### Charakteristika biotopu, ekológia a variabilita

Panónske slané stepi, solné panvy plytkých slaných jazier a slaniská sú výrazne ovplyvnené klimatickými podmienkami – najmä extrémne vysokými teplotami a nízkym úhrnom zrážok vo vegetačnom období. Zvyšovanie koncentrácie solí v pôde je spôsobené vysokým výparom vody (negatívna zrážková bilancia) v letnom období. Slanomilná vegetácia je tvorená rastlinnými spoločenstvami slaných a suchých stepí, vlhkých slaných lúk a tiež jednoročnými rastlinnými spoločenstvami periodicky zaplavovaných brehov a dien plytkých slaných jazier s typickou zonáciou.

Mnohé z rastlinných druhov rastúcich na slaných pôdach sú obligátne alebo fakultatívne halofyty. Obligátne halofyty sú druhy rastlín, ktoré vyší obsah solí v pôde vyžadujú, fakultatívne sú druhy, ktoré soľ v pôde tolerujú. Iba niekoľko druhov skutočne vyžaduje vysoké množstvo soli v pôde, ako napríklad *Camphorosma annua*. Najlepšie sa tomuto (pre mnohé druhy toxickému) prostrediu prispôbili sukulentné a zároveň jednoročné rastliny (napr. *Suaeda* spp., *Salicornia prostrata*, *Spergularia media*, *S. salina*, *Lepidium cartilagineum*, *Chenopodium chenopodioides*) alebo niektoré druhy tráv a jednoklíčnolistových ako napr. *Puccinellia* spp., *Crypsis aculeata* alebo *Bolboschoenus maritimus* agg. (Mucina 1993).

Medzi typické rastlinné druhy vyskytujúce sa na slaných pôdach Slovenska patria napr.: *Achillea collina*, *Acorellus pannonicus*, *Artemisia santonicum* subsp. *patens*, *Atriplex littoralis*, *A. prostrata*, *Beckmannia eruciformis*, *Bupleurum tenuissimum*, *Camphorosma annua*, *Carex distans*, *C. divisa*, *C. secalina*, *C. stenophylla*, *Crypsis aculeata*, *Cynodon dactylon*, *Dichodon viscidum*, *Festuca pseudovina*, *Galatella cana*, *G. punctata*, *Heleochoa schoenoides*, *Hordeum geniculatum*, *Chenopodium chenopodioides*, *Iris spuria*, *Juncus gerardii*, *Lepidium perfoliatum*, *L. ruderale*, *Limonium gmelinii*, *Plantago maritima*, *P. tenuiflora*, *Pholiurus pannonicus*, *Podospermum canum*, *Peucedanum officinale* [s istotou potvrdený v roku 2008 (Eliš et al. 2010)], *Puccinellia distans*, *P. limosa*, *Ranunculus pedatus*, *R. sardous*, *Scorzonera parviflora*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Taraxacum bessarabicum*, *Trifolium angulatum* (potvrdený výskyt v roku 2010), *Trifolium fragiferum*, *Tripolium pannonicum*, *Triglochin maritima*.

Faunu slanísk a panónskych slaných stepí tvoria predovšetkým pôvodné druhy stepí. Biotopy výraznejšie ovplyvnené vysokou hladinou podzemnej vody počas roka zas osídľujú druhy mokradí. Hoci je údajov o faune slanísk Slovenska pomerne málo, čo odzrkadľuje celkovú vzácnosť týchto biotopov na Slovensku, sú to hlavne spoločenstvá bezstavovcov slaniskových biotopov, ktoré sa považujú za vzácne a ohrozené. Medzi typické druhy rovnokrídlovcov patria *Decticus verrucivorus*, *Omocestus petraeus*, *Aiolopus thalassinus*, *Chorthippus albomarginatus* a iné (Krištín 2003). Typické sú spoločenstvá motýľov, ktoré sú v rámci svojho vývinu troficky viazané na rôzne druhy halofytov; medzi indikačné druhy patria *Bucculatrix maritima*, *Bucculatrix pannonica*, *Coleophora halophilella*, *Coleophora peisoniella*, *Cynnidomorpha vectisana*, *Phalonidia albipalpana*, *Cochylidia subroseana*, *Narraga tessularia* a iné (Paťočka et al. 2009). Na biotop panónskych slaných stepí sa tiež viažu druhy motýľov európskeho významu *Catopta thrips* a *Gortyna borelii lunata* (Kelemen 1997), ktorých výskyt na Slovensku však zatiaľ nebol potvrdený. Druhý z menovaných sa viaže na svetliny slaniskových lesostepí a živnou rastlinou jeho húseníc je *Peucedanum officinale*. Taktiež viacero druhov chrobákov sa viaže na slaniská, napr. *Dyschirius salinus*, *Bledius unicornis*, *Philonthus salinus* (Valachovič et al. 2002). Zo stavovcov osídľujúcich slaniská a panónske slané stepi sú významné predovšetkým vtáky. Kým však napr. v Maďarsku sú na tieto biotopy významne viazané viaceré druhy vtákov ako napr. *Otis tarda*, *Burhinus oedicnemus* (obr. 1), *Glareola praticola*, *Calandrella brachydactyla* a iné, na Slovensku, vzhľadom na malý plošný



**Obr. 1.** Ležiak úhorový (*Burhinus oedicnemus*) patrí k vzácnym druhom ohrozeným vyhynutím.  
Foto: Archív SOS/BirdLife Slovensko



**Obr. 2.** Ľabtuška poľná (*Anthus campestris*) je na Slovensku vzácnym hniezdičom.  
Foto: Š. Benko



**Obr. 3.** Sokol červenonohý (*Falco vespertinus*) patrí medzi vzácné a ohrozené druhy nížin.  
Foto: Archív SOS/BirdLife Slovensko



**Obr. 4.** Tchor stepný (*Mustella eversmanii*) patrí k druhom európskeho významu a je to významný stepný druh.  
Foto: M. Ambros

rozsah a celkovo zlý stav týchto biotopov, je to len niekoľko významných druhov. Veľmi vzácnym hniezdičom, na Slovensku viazaným na stepné biotopy vrátane slanísk je *Anthus campestris* (obr. 2). Ako trofická báza sú tieto biotopy tiež významné napr. pre *Falco vespertinus* (Lengyel in verb, obr. 3), ktorý sa živí veľkými druhmi hmyzu, predovšetkým rovnokrídlovcov. Z cicavcov sa na slaniskové biotopy významne viažu druhy európskeho významu *Sicista subtilis trizona* a *Mustella eversmanii* (Kelemen 1997, obr. 4). Oba druhy predstavujú typických zástupcov pôvodnej stepnej fauny a o ich rozšírení na Slovensku je veľmi málo údajov. Stredoeurópska populácia myšovky stepnej *Sicista subtilis trizona* predstavuje reliktný pozostatok pôvodných populácií hlodavcov viazaných na chladné stepi Európy v období zaľadnenia (Kelemen 1997). Ťažisko jej areálu predstavujú stepi vo východnej časti Ukrajiny, južná časť Ruska, stred a sever Kazachstanu, až po jeho hranice s Mongolskom (Panteleyev 1998, Pucek 1999). V panónskej časti areálu osídľuje stepné a stepiam podobné biotopy vrátane extenzívne využívanéj kultúrnej stepi, no celkovo je veľmi vzácna. Z územia Slovenska existujú len dva doklady o jej výskyte.



### Ekologická charakteristika

Vegetáciu slanísk formuje niekoľko spoločne pôsobiacich ekologických faktorov: vodný režim, množstvo rozpustených minerálnych solí v pôde, fyzikálne vlastnosti pôdy a klíma. Vznik a vývoj prírodného prostredia s výskytom slanísk bol veľmi premenlivý v priestore aj v čase. To sa dobre odráža v súčasnej morfológii oblastí s výskytom slaných pôd, ako výsledok vzájomného pôsobenia pedologických, klimatických a hydrogeologických podmienok (Boros 2003).

Čo sa týka pôd, rozhodujúci význam má nielen množstvo rozpustných solí v pôde, ktorých rôzna koncentrácia tiež ovplyvňuje utváranie halofytných spoločenstiev, ale veľmi významne sa uplatňujú aj fyzikálne vlastnosti pôd. Tie sú pri zasolených pôdach pre existenciu bežnej vegetácie viac či menej nepriaznivé. Kvalita solí v pôde je z pohľadu distribúcie spoločenstiev menej dôležitá ako jej fyzikálne vlastnosti (cf. Krist 1940). Pokles koncentrácie soli v pôde však vedie ku negatívnym zmenám alebo dokonca k vyhynutiu slanomilných rastlín a ich spoločenstiev. Je však vždy spojený aj so zmenami fyzikálnych vlastností pôd.

Vývoj pôd úzko súvisí s klimatickými pomermi, z tohto pohľadu sa pôdy delia na pôdy arídnej a humídnej klímy. Medzi týmito dvoma hlavnými typmi existujú prechody zodpovedajúce semiarídnej a semihumídnej klíme. Typické (klimatické) slané pôdy sa vytvárajú iba v púšťach a polopúšťach. Často sa však vyskytujú aj v podmienkach semiarídnej klímy, kde sa významne prejavuje vplyv materskej horniny a jej chemické vlastnosti. Práve vlastnosti podkladu podporujú v niektorých podmienkach vznik slaných pôd, ktoré nazývame aklimatické, teda vplyv klimatických podmienok nie je zásadný na ich existenciu.

Obohatenie pôdy rozpustnými minerálnymi soľami sa prejavuje viacerými spôsobmi a podľa toho rozlišujeme dve hlavné skupiny slaných pôd a to slaniská (solončaky) a slance (napr. Kyntera 1937 sec. Krist 1940). Vymenované typy tvoria skupinu pôd so salinickými pôdotvornými procesmi a existuje medzi nimi viacero prechodov (<http://pedogeografiak.blogspot.com/2008/01/morfogenetick-klasifikan-systm-pd.html>).

Pokiaľ ide o pôvod slanísk, tu sú rozlišované dva základné typy (Molnár & Borhidi 2003):

Primárne slané stepi sú charakterizované špecifickou a druhovo bohatou vegetáciou. Prevažujú stepi s dominanciou palín (*Artemisia* sp. div.), halofytná vegetácia tu bola prítomná už pred ľudskými zmenami vodného režimu v krajine a vodný režim je v princípe konštantný ostatných 150 rokov.

Sekundárne slané stepi sú stepi s čiastočne zasolenou pôdou, ktoré sa vytvárali pôvodne z takmer nezasolených lúčnych biotopov a poriečnych nížinných mokradí. Tie boli kedysi pravidelne zaplavované prirodzenou činnosťou rieky. Sekundárne slané stepi sú teda výsledkom regulácie riek a protipovodňových opatrení. Dominuje rebríček (*Achillea* sp. div).

Prechodný typ predstavuje odvodnené primárne slané stepi. Pokles podzemnej vody o 10–20 cm spôsobuje vyplavovanie solí a následné zmeny rastlinných spoločenstiev. Len asi 20 zasolených biotopov je prírodných. Zvyšok tvoria sekundárne, ktoré vznikli predovšetkým ako dôsledok regulácie riek koncom 19. storočia (Liamine 2007).

### Vegetácia slanísk

Slanomilné rastlinné spoločenstvá sú relatívne druhovo chudobné. Druhové kombinácie sú však rozmanité, veľmi osobité a preto zaraďovanie slanomilných spoločenstiev je pomerne zložitá a nie je dosiaľ uspokojivo vyriešené. Druhové zloženie vegetácie odráža obsah solí v pôde, ich chemické zloženie a aj hĺbku zasoleného horizontu (Molnár & Borhidi 2003).

Slaniskovú vegetáciu v Panónskej oblasti možno charakterizovať niekoľkými hlavnými syntaxonomickými jednotkami, ktoré sa odlišujú fyziognomicky, životnými formami dominánt a druhovým zložením (Molnár & Borhidi 2003):

**Trieda *Thero-Suaedetea* Vicherek 1973 em. Borhidi 2003**

Trieda reprezentuje vegetáciu jednorokých sukulentov polopúštneho charakteru na obnažených dnách slaných jazier a jednoroké trávnaté spoločenstvá, ktoré sa vytvorili na ich bahnitých brehoch. Trieda sa na základe tohto delí na dva rady – spoločenstvá sukulentov na pôdach polopúštneho charakteru (*Camphorosmo-Salicornietalia*) a spoločenstvá nízkych tráv na bahnitých pôdach slaných jazier (*Crypsidetalia aculeatae*).

Vegetácia radu *Camphorosmo-Salicornietalia* je floristicky chudobná a zahŕňa nezapojené spoločenstvá sukulentných rastlín subkontinentálneho polopúštneho charakteru. Je vikariantom radu *Thero-Salicornietalia* na morskom pobreží. Sem patriace spoločenstvá obsadzujú miesta s vysokým obsahom solí a s veľkými výkyvmi vlhkostných pomerov. Koncentrácia solí je najväčšia vo vrchnej časti pôdy. Vegetácia sa vyvíja na okrajoch vysychavých slaných močiarov a na dnách slaných jazier. Spoločenstvá radu sú tvorené iba halofytnými druhmi. Podiel sukulentných terofytov je značne vysoký a zároveň sú to najdôležitejšie druhy schopné tvoriť spoločenstvo (cf. Borhidi 2003). Spoločenstvá tohto radu sa na Slovensku nevyskytujú, spomíname ich iba pre úplnosť.

Zväz: *Salicornion prostratae* Soó 1933 corr. Borhidi 1996

Na Slovensku bola zaznamenaná len vegetácia radu *Crypsidetalia aculeatae* Vicherek 1973. V najnovších prácach sa stotožňuje s triedou *Crypsietea aculeatae* Vicherek 1973 (Šumberová 2007, Dítě et al. 2014). Sem patriace spoločenstvá nachádzame v oblastiach s výskytom slaniskových biotopov s kontinentálnou klímou, vyskytujúcich sa na Slovensku na severnej hranici areálu. Obsadzujú obnažené brehy a dna slaných jazier, slepých ramien a rybníkov, tiež periodicky zaplavované mláky a depresie, aj na sekundárnych stanovištiach, ako sú poľné cesty na slaných pôdach a depresie uprostred polí. Pôdne typy nie sú vyhranené, spoločenstvá obsadzujú rôznorodé typy pôd, aj sekundárne zasolených. V dôsledku akumulácie humusu je pôda tmavá, vo vegetácii namiesto sukulentných halofytov je niekoľko druhov tráv (vzácne i šachorovitých) znášajúcich zošľapávanie – akými sú *Crypsis aculeata*, *Heleochoa alopecuroides*, *H. schoenoides* a *Acorellus pannonicus*. Ďalej tu rastú druhy tolerantné voči vyšším obsahom dusíka, najmä z čeľade *Chenopodiaceae* – napr. *Atriplex litoralis*, *A. prostrata*, *A. tatarica*, *Chenopodium chenopodioides* a *Chenopodium glaucum*. Typický je aj výskyt druhov *Spergularia media* a *S. salina*. Porasty sa tvoria na veľmi extrémnych stanovištiach, sú druhovo chudobné, často sú zložené len z populácie dominantného druhu, s ktorým sa príležitostne vyskytuje v malých pokryvnostiach niekoľko ďalších druhov. Obsah solí je zvyčajne vysoký, ale druhy ako *Heleochoa schoenoides*, *H. alopecuroides* i *Chenopodium chenopodioides* dokážu tolerovať aj nižší obsah solí v pôde resp. ich úplnú absenciu (cf. Borhidi 2003; Eliáš et al. 2008, Eliáš et al. 2009).

Zväz: *Cypero-Spergularion salinae* Slavnič 1948

**Trieda *Festuco-Puccinellietea* Soó 1968 em. Borhidi 2003 hoc loco**

Ide o vegetáciu slaných stepí a aj v prípade tejto triedy ju Borhidi (2003) delí na dva rady. Rad *Festuco-Puccinellietalia* Soó 1968 zahŕňa porasty vytvorené na miestach pod silným vplyvom kolísania hladiny podzemnej vody a prejavujú sa aj rozdiely v množstve rozpustných solí v pôde. V oblasti Panónskej nížiny predstavujú typické ponticko-panónske spoločenstvá viazané na silne zasolené pôdy (cf. Borhidi 2003). Charakterizované sú vysokým zastúpením tráv a dvojklíčnolistých rastlín (na rozdiel od predchádzajúcej triedy, kde prevažujú terofyty). Skoro na jar sú miesta s výskytom porastov triedy pokryté plytkou, ľahko sa prehrievajúcou vrstvou vody. Preto sú často masovo zastúpené riasy a sinice (napr. *Nostoc commune*). V ďalšom období dochádza k rýchlemu odparovaniu vody a úhynu nižších rastlín, po ktorých v lete ostáva na pôde čiernastá vrstva zvyškov pohlcujúca teplo. Táto viazaná energia sa prejavuje v tom, že v druhej časti leta porasty produkujú vysoké množstvo primárnej organickej hmoty (cf. Borhidi 2003).

Zväz: *Puccinellion limosae* Soó 1933 em. Varga & V. Sipos ex Borhidi 2003 hoc loco

Rad *Artemisio-Festucetalia pseudovinae* Soó 1968 zahŕňa vegetáciu slaných stepí a slaných stepných lúk. Halofytný charakter vegetácie súvisí jednak s extrémne kolísavým vodným stavom pôdy (ako hlav-

**Obr. 5a.** Typické rastlinné druhy biotopu. Foto: D. Dítě



*Artemisia santonicum subsp. patens*



*Carex divisa*



*Plantago tenuiflora*



*Ranunculus pedatus*



*Limonium gmelini* je panónsky endemit.



*Trifolium angulatum*

**Obr. 5b.** Typické rastlinné druhy biotopu. Foto: D. Dítě



*Iris spuria*



*Galatella punctata*



*Juncus gerardii*



*Lepidum perfoliatum*



*Galatella cana*



*Carex stenophylla*



*Camphorosma annua*



*Heleochoa schoenoides*

ný dôvod procesov zasolenia), na druhej strane s nepriaznivou vodnou bilanciou pôdy (ako hlavný dôsledok slaného charakteru). Na miestach, kde je kolísanie hladiny podzemnej vody markantnejšie a vysoký stav vody skoro na jar je vystriedaný náhlym vysychaním, tam sú procesy zasolenia oveľa silnejšie. Táto situácia je známa na okrajoch slaných mokradí, kde je vodná hladina extrémne premenlivá, ale aj v zamokrených depresiách slaných lesostepí. Z toho vyplýva, že na takýchto stanovištiach sa vyskytovali aj pôvodne slanomilné spoločenstvá. Silnejšie zasolená pôda spôsobuje príznačnú zmenu vo fyziognómii a kompozícii travinno-bylinných porastov. Naopak, na miestach, kde je vodný režim menej rozkolísaný, alebo kde je počas celého roka stanovište suché, tam sú procesy zasolenia slabšie. Výsledkom slabšieho zasolenia je vznik lesostepných formácií a s nimi mozaiky lesostepných lúk s vysokorastúcimi trávami a bylinami (Varga & Várgáné Sipos 1999, Borhidi 2003).

Zväzy: *Festucion pseudovinae* Soó 1933; *Peucedano officinalis-Asterion sedifolii* Borhidi 1996

### **Trieda: *Scorzonero-Juncetea gerardii* (Vicherek 1973) Golub et al. 2001**

Do radu *Scorzonero-Juncetalia gerardii* Vicherek 1973 Borhidi (2003) zaraďuje európske kontinentálne slané lúky, ktoré sa v Panónskej nížine delia do dvoch skupín: solončakové slané lúky *Scorzonero-Juncion gerardii* a slanové lúky *Beckmannion eruciformis*. Na jednej strane sú v styku so slaniskovými močiarimi, a na druhej so slanými trávnikmi (*Festucion pseudovinae* Soó 1933). V prípade porastov zväzu *Beckmannion eruciformis*, tieto bývajú počas jari a začiatkom leta zaplavené, neskôr počas leta sú to už vysychajúce lúky s vysokými trávami, kde niektoré druhy tráv vytvárajú buly. Bultový charakter závisí predovšetkým od dominancie *Agrostis stolonifera*. Porasty na menej zasolených stanovištiach sú po floristickej a štruktúrálnej stránke príbuzné podzväzu *Agrostenion stoloniferae* (Soó 1933) Borhidi 2001. Naproti tomu silnejšie zasolené spoločenstvá majú úzku súvislosť s mokradami s dominanciou druhov rodu *Bolboschoenus* a trávnikmi *Puccinellion limosae* Soó 1933 (cf. Borhidi 2003)

Zväzy: *Scorzonero-Juncion gerardii* (Wendelbg. 1943) Vicherek 1973; *Beckmannion eruciformis* Soó 1933

Z hľadiska biotopov európskeho významu sú na Slovensku vylíšené dva biotopy viazané na silne zasolené pôdy (Stanová & Valachovič 2002): **Vnútrozemské slané lúky 1340\*** a **Panónske slané stepi a slaniská 1530\***.

### **SL1 Vnútrozemské slaniská a slané lúky**

**Natura 2000:** 1340\* Inland salt meadows

Podľa Katalógu biotopov (Stanová & Valachovič 2002) ide o otvorené aj zapojené travinno-bylinné porasty lúk a pasienkov. Vyskytujú sa na zasolených pôdach s najväčšou koncentráciou solí v iluviálnom B horizonte, v hĺbke 25–30 cm, kde sa sústreďujú koloidné častice a humusové látky. Vrchný eluviálny horizont je silne vylúhovaný. Reakcia pôdy je vysoká a pH dosahuje až stupeň 11. Najmä v depresiách sa po odparení vody vyskytuje na povrchu pôd vykryštalizovaná soľ, tvoriaca samostatný S horizont. Poschodie machorastov spravidla chýba.

Rastlinné spoločenstvá uvedené v Katalógu biotopov ako náplň biotopu SL1 (Valachovič 2002a) zahŕňajú subhalofytne aj halofytne porasty s výrazne odlišnými nárokmi na ekologické podmienky. Zväz *Scorzonero-Juncion gerardii* združuje subhalofytne druhy zasolených plôch so stagnujúcou hladinou podzemnej vody. Zväz *Puccinellion limosae* združuje viac-menej pionierske, primárne i sekundárne spoločenstvá slaných pasienkov (*Hordeetum hystricis*), periodicky zaplavovaných depresií (*Plantagini tenuiflorae-Pholiuretum pannonicí*) a slaných trávnikov (*Puccinellietum limosae*). Zväz *Festucion pseudovinae* zahŕňa už porasty slaných stepí.

Z tohto pohľadu je náplň biotopu značne variabilná a jeho vylíšenie nie je vždy jednoznačné. Túto skutočnosť odráža i druhové zloženie biotopu uvedené v Katalógu biotopov.

**Druhové zloženie** (Valachovič 2002a): *Achillea aspleniifolia*, *Artemisia santonicum* subsp. *patens*, *Atriplex littoralis*, *Bupleurum tenuissimum*, *Camphorosma annua*, *Carex distans*, *C. divisa*, *Cirsium brachycephalum* (endemit a anexový druh), *Festuca pseudovina*, *Galatella cana* (iba jedna recentná lokalita v SR),

*G. punctata*, *Glaux maritima* (v tomto biotope v súčasnosti na Slovensku nezaznamenaný), *Heleochoa alopecuroides* (v tomto biotope v súčasnosti na Slovensku nezaznamenaný), *Hordeum geniculatum*, *Juncus gerardii*, *Limonium gmelinii* subsp. *hungaricum* (endemit), *Lotus tenuis*, *Pholiurus pannonicus*, *Plantago maritima*, *P. tenuiflora*, *Poa bulbosa*, *Podospermum canum*, *Puccinellia distans*, *Ranunculus pedatus*, *Scorzonera parviflora* (na Podunajskej nížine sme v súčasnosti nezaznamenali), *Senecio doria*, *Taraxacum bessarabicum*, *Trifolium angulatum* (recentne potvrdený na viacerých lokalitách), *T. bonan-nii*, *T. strictum* (v súčasnosti potvrdený pri Jatove), *Triglochin maritima* (v tomto biotope v súčasnosti na Slovensku nezaznamenaný), *Tripolium pannonicum*.

Vyššie uvedené druhy predstavujú skupinu obligátnych halofytov (napr. *Artemisia santonicum* subsp. *patens*, *Atriplex littoralis*, *Camphorosma annua*, *Puccinellia distans* atď.), a fakultatívnych halofytov (napr. *Carex distans*, *Lotus tenuis*, *Taraxacum bessarabicum* a pod.).

Porasty, ktoré je možné zaradiť do tohto biotopu sa v minulosti vyskytovali pomerne hojne predovšetkým v Podunajskej nížine, v menšej miere i na Záhorí a na Východoslovenskej nížine. V súčasnosti ich nachádzame už iba veľmi vzácne, navyše poškodené ľudskými aktivitami a vystavené tlaku sekundárnej sukcesie, nezriedka i ruderalizácie. Na zachovaných slaniskách sa tento biotop vyskytoval v mozaike s biotopom SL3, v súčasnosti už ide iba o fragmenty v mozaike s mezofilnými úhorovými štádiami lúk. Výskyt sme zaznamenali v okolí Hájskeho, Močenku, Palárikova, Jatova, Tvrdošoviec, Komárna a Štúrova. Viaceré asociácie, ktoré tvoria náplň tohto biotopu sa na Slovensku ocitli na hranici zániku, resp. prakticky zanikli (*Plantagini tenuiflorae-Pholiuretum pannonicum*) alebo je ich výskyt obmedzený na jednu lokalitu, ako v prípade *Hordeetum hystricis* (Dítě et al. 2010). Asociácia *Puccinellietum limosae* sa na Slovensku vyskytuje prevažne iba v sekundárnych porastoch vzniknutých na poškodených plochách (Dítě et al. 2009). Relatívne zachované porasty boli nájdené v roku 2010 pri osade Diva (obr. 6). Ani porasty zaraditeľné do zväzu *Scorzonero-Juncion gerardii* na Slovensku už prakticky neexistujú, jedny z posledných fragmentov sa zachovali v blízkosti Palárikova. Súčasné rozšírenie asociácií zväzu *Festucion pseudovinae* nie je presnejšie známe (Dítě et al. 2010).

### SL3 Panónske slané stepi a slaniská

**Natura 2000:** 1530\* Pannonic salt steppes and salt marshes

Podľa Katalógu biotopov (Stanová & Valachovič 2002) ide o pionierske spoločenstvá litorálnej zóny periodicky zaplavovaných jazierok na solončakoch. Tento typ pôd býva len minimálne porastený vegetáciou. Štruktúrne jednoduché spoločenstvá osídľujúce úzku zónu v depresiách často priamo na kontakte s vodnou hladinou. Pôda vytvorená v subhydrických podmienkach vykazuje zvýšený obsah solí Na<sup>+</sup>, Mg<sup>+</sup> a iných alkálií, ktoré sa v čase sucha vyzrážajú na povrchu pôdy v podobe bielych povlakov. Pre zväz *Cypero-Spergularion salinae* sú rozhodujúcimi činiteľmi stála pôdna vlhkosť a zasolenosť. V katalógu biotopov sú rozlíšené v rámci tohto biotopu dve podjednotky označené ako SL3a a SL3b.



**Obr. 6.** Len v roku 2010 „objavený“ relatívne zachovaný slaný pasienok so spoločenstvom *Puccinellietum limosae*, osada Diva severne od Štúrova.  
Foto: D. Dítě

**Druhovú zloženie** (Valachovič 2002b): *Chenopodium chenopodioides* (dodávna nezvestný druh v SR, v súčasnosti potvrdený na asi 10 lokalitách), *Crypsis aculeata* (jediná známa lokalita v SR), *Heleochloa schoenoides*, *Spergularia media*, *S. salina*. Z obligátnych halofytov *Juncus gerardii*, *Melilotus macrorrhizus*, ale aj fakultatívne druhy ako *Carex distans*, *Trifolium angulatum*, *T. fragiferum*. Z tráv *Elytrigia repens*.

**Fytocenológia** (Valachovič 2002b): zväz *Cypero-Spergularion salinae* Slavnič 1948: *Crypsidetum aculeatae* Wenzl 1934 em. Mucina 1993, *Heleochloetum schoenoidis* (Soó 1933) Ľopa 1939, *Cyperetum pannonicum* (Soó 1933) Wendelberger 1943.

Porasty tohto typu vegetácie (v katalógu označená kódom S13a) zaradenej do biotopu 1530\* boli aj v minulosti na Slovensku vzácné (Krist 1940) a netypicky vyvinuté. Asociácia *Cyperetum pannonicum* je v súčasnosti považovaná na Slovensku za vyhynutú (Eliáš et al. 2003). Porasty zaraditeľné do asociácie *Crypsidetum aculeatae* preživali dodávna na Slovensku na jedinej lokalite v Tvrdošovciach (Eliáš et al. 2008). V roku 2009 bolo periodicky vysychajúce jazierko (obr. 7) v obci upravené, čím bolo zamedzené kolísaniu vodnej hladiny. Týmto zásahom zanikla možnosť existencie spoločenstva pri jazierku (Dítě et al. 2010), od roku 2014 sa ho však podarilo obnoviť na príslušnom slanisku po strhnutí vegetačného krytu (Dítě, Melečková, Eliáš ined.). Jedinou asociáciou tohto typu vegetácie, ktorá sa na Slovensku vyskytuje na viacerých lokalitách je *Heleochloetum schoenoidis*, ide však prevažne o sekundárne porasty porastajúce depresie uprostred obrábaných poľnohospodárskych kultúr, rozjazdené poľné cesty a pod. (Eliáš et al. 2008). Do tohto biotopu by mala byť zaradená aj na Slovensku nedávno objavená asociácia *Atriplici prostratae-Chenopodietum crassifolii* Slavnič 1948 corr. Gutermann et Mucina 1993 (Eliáš et al. 2009). Výskyt bol zaznamenaný na dne periodicky vysychajúceho jazierka v Tvrdošovciach, na miestach, kde sa vyskytovala aj asociácia *Crypsidetum aculeatae*. Lokalita je vážne ohrozená úpravami vodného režimu (viď vyššie). V roku 2009 sme spoločenstvo zaznamenali aj na sekundárnych lokalitách na okrajoch poľí neďaleko Dunajskej Stredy, Nových Zámkov a Komárna. Ide o výskyt na miestach, kde býva vylievaná močovka z neďalekých poľnohospodárskych podnikov.

Druhý typ vegetácie v rámci biotopu (v katalógu označená kódom S13b) sa vyskytuje na dnách depresí, ktoré pokrýva soľná usadenina, zvyčajne bez vegetácie, ďalej od stredu sa vyskytuje zóna s *Camphorosma annua*, tvoriaca koncentricky usporiadané monodominantné porasty. Na suchších miestach sa uplatňuje *Artemisia santonicum*. Najmä v jesenných mesiacoch červenkastý nádych rastlín v kombinácii s bielym povrchom pôdy dáva spoločenstvu výrazný aspekt. *Camphorosma annua* je konkurenčne veľmi slabý, stenoekný druh. Úspešne rastie iba na plochách s najvyššou salinitou a pH, ktoré miestami dosahuje hodnotu až 11. Pokles salinity znamená zánik asociácie.

**Druhovú zloženie** (Valachovič 2002b): *Acorellus pannonicus* (v SR vyhynutý druh), *Artemisia santonicum*, *Atriplex littoralis*, *A. prostrata*, *Camphorosma annua*, *Chenopodium glaucum*, *Crypsis aculeata*, *Heleochloa alopecuroides*, *H. schoenoides*.

**Fytocenológia** (Valachovič 2002b): veľmi sporadicky spoločenstvá zväzu *Salicornion prostratae* Soó 1933 corr. Borhidi 1966: *Camphorosmetum annuae* Wenzl 1934, *Salicornietum prostratae* Soó (1927) 1964, *Spergulario marginatae-Suaedetum prostratae* Vicherek in Moravec et al. 1995.



**Obr. 7.** Dodávna posledné slané jazierko na Slovensku, kde rástli extrémne vzácné druhy ako *Crypsis aculeata* alebo *Chenopodium chenopodioides*. Stabilizovaním vodnej hladiny tu už nedochádza ku kolísaniu vodnej hladiny a druhy aj ich spoločenstvá vymizli.  
Foto: D. Dítě

V prípade tohto typu vegetácie je na Slovensku zastúpená iba asociácia *Camphorosmetum annuae*. V minulosti išlo o relatívne časté spoločenstvo, v súčasnosti sa vplyvom zhoršenia ekologických podmienok ocitlo na hranici zániku (Dítě et al. 2008). V súčasnosti prežíva na ploche niekoľko desiatok m<sup>2</sup> na niekoľkých posledných lokalitách, prevažne ide o sekundárne porasty vytvorené na narušovaných miestach (napr. poľné cesty) a ide skôr už iba o výskyt gáfrovky ako spoločenstva. Pôvodné porasty ešte pretrvávajú vo zvyškoch v NPR Kamenínske slanisko (obr. 8), v PR Mostové už zanikli (Dítě, Eliáš, ined.). Výskyt ďalších asociácií uvedených pri tomto biotope – *Salicornietum prostratae* a *Spergulario marginatae-Suaedetum prostratae* nebol na Slovensku nikdy zaznamenaný. Na našom území nebol potvrdený ani výskyt druhov rodov *Salicornia* a *Suaeda*.

### Trendy

Slaniská sú na Slovensku považované za veľmi vzácne biotopy s výskytom unikátnych druhov rastlín a živočíchov, hlavne bezstavovcov. Viaceré rastlinné spoločenstvá slaných pôd sa ocitli na hranici vyhynutia (Dítě et al. 2010).

Napriek tomu, že najmä v Podunajskej nížine zaberajú zasolené pôdy relatívne veľkú rozlohu, približne 8300 ha (Osvažilová & Svobodová 1961) do súčasnosti sa zachovali už iba zvyšky na ploche cca 500 ha (Sádovský et al. 2004) viac či menej negatívne ovplyvnené ľudskou činnosťou. Počas uplynulých desaťročí bola ľudskými aktivitami znížená výmera všetkých rastlinných spoločenstiev viazaných na zasolené pôdy. Ďalšia degradácia ostávajúcich biotopov slaných pôd sa javí byť nezvratná a v súčasnosti prebieha veľmi rýchlo. Proces zániku biotopov na Slovensku urýchľuje prítomnosť negatívnych faktorov (napr. rozorávanie aj v súčasnosti) a chýbajúca vhodná starostlivosť o maloplošné chránené územia (Dítě et al. 2008).

### Ohrozenia

V minulosti došlo k zničeniu veľkej výmery biotopov slanísk v celej Panónskej nížine, predovšetkým pre využitie pôdy na poľnohospodárske účely. K hlavným faktorom, ktoré v minulosti zapríčinili drastický úbytok a degradáciu slanísk u nás patria: odvodňovanie, eutrofizácia a ruderalizácia, priame ničenie lokalít napr. rozorávaním, zalesňovaním a sukcesné zmeny spôsobené absenciou tradičného obhospodarovania. Všetky ohrozenia pretrvávajú až do súčasnosti.

### Odvodňovanie

Proces odvodňovania začal v nížinách Slovenska koncom 19. storočia, pričom najintenzívnejší bol v 60-tych a 70-tych rokoch uplynulého storočia. Postupne boli odvodnené veľké časti slovenských nížin. Odvodnenie sa neprejavuje iba lokálne, teda zmenou vodného režimu na konkrétnom mieste, ale dosah odvodňovania je plošný. Okrem odvodňovania drenážami a budovaním odvodňovacích kanálov sa negatívne prejavila aj regulácia riek, čo sa prejavilo aj ukončením periodických záplav.



**Obr. 8.** Najviac zasolené miesta, tzv. slané oká na Kamenínskom slanisku už takmer vymizli a situácia sa naďalej zhoršuje.  
Foto: D. Dítě



Zníženie hladiny podzemnej vody a jej stabilizácia na trvale nižšej úrovni vedie k postupnému odsoľovaniu vrchných pôdných horizontov. Soľ je postupne vyplavovaná do hlbších horizontov a už nedochádza k zasoľovaniu vrchných vrstiev (Ecsedi et al. 2006). Dôsledkom tohto javu sa slané stepi s dominanciou druhu *Artemisia santonicum* subsp. *patens* menia na subhalofytne až mezofilné lúky. Miesta s najvyššou koncentráciou solí (tzv. slané oká) porastené spoločenstvom *Camphorosmetum annuae* zanikajú (Dítě et al. 2008). V niektorých prípadoch tieto pôvodne najviac zasolené miesta po poklese obsahu solí v pôde obsadzujú (dočasne) porasty as. *Artemisio-Festucetum pseudovinae* (obr. 9). V prípade spoločenstiev viazaných svojím výskytom na periodicky obnažované slané dná a brehy (napr. *Crypsidetum aculeate*) sa tieto menia na spoločenstvá triedy *Isoëto-Nanojuncetea*. Tieto zmeny môžeme považovať za nezvratné (Eliáš et al. 2008). Rovnaký proces bol zaznamenaný aj na obnažených dnách slaných jazier na južnej Morave (Šumberová 2007).

### Intenzívne poľnohospodárstvo – rozorávanie, eutrofizácia a ruderalizácia

Rozorávaním boli v minulosti zničené veľké plochy slanísk. Bývalé najviac zasolené miesta sú dosiaľ viditeľné na poliach vo forme belavých škvŕn (úvodný obrázok). V niektorých prípadoch v občas neoraných depresiách nachádzame aj niektoré vzácne slaniskové druhy ako *Heleochoa schoenoides* a *Atriplex littoralis* na poliach pri Močenku (Eliáš et al. 2008). Iba pred niekoľkými rokmi (2002) bola rozoraná aj dosiaľ najviac zasolená časť PR Mostové, alebo najviac zasolená časť slaniska Pavol pri Kómárne, v roku 2001 (Dítě et al. 2003).

Zvyšné fragmenty slaných biotopov na Slovensku sa vo väčšine prípadov nachádzajú v bezprostrednom kontakte s intenzívne obhospodávanými plochami (obr. 10). Z tohto dôvodu sú vystavené tlaku eutrofizácie a ruderalizácie (Dítě et al. 2009). Hlavným zdrojom prísunu cudzorodých látok do zvyškov slaniskových biotopov je používanie chemických látok (umelé hnojivá, pesticídy).



**Obr. 9.** Zvyšky slaných ôk – vegetácia asociácie *Artemisio-Festucetum pseudovinae*, Malé Čiky pri Šuranoch.  
Foto: D. Dítě



**Obr. 10.** Rozsiahla depresia na okraji poľa, každoročne zbytočne rozorávaná je miestom prežitia jednej z najbohatších známych populácií kriticky ohrozeného druhu *Plantago tenuiflora*, lokalita Malé Čiky pri Šuranoch.  
Foto: D. Dítě

Toto sa prejavuje, zvyčajne spoločne s predchádzajúcim poškodením slanísk poraním alebo podiskovaním, výraznými zmenami vegetačného krytu. Ak plocha po takomto zásahu ostane ležať ladom, počas regenerácie sa už zvyčajne nevytvoria pôvodné spoločenstvá, ale náhradné porasty s niekoľkými halofytnými a subhalofytnými druhmi, do ktorých postupne prenikajú ruderalne druhy. Toto sa týka najviac zasolených plôch, na menej zasolených pôdach zväčša nastúpia ruderalne druhy okamžite, tak ako sa to stalo po rozoraní slaniska Pavol pri Komárne (Melečková et al. 2014). Vysoký obsah živín je jeden z faktorov spôsobujúcich zánik vegetácie na lokalite (Demeter & Veen 2001).

Priamy kontakt s obhospodarovanými poľami a klesajúci obsah solí v pôde spôsobuje prienik množstva burín do zvyškových slaniskových porastov. Ide o druhy ako *Amaranthus retroflexus*, *Atriplex sagitta*, *A. tatarica*, *Echinochloa crus-galli*, *Lepidium ruderales*, *Polygonum rurivagum* (Eliáš et al. 2008). Na zamokrených miestach pristupuje napr. *Phragmites australis*, *Bolboschoenus maritimus* agg. a *Typha* spp., ktoré sú schopné vytvoriť vegetačný kryt počas niekoľkých mesiacov (Šumberová 2007).

Intenzifikácia poľnohospodárstva, najmä rozorávanie a rekultivácia slanísk a slaných stepí sú tiež pravdepodobne hlavnými príčinami ústupu až vyhynutia významných zástupcov fauny ako napr. myšovky stepnej *Sicista subtilis*. Hoci údaje o populačných trendoch druhu v Panónskej nížine a v Rumunsku sú nedostatočné, zánik populácie v Rakúsku naznačuje, že v tejto časti Európy nie sú podmienky pre úspešné prežívanie druhu stabilné. Druh zmizol aj z veľkej plochy svojho bývalého areálu v Maďarsku (Spitzenberger 2002), niektoré výskytové lokality boli však v poslednom období potvrdené (Cserkés & Gubányi 2008). Okrem priamej likvidácie biotopu, resp. jeho fragmentácie premenou na agrárnu krajinu, môže mať fatálne následky na lokálne populácie druhu tiež neuvážená aplikácia insekticídov (ale aj herbicídov), nakoľko časť potravy myšovky stepnej je živočíšneho pôvodu (najmä hmyz). K negatívnym činnostiam patrí tiež intenzívna pastva, vodohospodárske úpravy a premena prirodzených spoločenstiev na kultúrne lúky (Ambros ined.).

### Absencia tradičného obhospodarovania

Najrozšírenejším spôsobom využívania slanísk je pasenie hospodárskych zvierat. Tento typ využívania siaha mnoho storočí do minulosti (Šefferová Stanová et al. 2008). Vplyv pasenia na rastlinné spoločenstvá a lokality spomína vo svojej práci na viacerých miestach Krist (1940). Tento autor považuje pasenie v mnohých prípadoch za devastačné. Pri pasení ošípaných dochádzalo podľa jeho pozorovaní k úplnému zničeniu vegetačného krytu a obnažovaniu pôdy na veľkých plochách. Veľký vplyv na vegetáciu mal aj chov hydiny, kde okrem pasenia sa prejavuje aj vplyv nitrátov z ich trusu (Krist 1940). Na tieto miesta je podľa Vichereka (1973) viazaný výskyt vegetácie s dominanciou druhu *Carex divisa*. Pasením dobytka alebo oviec je podmienená aj existencia spoločenstva *Hordeetum hystricis* (Mucina 1999). Vplyv pasenia na toto spoločenstvo je v súčasnosti objektom výskumu (obr. 11 a 12). Všeobecne sa dá konštatovať, že vplyv pasenia: zošlap, trus zvierat, selekcia druhov atď. do veľkej miery ovplyvňuje slaniská a ich vegetáciu.



**Obr. 11.** Založenie trvalých experimentálnych plôch na sledovanie vegetačných zmien porastov as. *Hordeetum hystricis* na poslednej známej lokalite spoločenstva na Slovensku – lokalita Siky pri Močenku. Foto: D. Dítě



**Obr. 12.** Trvalá experimentálna plocha na sledovanie vegetačných zmien porastov as. *Hordeetum hystricis* na poslednej známej lokalite spoločenstva na Slovensku – lokalita Siky pri Močenku. Foto: D. Dítě

V druhej polovici 20. storočia dochádza na Slovensku k útlmu a postupnému zániku tohto využívania slanísk. Najdlhšie sa páslo na území dnešnej prírodnej rezervácie Mostové, do začiatku 90-tych rokov minulého storočia (Szabóová in verb.). V súčasnosti sa dlhodobé pasie na slaniskách pri obci Diva a v okolí majera Siky pri Močenku (obr. 13). Vďaka projektu LIFE10/NAT/SK/083 sa pastva začala aj na viacerých ďalších slaniskách, napr. PR Mostové, NPR Kamenínske slanisko, PR Čistiny, PR Bokrošské slanisko, Pavelské slanisko atď.

Napriek tomu, že nadmerné pasenie spôsobuje lokálnu devastáciu vegetačného krytu, pričom slaniská na alkalických pôdach sú menej citlivé ako na nealkalických (Molnár & Borhidi 2003), je pre ich existenciu zásadné. Po ukončení pasenia veľmi rýchlo nastupujú zmeny vo vegetácii, ako sa to prejavilo napr. už v spomínanej PR Mostové, alebo je pozorovateľné už desiatky rokov v NPR Kamenínske slanisko (obr. 14). Zmeny sú umocnené odvodnením a postupným odsolovaním pôdy. Nastáva postupné hromadenie stariny, z lokalít vypadávajú najprv konkurenčne slabé druhy, na plochy začínajú prenikať lúčne druhy a celková zmena vegetácie prebieha na gradiente od slanísk smerom k úhorovým štádiám mezofilných lúk s dominanciou tráv ako *Arrhenatherum elatius*, *Elytrigia repens*, alebo (v lepšom prípade) *Festuca rupicola*. Do porastov nastupujú ruderálne druhy ako *Cirsium arvense*, *Cirsium acanthoides*, *Dipsacus fullonum*, *Urtica dioica* a iné. Takýto stav môžeme v súčasnosti pozorovať na veľkých plochách v oboch vyššie spomínaných prírodných rezerváciách. Podľa nepublikovaných pozorovaní v teréne (Sádovský, Eliáš, Dítě, ined.) sa nedá súhlasiť s názorom autorov Molnár & Borhidi (2003), že ukončenie pasenia síce vedie k dominancii niektorých druhov, ale štruktúra vegetácie ostáva viac menej nezmenená. Zmeny vo vegetácii po ukončení pasenia potvrdzujú Kelemen & Wagner (1996), ktorí zistili, že vplyv na slané pasienky je veľký, pretože viaceré nízkobylinné spoločenstvá nedokážu ukončenie pasenia tolerovať.

Tento nepriaznivý stav nedokáže zvrátiť ani kosenie, ako to vidno na príklade PR Mostové. Za ostatné roky tu dramaticky pokleslo zastúpenie konkurenčne slabého, výrazne halofytného druhu *Camphorosma annua* (Dítě et al. 2008). Je pravdepodobné, že v priebehu najbližších rokov tu celkom vymizne. Kosenie podľa našich pozorovaní len oddaľuje nevyhnutný zánik slanomilných spoločenstiev, výsledkom je však prakticky mezofilná lúka s výskytom niekoľkých subhalofytov. Takýto stav je v súčasnosti v ďalšej prírodnej rezervácii, PR Búč.

Neudržateľnosť halofytného charakteru vegetácie kosením, je ako je vyššie spomenuté, znásobená aj poškodením vodného režimu slanísk.

### Zalesňovanie

Zalesnené boli v minulosti tie časti slanísk, ktoré nebolo možné iným spôsobom rekultivovať a využiť. Išlo teda hlavne o najviac zasolené plochy. Zalesňované boli najmä topoľmi, ktoré dokázali postupne slanisko zarásť, aj keď úplne najviac zasolené miesta ostali dodnes zreteľné ako svetliny v porastoch, alebo tu dreviny len živorí a vytvárajú slabo vyvinutý porast. Takéto zalesnené slaniská existujú v súčasnosti



**Obr. 13.** Posledné pasené slanisko na Slovensku – Siky pri Močenku. Napriek poškodeniu vodného režimu ide o najzachovalejšiu lokalitu slanomilnej vegetácie u nás.  
Foto: D. Dítě



**Obr. 14.** Najznámejšie chránené slanisko na Slovensku – Kamenínske slanisko – vplyv poškodenia vodného režimu a absencie tradičného obhospodarovania.  
Foto: D. Dítě

pri obci Močenok. Napriek odsoľovaniu pôdy a obrovským zmenám vegetácie tu môžeme na viacerých svetlinách pozorovať zvyšky slaných ôk s výskytom druhov *Artemisia santonicum* subsp. *patens*, *Podospermum canum*, *Festuca pseudovina* a ďalších. Jedince *Artemisia* dokážu dokonca prežívať aj pod zapojenými topoľmi na okraji súvislých, vzrastlých porastov. Zalesnené bolo aj rozsiahle slanisko pri obci Veľké Kosihy, ktoré bolo v minulosti lokalitou na Slovensku v súčasnosti nezvestného druhu *Acorellus pannonicus* (Eliáš et al. 2003). Vzhľadom na piesčité podložie tu došlo k rýchlejšiemu vyplaveniu solí, napriek tomu na svetline uprostred topoľovej monokultúry dodnes nachádzame subhalofyt *Carex distans*. Zaujímavý je výskyt *Carex oederi* a druhov vstavačovitých *Dactylorhiza incarnata* a *Orchis militaris*. Zalesňovanie sa nevyhlo ani niektorým rezerváciám, v minulosti bolo zalesnené napr. PR Bokrošské slanisko.

### Stavebná činnosť

Stavebnou činnosťou boli v minulosti nezvratným spôsobom zničené viaceré slaniská. Ide napr. o lokalitu v blízkosti železničnej stanice Komárno (v súčasnosti obytné domy), kde sa tiež hojne vyskytoval druh *Acorellus pannonicus*. Výstavbou hydínarne zanikla veľká časť slaniska Pavol západne od Komárna. Degradovaný zvyšok lokality dosiaľ prežíva, jeho najkrajšia časť bola pred niekoľkými rokmi zoraná. Začiatkom 90-tych rokov minulého storočia bolo skládkou komunálneho odpadu zničené slanisko nadväzujúce na existujúcu prírodnú rezerváciu Bokrošské slanisko pri obci Iža. V súčasnosti sú komunálnym odpadom na tejto legálnej skládke zasypané brakické jazierka, aké inde na Slovensku už nemajú obdobu (!) a v roku 2008 bola na hranici skládky výstavbou haly zničená plocha s výskytom druhu *Camphorosma annua*. Skládka pri Iži je jedinou známou lokalitou druhu *Malcolmia africana* na Slovensku (Halada & Feráková 1999). Niekoľko posledných jedincov sa ešte dá nájsť na ceste vedúcej skládkou a na prilahlých poliach (Sádovský in verb.).

## Manažment

### Aktívny manažment

Na zachovanie slanomilných spoločenstiev s charakteristickým druhovým zložením je nevyhnutný manažment. Bez primeraného manažmentu prirodzená sukcesia vedie postupne k vytvoreniu krovínových formácií s možným výskytom ruderalných druhov. Na niektorých slovenských slaniskách v súčasnosti neprebíha žiadna forma hospodárenia, sú opustené a hromadiaca sa biomasa nie je odstraňovaná (napr. Ontopa, Okánikovo, Juhásove slance), väčšina je však v súčasnosti vďaka projektu LIFE pasená resp. kosená. Možnosti ochrany vo veľkej miere ovplyvňujú vonkajšie faktory, ako využívanie prilahlej pôdy, pričom v prípade slanísk ide hlavne o poľnohospodárske účely, zvyšné plochy so slaniskovou vegetáciou sú obklopené ornou pôdou s intenzívnym poľnohospodárskym využívaním.

V Maďarsku, kde tieto biotopy majú centrálné rozšírenie, patrí pastva a čiastočne aj kosenie k základným odporúčaniam pre manažment slaniskových spoločenstiev. Porasty na slaných pôdach boli tradične využívané predovšetkým ako pasienky.

Manažmentové odporúčania pre slaniská v Českej republike sú nasledovné (Háková ed. 2003):

	Optimálny manažment	Alternatívny manažment
TYP MANAŽMENTU	Pastva kontinuálna, (pastva jednorázová)	Kosenie so sušením a odnos sena, (kosenie s odstránením biomasy na zelené krmivo)
VHODNÝ INTERVAL	1 × ročne	1 – 2 × ročne
MIN. INTERVAL	1 × ročne	1 × ročne
PRACOVNÝ NÁSTROJ / HOSPODÁRSKE ZVIERA		
1. VHODNÝ	Ovce, dobytok, kozy, kone, hydina	Samohybná ťažká technika, (samohybná ľahká technika, ručné nástroje)
2. MOŽNÝ	–	–
3. NEVHODNÝ	–	–

Slanská dobre znášajú zásahy, pomerne rýchlo sa zregenerujú, keď neabsentuje hlavný ekologický faktor pre ich existenciu – pravidelné kolísanie hladiny podzemnej vody a je zachovaná prítomnosť dostatočného množstva rozpustných minerálnych solí.

### Pasenie

Pre zachovanie vegetácie suchších zasolených pôd hrá dôležitú úlohu extenzívna pastva. Je potrebné určiť adekvátny počet zvierat na jednotku plochy, lebo intenzívna pastva vedie k zhutneniu a následnej degradácii pôdy. Vzácnnejšie typy slanísk, akými sú napr. svahy na slancovej pôde (maď. „szikpadka“) sú veľmi citlivé na zošľapávanie, lebo práve na takýchto geomorfologických formách hniezdia zriedkavé druhy avifauny, preto pastvu treba časovo a priestorovo regulovať. Naopak, na menej zasolených substrátoch (napr. spoločenstvo *Achilleo-Festucetum pseudovinae*) pri slabšom pasení hrozí zaburinenie porastov.

Keďže slaniská sú veľmi dynamickým rastlinným spoločenstvom, ktorých fyziognómia a priemerná primárna produkcia je úzko závislá na úhrne ročných zrážok, počet zvierat sa má zvoliť aj podľa tohto klimatického faktoru. Maximálny počet hospodárskych zvierat podľa práce Kelemen a Wagner (1996) v porastoch slancových pôd je 1 kus hovädzieho dobytku na hektár alebo 5-6 oviec na hektár, v prípade solončakovej vegetácie sa odporúča polovica tohto množstva. Počet môže byť vyšší na vlhších stanovištiach akými sú napríklad porasty s druhom *Agrostis stolonifera*.

Pastva by sa mala začínať súbežne so začiatkom vegetačnej sezóny, niekedy už koncom marca alebo v apríli. Ukončiť by sa mala v období, keď už nie je prítomné dostatočné množstvo trávy pre zvieratá, v suchších rokoch už koncom júna. V druhej časti vegetačnej sezóny po zrážkach je možné ju opäť obnoviť, posledné pasenie v roku býva obvykle koncom novembra.

V rámci projektu Obnovy panónskych travinnobylinných porastov (Grasshabit LIFE 05NAT/HU/000117) na pastvine Tószeg na strednom Potísi v Maďarsku bol zrealizovaný monitoring vplyvu pastvy na mozaiku málo poškodenej pôvodnej slanomilnej vegetácie ([http://grasshabit.hu/index\\_eng.php?i=page&id4=6](http://grasshabit.hu/index_eng.php?i=page&id4=6)).

Z predbežných výsledkov monitoringu z r. 2008 vyplýva, že prirodzená hodnota alkalických stepí sa neznižuje ani na príliš intenzívne pasených trávnikoch. Vhodnou formou manažmentu panónskych slaných biotopov je mozaikovitité pasenie na heterogénnych plochách s rôznou intenzitou pasenia. Na lokalite bolo založených niekoľko sérií plôch pozdĺž gradientu intenzity pasenia oviec v rôznych vegetačných typoch biotopu 1530\*, kde sa uskutočnil fytoocenologický prieskum. Na základe výskumu vegetácie sa zistilo nasledovné:

Nasledujúce vegetačné atribúty **stúpali** so zvýšením intenzity pastvy:

- pokrývnosť obnaženej plochy,
- pokrývnosť generalistov a ruderálnych druhov rastlín,
- počet druhov na ploche,
- pokrývnosť a početnosť subhalofytov.

Nasledujúce vegetačné atribúty **klesali** so zvýšením intenzity pastvy:

- množstvo (pokrývnosť) stariny,
- pokrývnosť machov a lišajníkov,
- výška vegetácie.

Nasledujúce vegetačné atribúty **sa nezmenili** so zvýšením intenzity pastvy:

- Celková pokrývnosť vegetácie (znížila sa iba na druhom konci gradientu, kde pastva bola najintenzívnejšia).
- Pokrývnosť a početnosť halofytov (znížila sa iba na druhom konci gradientu, kde pastva bola najintenzívnejšia).

Lokalita bola pre výskum v rámci projektu LIFE vybraná preto, lebo tu existuje typická mozaika slanomilnej vegetácie poškodená zmeneným vodným režimom a na časti lokality sa zachovali tradičné formy hospodárenia – predovšetkým pastva v rôznej intenzite, prispôsobená tejto vegetačnej mozaike (Molnár 2008).

Čo sa týka výberu druhov hospodárskych zvierat v Maďarsku, na slaniskách sa pasie najmä hovädzí dobytok a ovce, v minulosti aj kone alebo ošípané (plemeno mangalica). Porasty slanísk väčšinou tvoria nízkobylinné spoločenstvá, preto sa s nimi lepšie vysporiadajú ovce ako hovädzí dobytok. Súvisí to so spôsobom prijímania potravy, ovce pri pastve potravu odhryznú resp. odtrhávajú zubami. Hovädzí dobytok ju trhá jazykom a pokiaľ nie je porast dostatočnej výšky, nedokáže ho spásť.

Pre rovinatú krajinu sa javí ako najvhodnejšie plemeno sivý dobytok, ktorý je pôvodným plemenom pusty a je na tieto podmienky prispôsobený. Sivý dobytok je ideálny na pasenie trstinou zarastených porastov, kde je stagnujúca voda, pretože obľubuje čerstvé výhonky trstiny a nemá problém sa brodiť vo vode až po hrud. Tým sa podieľa na vytváraní širších vchodov do trstiny a zošľapaním potláča šírenie expanzívnej trsti a tak sa znižuje homogenita porastov ([http://life2004.hnp.hu/Pdf/EPuLIFE\\_InterimReport\\_EN.pdf](http://life2004.hnp.hu/Pdf/EPuLIFE_InterimReport_EN.pdf)). Pasenie vodnej hydiny, ktorá vyžaduje viacej zamokrené porasty, sa neodporúča v otvorenej krajine, iba v oplotených a na to vyhradených plochách. Ich prítomnosť vždy prináša výraznú nitrifikáciu pôdy spôsobenú trusom zvierat. V slaniskových biotopoch NP Hortobágy (lokalita Viltongó puszta) bolo kľúčovou úlohou projektu zrušiť husacie pastviny, resp. nahradiť ich priaznivejšou formou vyhovujúcou slaniskám (<http://life2004.hnp.hu/threatsobj.html>).

Pasenie, ktoré nie je pravidelne monitorované a nemá definované konkrétne ochranné ciele, nemôže prinášať biotopu pozitívne výsledky. Nie všetky halofyty však vyžadujú pastvu. Populácie druhov *Galatella cana* alebo *Peucedanum officinale*, ktoré sú typickými druhmi lesostepných dúbrav slaných pôd, by mali byť chránené pred pastvou, napr. oplotením.

Ako už bolo spomínané, výskyt niektorých vzácných druhov avifauny si môže vyžadovať časové alebo priestorové obmedzenie pastvy. V prípade slovenských lokalít sa toto opatrenie môže týkať druhov *Anthus campestris*, *Circus aeruginosus*, *Circus pygargus*, *Gallinago gallinago* a *Crex crex*, ale tiež potenciálne extrémne vzácných hniezdčov ako *Asio flammeus* a *Burhinus oedicnemus*. V prípade známeho alebo predpokladaného hniezdenia týchto druhov na lokalite je potrebné dostatočne skoro identifikovať ich hniezdne lokality a zabezpečiť im mechanickú ochranu pred pasúcimi sa zvieratami.

Na druhej strane pasenie treba považovať za významný faktor udržania kvality hniezdných biotopov stepných druhov vtákov. Niektoré druhy dokonca vyhľadávajú nadmerne spásané a zošľapávané časti slaných stepí (Kelemen 1997). Nadmerná pastva ako spôsob obhospodarovania však musí byť aplikovaná veľmi citlivo a v obmedzenej miere (maloplošne). Napríklad v NP Kiskunság v Maďarsku sa nadmerná pastva ako spôsob manažmentu biotopov vtákov aplikuje len cca na 1% celkovej plochy vyčlenenej pre pastvu (Vajda, in verb.).

## Kosenie

Kosenie nie je primárnym manažmentovým opatrením slanísk, navyše v porovnaní s pastvou nie je selektívne. Odporúča sa však na lokalitách, kde je potrebné sa zbaviť nahromadenej biomasy (stariny). Prakticky všetky slovenské slaniská si vyžadujú v prvej fáze kosenie a odstránenie stariny, pretože sú zarastené a expanzívne druhy vytláčajú menej konkurencieschopné špecifické halofyty.

Pri kosení treba použiť ľahkú poľnohospodársku techniku, alebo kosiť ručne, a vykonať túto aktivitu vtedy, keď je pôda suchá. Mokrá zasolená pôda je veľmi náchylná na stláčanie a jej štruktúra sa tým nenávratne poškodí. Vo veľmi suchých rokoch by sa nemalo kosiť, inak stačí slaniská vykosiť raz za rok, niekedy raz za dva roky, v závislosti od stupňa zarastania. Kosba sa uskutočňuje začiatkom leta, keďže väčšina slanomilných druhov má optimum až koncom vegetačnej sezóny. Vegetácia sa má pokosiť maximálne na výšku 10 cm, nižšie sa neodporúča kvôli zachovaniu trsovitej formácie niektorých dominantných tráv, pričom treba ponechať aj nekosené plochy, minimálne 15% celkového porastu, aby nedošlo k homogenizácii a pre zabezpečenie prezimovacích úkrytov entomofauny. Nekosené plochy je vhodné striedať (rotovať) počas rokov, vždy sa ponechá nepokosená iná plocha. Dátum kosenia je potrebné prispôbiť tiež dobe hniezdenia vzácných druhov vtákov. V prípade slovenských lokalít ide najmä o druh *Anthus campestris*, ale potenciálne tiež o druhy *Circus aeruginosus*, *Circus pygargus*, *Crex crex*, *Gallinago gallinago* a iné. V prípade hniezdenia týchto druhov na lokalite je potrebné identifikovať hniezdne lokality a vylúčiť kosenie z okolia hniezd až do ukončenia hniezdenia. Pre väčšinu druhov

je postačujúcim termínom vylúčenie kosenia do 15.7., je však možný skorší aj neskorší hraničný termín v závislosti na konkrétnych podmienkach na lokalite (najmä s ohľadom na začiatok hniezdenia v závislosti na klimatických a hydrologických podmienkach). Kosenie koncom júna – začiatkom júla sa tiež aplikuje na lokalitách myšovky stepnej *Sicista subtilis* v Maďarsku.

### Vypaľovanie

Táto forma manažmentu sa aplikuje len na vlhkých slaných lúkach alebo v mokradiach. Dobré výsledky sa dosiahnu napríklad v trstinách, kde je vegetácia druhovo chudobná a jednotvárna, vypaľovanie tak blokuje plošné šírenie trste.

V rámci projektu LIFE na lokalite Egyek-Pusztakócs v Maďarsku spočiatku vypaľovanie trstín (v rokoch 2005 a 2006) nedosiahlo pozitívne výsledky v kontrole šírenia trste na slaniskách, ale v treťom roku, v septembri 2007, už bola badateľná pozitívna zmena vo vegetácii. Vypaľovanie sa realizovalo na ploche približne 120 ha trstiny počas niekoľko dní. Výskumom vegetácie v rámci monitoringu projektových aktivít sa zistil podobný efekt ako pri pasení sivého dobytka v takom istom type porastu. Porasty sa preriedili a vytvorili sa otvorené plochy pre kolonizáciu mnohých halofytov, zvyšovala sa druhová diverzita, napr. pred vypálením bolo zistených v priemere 10 druhov, po požiari až 18 druhov.

Druhy, ktoré začali rásť na jar, na v jeseni ohňom ošetrenej ploche, boli najmä: *Atriplex prostrata*, *Bidens tripartita*, *Chenopodium chenopodioides*, *Galium palustre*, *Inula britannica*, *Rumex stenophyllus*, *Schoenoplectus tabernaemontani* a *Sonchus arvensis* ([http://life2004.hnp.hu/Pdf/EPuLIFE\\_MonitoringReport\\_EN.pdf](http://life2004.hnp.hu/Pdf/EPuLIFE_MonitoringReport_EN.pdf)).

Oheň zohrával istú úlohu pri zachovaní travinnobylinných porastov aj v minulosti. Neboli to však kontrolované požiare, aké sa teraz realizujú pri rôznych manažmentoch, išlo o požiare nepravidelné a náhodné. Počas monitoringu vplyvu požiaru v NP Hortobágy v 1997 sa zistilo, že po 3 až 5 ročnej perióde sa vypálená vegetácia obnovuje a vráti sa do predchádzajúceho stavu. Preto sa toto opatrenie neodporúča ako primárne manažmentové opatrenie, aplikuje sa tam, kde je nutné preriedenie homogénneho napr. trstinového porastu. Je dôležité presné načasovanie vypaľovania, aby sa minimalizoval nežiaduci vedľajší negatívny efekt na entomofaunu a herpetofaunu a nezničili sa vtáčie hniezda. Ideálne obdobie je neskorá zima až začiatok marca.

### Obnovný manažment

#### Odstránenie vegetačného krytu na slanej pôde

Ide o možný spôsob, ako vrátiť degradované spoločenstvá do prirodzeného stavu. Odstránenie povrchovej vrstvy pôdy je prospešné pre halofyty s nízkou konkurenčnou schopnosťou ako napr. druhy *Camphorosma annua*, *Spergularia salina* alebo *Crypsis aculeata*.

Realizovať sa môže manuálne ručným náradím alebo ľahkou technikou.

Jeho veľkoplošná realizácia na slaniskách zatiaľ nebola realizovaná. V NPR Kamenínske slanisko boli v roku 2008 založené pokusy na malých plochách (experimentálne 12 plôch po 1 m<sup>2</sup>) a v súčasnosti experiment prebieha. Toto slanisko má ešte niekoľko zachovaných fragmentov porastov pôvodnej slanomilnej vegetácie s výskytom druhu *Camphorosma annua*. Veľká časť slaniska je však už úplne zarastená ruderalnými druhmi ako *Cirsium arvense* alebo *Dipsacus fullonum*. Na experimentálnych plochách založených v 3 odlišných stupňoch degradácie vegetácie a zasolenosti pôdy sa sleduje sukcesia. Účelom tohto zásahu je odpovedať na otázku, či typické slanomilné spoločenstvo bude schopné obsadzovať obnaženú slanú pôdu.

Predbežné výsledky (prvý rok po zásahu) hovoria, že táto metóda by bola efektívna na plochách, kde je najvyšší stupeň salinity a je málo atakovaná expanzívnymi druhmi a porast je málo zapojený. V úplne degradovanom poraste, kde je veľká pokrývnosť ruderalov, už nemá význam túto metódu aplikovať. Naopak, osvedčilo sa strhnutie vegetačného krytu na slanisku pri Rácovom jazierku v Tvrdošovciach, kde sa v roku 2015 obnovil porast asociácie *Crypsietum aculeatae* (Dítě, Melečková, Eliáš jun. ined).



**Obr. 15.** Experimentálne strhnutie vegetačného krytu ako možnosti obnovy vegetácie v NPR Kamenínske slanisko.  
Foto: D. Dítě



**Obr. 16.** Experimentálne strhnutie vegetačného krytu ako možnosti obnovy vegetácie v NPR Kamenínske slanisko – zber vegetačných dát.  
Foto: D. Dítě

Súčasný poznatok sú však sľubné, je potrebné vypracovať vhodný manažmentový postup a testovať ho na väčších plochách, aby sa mohol aplikovať aj vo väčšom merítku. Veľmi podobné obnovy boli realizované napr. v Holandsku a Škótsku na vresoviskách, pravdepodobne by sa dali využiť aj pre biotopy slanísk (Šefferová Stanová in verb.). Pri odstránení treba dbať na to, aby boli bezprostredne dostupné také nenarušené porasty, odkiaľ by sa diaspóry cieľových druhov mohli šíriť na ošetrované plochy.

#### **Výsev pôvodnej zmesi tráv a bylín a kombinovaný manažment**

Táto metóda bola zrealizovaná na viacerých slaniskových lokalitách v Maďarsku. Jednou je už spomenutý pasienok pri obci Tószeg, v rámci projektu LIFE 05NAT/HU/000117, kde sa uskutočnilo aj zatravnenie stanovištne pôvodnou zmesou osiva druhmi *Festuca pseudovina* a *Poa angustifolia*. Niektoré plochy osiali najprv lucernou a po uplynutí niekoľkých rokov prirodzene zarástli lipnicovitými trávami <http://www.grasshabit.hu>.

Skôr realizovaný projekt LIFE 04 NAT/HU/000119 na lokalite Egyek-Pusztakócs mal tiež podobný zámer, spolu s kombinovaním iných ochranných aktivít zameraných na slaniská a lúčnu vegetáciu na sprášu. Opatrenia sa uskutočnili po obnove vodného režimu <http://life2004.hnp.hu/grasslrest.html>.

Projekt sa začal výkupmi pozemkov a následným mozaikovitým ošetrovaním rôznymi formami manažmentu: výsev diaspór pôvodných tráv bez aplikácie umelých hnojív, občasné kosenie, mulčovanie, extenzívne pasenie hovädzím dobytkom a ovcami a vypaľovanie trstín.



Aktivita boli realizované na intenzívne obhospodarovaných porastoch, kde sa pôvodne vyskytovali slané stepi (spoločenstvá *Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*, *Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae*). Prípravu pôdy, kde sa predtým pestovala pšenica, lucerna a slnečnica, predstavovala orba a potom dvojité bránenie každoročne v júli či v auguste. Hlboká orba sa na zasolených pôdach neodporúča, lebo hlbšie uložené soli sa dostávajú na povrch a vyplavujú sa, čo spôsobuje odsolovanie. Výsev bol v rokoch 2005 a 2006 25 kg/ha a v roku 2007 18 kg/ha. Osiate boli nižšie položené plochy vlhších stanovišť. Semená zmesi slaniskových druhov boli vysiate na ploche 426 ha, zmes sprašových druhov na 70 ha.

Siatie bolo uskutočnené v septembri na oboch typoch pôdy, na spraši a na slaniskách. Slaniskovú zmes osiva tvorilo 66% *Festuca pseudovina* a 33% *Poa angustifolia*. Lipnica nie je halofyt, ale realizátori projektu si zvolili tento druh, pretože je relatívne nenáročná, je dostupná na trhu a jej rýchlym rastom podporuje, spolu s kostravou, zapojenosť trávnatých porastov na degradovaných slanoch. Semená tráv sa vysievali do hĺbky 1 cm, tesne po sejbe sa zakryli pôdou a posledným krokom bolo valcovanie, aby sa pôda nevysušila a uľahčilo klíčenie semien. Pre klíčenie boli veľmi dôležité októbrové zrážky.

Pokrynosť vysiatych tráv bola v prvom roku po sejbe 16%, na druhý rok už dosiahla 55%, čiže zhruba trojnásobok. Ošetrované plochy boli nasledujúcu jar a leto invadované burinami, hlavne druhmi *Papaver rhoeas*, *Taraxacum sect. Ruderalia*, *Consolida regalis*, *Cirsium arvense* a *Fumaria officinalis*.

Pred kvitnutím a vysemenením väčšiny týchto nežiaducich burín boli plochy pokosené. Výskyt burín bol na druhej strane osožný pre rast cieľových tráv, pretože ich pokryvnosť poskytovala stálu vlhkú mikroklímu a chránila semenáčky pred spálením slnkom. Kosenie je teda v takomto prípade žiaduce a zároveň je dôležité jeho správne načasovanie. Podľa skúseností z projektu je najlepšie, ak sa porast pokosí dvakrát za rok, ale môže sa kosiť aj raz za rok, a to koncom mája, alebo začiatkom júna. Na toto obdobie padá maximum produkcie fytomasy poľných burín. Podľa potreby, ak sa na plochu dostanú aj druhy ako napr. *Cirsium arvense*, sa odporúča aj mulčovanie. V prípade spoločenstva *Puccinellietum limosae* je kosenie odporúčané až po odkvitnutí steblovca odstavajúceho (*Puccinellia distans*), od 15. júla (Šefferová-Stanová et al. 2008).

Rok po kosbe bolo na lokalite viditeľné, že niektoré trsy tráv už vytvorili uzavreté porasty. Ich dominancia už bola vyššia ako zastúpenie burín. Do porastov sa spontánne dostalo niekoľko slanomilných dvojkľúčnikolistých druhov ako *Artemisia santonicum* subsp. *patens* a *Podospermum canum*, ktorých výskyt bol podmienený anemochóriou a tak isto aj vďaka paseniu zvierat, ktoré prenášali diaspóry z iných plôch (Deák et. al 2008).

V druhom roku projektu sa začala pastva a občasné kosenie na osiatych plochách. V ďalšom roku sa preukázala vo vegetácii nízka druhová diverzita, ktorá však v prípade zasolených pôd nie je atypická. V menšej miere sa na tieto plochy dostali aj spontánne sa šíriace stepné druhy.

Výsledky ukázali, že efekt týchto kombinovaných obnovných mechanizmov môže prísť pomerne rýchlo. Druhová skladba slanísk bola už po troch rokoch podobná stavu prirodzenej slaniskovej vegetácie. Regenerácia sprašových travinnobylinných porastov je pomalšia (Török et al. 2008). Aj toto značí, že slaniská majú vysokú schopnosť regenerácie a na manažmentové opatrenie reagujú pozitívne, pokiaľ pôda obsahuje dostatočné množstvo alkalickéj vody a solí.

Projekt LIFE 04 NAT/HU/000119 bol zameraný na rekonštrukciu travinnobylinnej vegetácie dvoch území Natura 2000 (slané stepi a lúky na sprašiach) na rozlohe 750 ha bývalých poľí. Predstavuje najrozsiahljšie obnovu lúk a pasienkov, ktorá sa doteraz uskutočnila v Európe, pretože išlo o veľkoplošnú rekonštrukciu biotopov.

### Obnova hydrologických podmienok

Hlavným ohrozujúcim faktorom slanísk, ktorý zdecimoval pôvodné lokality, boli a sú melioračné opatrenia. Narušený vodný režim zastavuje kolísanie hladiny podzemnej vody, čo je jedným z hlavných dôvodov zasolovania vrchných pôdnych horizontov. Absencia zasolovania a postupné vyplavovanie

solí predstavuje stále nebezpečenstvo, halofilní špecialisti vymiznú a slaniská strácajú svoj charakter. Náprava vodného režimu by preto mala byť základným riešením, je však najnákladnejším a najťažšie realizovateľným, pretože prirodzené korytá riek a ich dynamika sa už nedajú vrátiť do pôvodného stavu.

V susednom Maďarsku sa prvé pokusy o zlepšenie stavu začali realizovať v 70-tych rokoch minulého storočia na území NP Hortobágy a trvajú dodnes. Travná slanisková vegetácia bola, podobne ako aj u nás, poškodená v dôsledku poklesu a zastavenia pohybu podzemnej vody. Išlo o rekonštrukciu hydrologického režimu v krajine vybudovaním zavodňovacích kanálov, ktoré by priniesli vodu pre zasolené vlhké lúky a polia priamo z rieky Tisa. Účinky zavodnenia boli pozitívne, podiel semiakvatických biotopov stúpal, vlhké lúky sa vlastne premenili na mokrade, ich rozmery boli blízko k stavu, ktorý panoval pred 18. storočím, pred rozsiahlymi zásahmi človeka do tejto stepnej krajiny. Dá sa povedať, že tento veľkolepý pokus priniesol pozitívnu zmenu a oživil pustu aj vzácnu vodnú avifaunu. Vytvorila sa široká paleta hydrofilných spoločenstiev, z ktorých najväčšie plochy zaberajú spoločenstvá trstín a pálky. Plytké mierne alkalické vody kolonizoval druh *Bolboschoenus maritimus*, na menej vlhkých plochách rastú subhalofyty podmäčianých lúk ako *Beckmannia eruciformis*.

Na rozdiel od predpokladu však zavodnenie nezvýšilo výmeru stanovišť akými sú slané stepi a lúky, ktoré lemujú tieto mokrade a sú neoddeliteľnou súčasťou typickej zonácie pusty. A to aj napriek tomu, že pravidelné kolísanie vodnej hladiny je pre tieto biotopy prospešné. Pre zvýšenie heterogenity krajiny a proti fragmentácii slanísk bolo potrebné realizovať ďalšie opatrenia, ktoré sú už hlavnými aktivitami projektu LIFE, a ktorých výsledky sú popísané vyššie (LIFE 04 NAT/HU/000119 na lokalite Egyek-Pusztakócs). Druhou významnou lokalitou panónskych slaných stepí je Neziderské jazero na hranici Maďarska a Rakúska. Tu sa na začiatku 90-tych rokov minulého storočia tiež zrealizovali podobné zavodňovacie opatrenia pre zlepšenie stavu vtáctva a vegetácie. K vypracovaniu programu starostlivosti došlo už v roku 1987, ale práce sa začali o pár rokov neskôr. Dná troch plytkých slaných jazierok boli prehĺbené a zo zeminy z týchto prác sa vybudovalo 8 malých ostrovčekov. Tento komplex bol úplne izolovaný od blízkych intenzívne využívaných poľnohospodárskych pôd, preto prichádzajúca voda z kanálov Hanság-csatorna a Maďárvárta öböl neobsahovala cudzorodé látky. Voda na lokalite je bohatá na rozpustené soli a obsah iónov na konci leta je okolo 2000 mg/l (Kárpáti 1993). V spolupráci s hydroológmi sa začali úpravy, ktoré boli zamerané hlavne na biotopy vodného vtáctva. Prúdenie prichádzajúcej vody zabezpečili už vybudované kanále, ktoré kedysi slúžili na odvádzanie vôd do jazera. Vodnú hladinu sa podarilo zvýšiť až o 1 m, pričom boli vytvorené aj menšie ostrovčeky a lavice, ktoré kolonizovali obligátne halofyty ako napr. *Salicornia prostrata* a *Tripolium pannonicum*.

Na tieto zmeny hneď reagovalo vodné vtáctvo, napr. aj nasledujúce druhy európskeho významu: chochlačka bielooká (*Aythya nyroca*), šabliarka modronohá (*Recurvirostra avosetta*), šišila bocianovitá (*Himantopus himantopus*), hrdzavka potápavá (*Netta rufina*), kulík morský (*Charadrius alexandrinus*), rybár riečny (*Sterna hirundo*).

Plánovanie a realizácia obnovných opatrení kopírovali situáciu, ktorá tu vládla ešte pred 18. storočím, keď rozloha jazera bola väčšia. Jesenné umelé záplavy boli načasované na začiatok ťahu vodného vtáctva (od druhej polovice augusta). Vtáctvo tu počas ťahu nachádza vhodné podmienky. Na jar (v apríli) prúdila na plochy čerstvá voda obohatená živinami. V letných mesiacoch zavodnené plochy vysychali, iba nižšie položené miesta boli pokryté plytkou vrstvou vody. Tieto prirodzené procesy umožňujú každoročnú kolonizáciu drien vzácnou slanomilnou flórou, s typickými terofytmi ako napr. *Salicornia prostrata*. Prirodzené vysychanie vody v letných horúčavách prinášalo aj potláčanie expandujúcej hydrofytnej vegetácie.

Po vykonaní týchto aktivít sa vyvíjali viaceré rastlinné spoločenstvá napr.: *Caricetum ripariae*, *Scorzenero-Juncetum potentilletosum anserinae*, *Juncetum gerardi eleocharicetosum uniglumis* a *Salicornio-Puccinellietum distantis*.

Na vytvorených ostrovčekoch sa masovo rozširovali halofyty ako *Chenopodium rubrum* a *Tripolium pannonicum*, v menších počtoch rástli ďalšie slanomilné druhy ako napr. *Suaeda maritima* alebo *Lotus tenuis*.

Plytká voda priaznivo ovplyvňovala šírenie porastov trste, ale jej plošné rozšírenie je už nežiadúce. Expanzia tejto rastliny predstavovala najväčší problém na lokalite, preto boli tieto porasty pasené dobytkom a vodnými byvolmi, ktorým stagnujúca voda vyhovuje. Pre zvýšenie efektivity a udržanie rovnováhy sa okrem pasenia aj kosilo. Kosenie sa kombinovalo aj so zaplavením, pretože ak sa do zrezanej stonky trste dostane voda, rastlina vyhynie.

90-te roky boli však v okolí Neziderského jazera na zrážky chudobné, preto hladina jazera a aj hladina podzemnej vody klesla. Táto skutočnosť sa odzrkadlila v desalinizácii slanísk a následne v druhovom zložení vegetácie. V dôsledku nízkeho vodného stavu zatiaľ nie je možné zavodnenie ďalších lokalít, hoci podľa ochranárov a odborníkov je toto opatrenie odôvodnené a technicky uskutočniteľné (Peltinger 2001).

Inou možnosťou pre obnovu vodného režimu vysychajúcich slanísk sú ďalšie krajinárske úpravy, akými je likvidácia odvodňovacích kanálov ich zasýpaním. Takýto projekt (LIFE04NAT/HU/8634) bol uskutočnený tiež v NP Hortobágy v rozmedzí rokov 2002 až 2005 a účinky na poškodené biotopy boli veľmi pozitívne. Hlavnou aktivitou bolo odstránenie sústav hatí a kanálov, ktoré odvádzali podzemné a povrchové vody pochádzajúce zo zrážok a dôkladné vyrovnávanie terénu. Ďalej tiež vysievanie druhu *Festuca pseudovina* na mieste likvidovaných kanálov pre podporu regenerácie pôvodnej vegetácie a ich následné mechanické ošetrovanie mulčovaním pre blokovanie nástupu burín a tak isto aj výstavba objektov pre akumuláciu zrážkovej vody a sústavný monitoring (<http://life2002.hnp.hu/en/html/hnpframe.html>).

Hĺbka menších zrušených kanálov sa pohybovala medzi 0,5 – 1 m, zazemnené boli aj väčšie kanále, ktoré mali hĺbku až 2 m a šírku 5 m. Násypy a menšie hrádze sa vybudovali zo zeminy, ktorá bola použitá pri výstavbe odvodňovacích kanálov, preto nebolo potrebné prevážať materiál z cudzej lokality, ktorá by mala iné pedologické vlastnosti ako zasolené pôdy.

Za 3 roky bola v území zrušená približne 500 km dlhá sústava kanálov. Po ukončení zemných prác v roku 2003 sa vybrali úseky najvhodnejšie na zatravnenie a vysiali sa diaspóry druhu *Festuca pseudovina*. Už v poslednom roku povrchových úprav sa zo susedných plôch šírili na novoupravený povrch rastliny, ktoré začali vytvárať slanomilné spoločenstvá.

Hneď po zásahu sa objavili prvé mierne náznaky regenerácie. Zastavila sa fragmentácia slanomilných spoločenstiev a prirodzené vzťahy medzi suchšími a vlhšími zasolenými stanovišťami začali opäť fungovať. Vytvorili sa podmienky pre procesy salinizácie, pretože voda už neodtekala, ale vždy svojím kolísaním hladiny podporila zasoľovanie stanovišť. Profitovali rastlinné druhy európskeho významu ako napr. *Cirsium brachycephalum*, alebo živočíšne druhy drop fúzatý (*Otis tarda*), a migrujúce druhy, ktoré tiahnu zo severu na juh a v jeseni sa zdržiavajú na puste, ako napr. žerjav popolavý (*Grus grus*) a kulík vrchovský (*Charadrius morinellus*). Vodu pochádzajúcu zo zrážkovej činnosti sa podarilo udržať v zasolených močiaroch, z toho profitoval aj bučiak trstový (*Botaurus stellaris*), ktorého počet hniezdnych párov stúpala.

Začali sa opätovne šíriť charakteristické panónske halofyty ako napr. *Limonium gmelinii* subsp. *hungaricum*, *Salicornia prostrata*, *Suaeda maritima* a *Camphorosma annua*. Na plochách zasýpaných kanálov sa objavil aj panónsky endemit a druh európskeho významu *Plantago schwarzenbergiana*.

Hoci ku kompletnej obnove hydrologických podmienok a pre zabezpečenie priaznivého pohybu vody na lokalite sú potrebné desaťročia, pri topení snehu sa už vyrýsovali bývalé súvislejšie korytá malých vodných tokov, medzi ktorými začalo prirodzené prúdenie vody. Zrážkové vody sa znovu akumulovali v prirodzených depresiách a mokradiach.

### Odstránenie krovín a stromov

Náletové dreviny sa na lokalitách objavujú po ukončení obhospodarovania, vo väčšine prípadov je ich expanzia znásobená aj poškodeným vodným režimom. Svojím rastom menia podmienky na stanovišti, vplývajú na druhové zloženie spoločenstiev a tým sa podpisujú na ich zásadných a nezvratných zmenách.

Medzi spontánne sa šíriace sukcesné dreviny na slaniskách patrí napr. hloh jednozemenný, ktorý sa výrazne prejavoval aj v maloplošných chránených územiach – NPR Kamenínske slanisko alebo PR Bokrošské slanisko. Odstránenie týchto krov je nevyhnutné pred vykonaním ďalších ochranných opatrení.

Jedným z riešení je ručný výrub krovín. Pre niektoré lokality je to jediná vhodná metóda. Je však veľmi prácna a nákladná a preto vhodná len pre malé územia.

Mladé porasty môžeme odstraňovať mulčovaním alebo krovinozom, staršie porasty výrubom. Častokrát diskutované je použitie chemických inhibítorov rastu. Odstraňovanie náletových drevín a ich výmladkov je vhodné v období vegetačného kludu a je potrebné, aby bola drevná hmota z lokality odstránená. Ak sukcesia pokročila tak, že na lokalite sa vyvinul les a pôvodné rastlinné spoločenstvá a druhy už nie sú prítomné, v takom prípade obnova nemá zmysel.

Po prvom čistení veľmi zarastených slanísk je zvyčajne potrebné vykonať opakované odstránenie zmladenia. Aby bolo možné realizovať „klasické“ poľnohospodárske činnosti – teda kosenie, v ideálnom prípade pasenie – je potrebný obnovný manažment spočívajúci v jednorazovom odstránení drevín výrubom.

Osvedčilo sa realizovať výrub v zime s následným spálením zvyškov po ťažbe na hromadách (mimo citlivých biotopov). V prípade plošne rozsiahlych lokalít nie je vhodné vyvážať celé dreviny mimo plochu napr. na štiepkovanie. V nasledujúcej vegetačnej sezóne je efektívne plochy mulčovať. Mulčovaním sa jednak odstraňuje výmladky drevín, zároveň sa zlikvidujú menšie zvyšky po výrube a urovná povrch terénu. Tým sa plochy pripravujú na pravidelné kosenie (upravené podľa Dražil et al. 2009).

### Finančné nároky a možné zdroje financovania

Prirodzené slaniská nie sú vysokoproduktívnym biotopom, ale zarastené lokality, ktoré majú vysoký objem nahromadenej stariny a kde patria všetky slovenské slaniská sú ekonomicky o čosi viac zaujímavé.

Niektoré indikatívne poplatky za manažment a obnovu na južnom Slovensku, ceny za služby u externých firiem, v prípade aktivít vo vlastnej réžii sú náklady lacnejšie (zdroj: osobné zdelenie pracovníkov poľnohospodárskeho družstva v Kameníne): kosba 20-30 €/ha – sušenie biomasy 15 €/ha – hrabanie 20-25 €/ha – zber 20-40 €/ha – balíkovanie 40-60 €/ha (+ nakladanie balíkov 12 €/hodina + odvoz 1,0-1,5 € za km) – bránenie 25-50 €/ha – práca bagra od 30 do 60 €/hodina.

Finančné náklady zasypania odvodňovacích kanálov v maďarskom projekte LIFENAT07/H/000324 boli nasledovné a zahŕňajú uvedené technologické postupy: – nakyprenie stavebného materiálu kanála rotačnou frézou, ktorá odsúva nakyprenú pôdu na bok, potom zasypanie a konečné urovanie povrchu bránením. Úpravám podliehali 2 kanále strednej šírky a hĺbky a dĺžka jedného kanálu je 2,3 km a druhého 5,1 km. Celkové finančné náklady na tieto parametre sú 29 500 € vrátane daní, konštrukcie obidvoch kanálov a všetkých neskorších precíznych úprav. Z toho vyplýva, že 1 km dlhý kanál s hĺbkou 1,5-2 m vychádza na 3 679 € (Ecsedi in verb.).

Založenie pasienkov je veľmi vhodné pre dlhodobý manažment slanísk, pretože pastva je najideálnejšou aktivitou pri údržbe biotopu 1530\*. V NP Kiskunság stál nákup 1041 kusov tradičných plemien hospodárskych zvierat (sivý dobytok, ošípané plemena mangalica, ovce plemena racka a kozy) 416 000 € spolu so zabezpečením zimného krmiva pre ich celoročné zdržiavanie na projektovej lokalite, a náklady na postavenie elektrického oplotenia boli 64 000 €.

V tom istom národnom parku na opustených pozemkoch bola vysiatá aj pôvodná zmes tráv. Náklady na prevádzku strojov v roku 2005 a 2006 boli 160 €/ha, náklady osiva *Festuca pseudovina* 350 €/ha a *Agrostis alba* 580 €/ha (Vajda in verb.).

Pri riadnom poľnohospodárskom využívaní (kosenie, pasenie) plôch slanísk, ktoré sú verifikované v registri LPIS, môžu poľnohospodárske subjekty poberať podporu z Programu rozvoja vidieka. Viac na [www.mpsr.sk](http://www.mpsr.sk).

## Podakovanie

Za dôležité informácie a podnety na vypracovanie manažmentového modelu ďakujeme týmto osobám a organizáciám: Zoltán Ecsedi (Hortobágy Environmental Association, Maďarsko), Zoltán Vajda (Národný park Kiskunság, Maďarsko), Attila Pellingner (Národný park Fertő-Hanság, Maďarsko), KTJ Parmel s.r.o. (obec Kamenný Most), Michal Ambros a Jozef Lengyel (Štátna ochrana prírody SR). Vedecké podklady k manažmentovému modelu boli čiastočne finančne podporené grantom VEGA 2/0181/09.

## Literatúra

- Borhidi, A., 2003: Magyarország növénytársulásai. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 pp.
- Boros, E., 2003: Alkaline lakes. National Ecological Network 4. Authority for Nature Conservation, Ministry of Environment and Water, Budapest, Hungary. 28 pp.
- Cserkész, T. & Gubányi, A., 2008: New record of Southern birch mouse (*Sicista subtilis trizona*) in Hungary. *Folia Zoologica* 57(3): 308-312.
- Čeřovský, J., Feráková, V., Holub, J., Maglocký, Š., Procházka, F., 1999: Červená kniha ohrozených a vzácných druhov rastlín a živočíchov SR a ČR. Diel 5. Vyššie rastliny. *Priroda*, a. s., Bratislava, 456 p.
- Deák, B., Török P., Kapocsi, I., Lontay, L., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B., 2008: Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájökológiai Lapok* 6 (3): 323-332.
- Demeter, A. & Veen, P. (eds), 2001: Final report on natural and seminatural grasslands in Hungary. A National Grassland Inventory Project 1997-2001. Authority for Nature Conservation, Ministry of Environment, Hungary and Royal Dutch Society for Nature Conservation.
- Dítě, D., Eliáš jun. P., Sádovský, M., 2003: Slaniská – kde sa podeli? *Ochrana prírody Slovenska*, Magazin Štátnej ochrany prírody, Banská Bystrica. 4: 8-9.
- Dítě, D., Eliáš ml. P., Sádovský, M., 2004: Recentný výskyt halofytov v Liptovskej a Spišských kotlinách (severné Slovensko). *Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava, Supl. 10*: 117-121.
- Dítě, D., Eliáš jun., P., Sádovský, M., 2008: *Camphorosmetum annuae* Rapaics ex Soó 1933 – vanishing plant community of saline habitats in Slovakia. *Thaiszia – J. Bot., Košice*, 18: 9-20.
- Dítě, D., Eliáš jun., P., Šuvada, R., 2009: The current distribution and status of community *Puccinellietum limosae* in Slovakia. *Thaiszia – J. Bot., Košice*, 19: 63-70.
- Dítě, D., Eliáš jun. P., Šuvada, R., 2010: Krátky komentovaný prehľad rastlinných spoločenstiev slanísk na Slovensku: súčasný stav. *Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava, Supl. 2*: 107-112.
- Dítě, D., Melečková, Z. & Eliáš, P. jun. 2014: *Crypsietea aculeatae*. In: Hegedúšová Vantarová, K., Škodová, I., *Rastlinné spoločenstvá Slovenska. 5. Travinno-bylinná vegetácia*. Veda, Bratislava, p. 465–480.
- Dražil, T., Šeffferová-Stanová, V., Šefffer, J., Dítě, D., Ripka, J., Celer, S., Książek, J., Žuffová, A., Janáková, M., Šoltés, R., 2009. Program starostlivosti o Národnú prírodnú rezerváciu Belianske lúky na r. 2009 – 2018. ŠOP SR – Správa TANAP a DAPHNE, Tatranská Štrba.
- Ecsedi, Z., Oláh, J., Szegedi, R., 2006: Habitat management of Hortobágy Ecoregion for bird protection. LIFE-Nature project of Hortobágy environmental association 2002-2006. Laymans Report. <http://www.hortobagyte.hu/life/reports/laymans-eng.pdf>
- Eliáš, ml. P., Dítě, D., Sádovský, M., 2003: Rastie *Acorellus pannonicus* (Jacq.) Palla na Slovensku? *Ochr. Prír., Banská Bystrica*, 22: 79-81.
- Eliáš, jun. P., Dítě, D., Grulich, V., Sádovský, M., 2008: Distribution and communities of *Crypsis aculeata* and *Heleochloa schoenoides* in Slovakia. *Hacquetia, Ljubljana*, 7/1: 5-20.
- Eliáš, jun. P., Dítě, D., Šuvada, R., 2009. Contributions to recent occurrence and phytosociology of *Chenopodium chenopodioides* (L.) AELLEN in Slovakia. *Flora Pannonica* 8: 3-9.
- Eliáš, jun. P., Fehér, A., Dítě, D., Šuvada R., 2010: Nová lokalita smlďníka lekárskeho (*Peucedanum officinale*) na Slovensku. *Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava*, 32 č. 1: 29-35.

- Fehér, A., 2007: Origin and development of the salt steppes and marshes in SW Slovakia. – *Flora Pannonica* 5: 67-94.
- Halada, L., Feráková, V., 1999: *Malcolmia africana* (L.) R. Br. In: Čeřovský, J., Feráková, V., Holub, J., Maglocký, Š., Procházka, F., Červená kniha ohrozených a vzácných druhov rastlín a živočíchov SR a ČR. Vol. 5. Vyššie rastliny, Príroda, Bratislava. p. 238.
- Háková, A., 2003: Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 157 pp.
- Kárpáti, L., 1993: Élőhely-rekonstrukció a Fertő-menti szikeseken. *Madártani Tájékoztató*, p. 11-15.
- Kelemen, J., Wagner, P., 1996: Nature Conservation Management of Grasslands in Hungary. Summary. Conservation Handbook Series of the Hungarian National Authority for Nature Conservation, 39 pp.
- Kelemen, J. (ed.), 1997: Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. 388 pp.
- Krippelová, T., 1965: Solné stepi na Žitnom ostrove. *Českoslov. Ochr. Prír.* 2: 121-133.
- Krist, V., 1940: Halofytní vegetace jz. Slovenska a severní části Malé Uherské nížiny. *Práce moravské přírodovědecké společnosti, Brno*, 12/10: 1-100.
- Krištín, A., 2003: Vnútrozemské slaniská – živočích. In: Viceníková, A., Polák, P., Európsky významné biotopy na Slovensku. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica v spolupráci s DAPHNE – Inštitútom aplikovanej ekológie. p. 12-13.
- Liamine, N. (ed.), 2007: Europe's biodiversity — biogeographical regions and seas. Biogeographical regions in Europe. The Pannonian region — the remains of the Pannonian Sea. European Environment Agency, 18 pp.
- Melečková, Z., Dítě, D., Eliáš, P. jun. & Galváněk, D. 2014: Succession of inland saline vegetation after a large-scale disturbance. *Ann. Bot. Fennici* 51/3: 285-296.
- Molnár, Zs., 1997: The land-use historical approach to study vegetation history at the century scale. In Tóth E., Horváth R. (eds): Proceedings of "Research, Conservation, Management" Conference, Aggtelek, Hungary, p. 345-354.
- Molnár, Zs., 2008: Habitat Management on the Pannonian Grasslands in Hungary. Research Report. [http://grasshabit.hu/download\\_eng/scientific\\_monitoring/toszeg/LIFE\\_Toszeg\\_botany\\_2008\\_MZs\\_szerk.doc](http://grasshabit.hu/download_eng/scientific_monitoring/toszeg/LIFE_Toszeg_botany_2008_MZs_szerk.doc).
- Molnár, Z., Borhidi, A., 2003: Hungarian alkali vegetation: Origins, landscape history, syntaxonomy, conservation. *Phytocoenologia* 33: 377-408.
- Mucina, L., 1999: Endangered ruderal plant communities of Slovakia and their preservation. *Phytocoenologia*, 17: 271-289.
- Osvačilová, V., Svobodová, Z., 1961: Floristicko-fytcenologický prieskum Nitrianskeho kraja (tématická mapa). Msc., 10 pp.
- Panteleyev, P. A., 1998: The Rodents of the Palaearctic Composition and Areas. Moscow, Pensoft.
- Patočka, J., Kulfan J., Štrbová, E., 2009: Motýle (*Lepidoptera*) v európsky významných biotopoch Slovenska. Ústav ekológie lesa SAV, Zvolen, 99 pp.
- Pellinger, A., 2001: Mekszikópusztai elárasztások. *Túzok*, 6.3: 132-141.
- Pucek, Z., 1999: *Sicista subtilis* (Pallas, 1773) – The Southern Birch Mouse. In: Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowich, W., Kryštufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V., Zima J. (eds), The Atlas of European mammals. Academic Press, London: 306–307.
- Sádovský, M., Eliáš ml. P., Dítě D., 2004: Historické a súčasné rozšírenie slaniskových spoločenstiev na juhozápadnom Slovensku. *Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava, Supl.* 10: 127-129.
- Spitzenberger, F. 2002: Die Säugetierfauna Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Band 13.
- Stanová, V., Valachovič, M. (eds), 2002: Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 225 pp.
- Szabolcs, I., 1974: Salt-affected soils in Europe. Martinus Nijhoff. The Hague. The Netherlands, p. 66.

- ŠeffEROVÁ, StanOVÁ V., JanÁK, M., Ripka, J., 2008: Management models for habitats in Natura 2000 Sites. 1530 \*Pannonic salt steppes and salt marshes. European Commission. [http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/1530\\_Pannonic\\_salt\\_steppes.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/1530_Pannonic_salt_steppes.pdf)
- Šmarda, J., 1961: Vegetační poměry Spišské kotliny. SAV, Bratislava.
- Šumberová, K., 2007: Vegetace jednoletých halofilních travin (*Crypsitea aculeatae*). In: Chytrý, M. (ed.), Vegetace ČR 1, Academia, Praha, p. 132-142.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Lontay, L., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B., 2008: Tájleptékű gyeprekonstrukció lösz és szik fűmag-keverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park (Egyek-Pusztakócs) területén. Botanikai Közlemények, 95 (1-2): 101-113.
- Tzonev, R., Lysenko, T., Gusev, Ch., Zhelev, P., 2008: The Halophytic Vegetation in South-East Bulgaria and Along the Black Sea Coast. Hacquetia, 7/2: 95-121.
- Valachovič, M., 2002a: Vnútrozemské slaniská a slané lúky. In: Stanová, V., Valachovič M. (eds): Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, p. 10.
- Valachovič, M., 2002b: Vnútrozemské slaniská a slané lúky. In: Stanová, V., Valachovič, M. (eds): Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, p. 11-12.
- Varga, Z., Vargáné, Sipos, J., 1999: Sziki erdőpuszta-rét (*Peucedano-Asteretum sedifolii* Soó 1947 corr. Borhidi 1996). In Borhidi, A., Sánta, A. (eds) Vörös könyv Magyarország növénytakarulásairól I.. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest. p. 240-242.
- Vicherek, J., 1964: K rozšíření halofytní květeny na jihovýchodním Slovensku (Košická kotlina, Potiská nížina). Biológia, Bratislava, 19: 555-557.
- Vicherek, J., 1973: Die Pflanzengesellschaften der Halophyten und Subhalophytenvegetation der Tschechoslowakei. In: Vegetace ČSSR, ser. A, Praha, 5: 79-90.
- Zlacká, S., 2005: Húsenikovec erukovitý na Medzibrockých pláňavách. Chránené územia Slovenska, Banská Bystrica, 65: 27-28.

### Relevantné projekty:

- LIFE04NAT/HU/000119. Grassland restoration and marsh protection in Egyek-Pusztakócs. <http://life2004.hnp.hu/eng/page1.html>
- LIFE04NAT/HU/008634. Restoration of pannonic steppes and marshes of Hortobagy National park <http://life2002.hnp.hu/en/html/hnpframe.html>
- LIFE05NAT/HU/000117. Habitat Management on the Pannonian Grasslands in Hungary. <http://www.grasshabit.hu/>
- LIFE07NAT/HU/000324. Sodic lake habitat restoration in the Hortobágy. [http://www.hortobagyte.hu/lifeplus\\_index.php?en](http://www.hortobagyte.hu/lifeplus_index.php?en)
- LIFE10NAT/SK/083 Obnova endemických panónskych slanísk a piesočných dún na južnom Slovensku <http://daphne.sk/pannonicsk>  
<http://www.perlypodunajska.sk/>

# 3

## **Manažmentový model pre Karpatské travertínové slaniská**

Daniel Dítě  
Tomáš Dražil  
Milan Janák



### 3. Karpatské travertínové slaniská



Iniciálne štádiá vegetácie karpatských travertínových slanísk na usadzujúcom sa prameni. Sivá brada, severovýchodný svah travertínovej kopy.  
Foto: D. Dítě

#### Opis a definícia biotopu/biotopov

Karpatské travertínové slaniská sú špecifickým a zároveň jedným z najautentickejších biotopov Karpát. Ide prevažne o maloplošné biotopy, ktoré vznikli na výveroch prameňov silne mineralizovaných vôd. Tie obsahujú značné percento rozpustených solí a výrazne ovplyvňujú chemizmus pôdy v okolí výveru. Pôda obsahuje zvýšený obsah najmä síranu horečnatého. Zrážaním solí na povrchu vzniká pramenit, tvoriaci časom na niektorých lokalitách travertínové kopy alebo štíty (Šmarda 1961). V prípadoch, keď nedochádza k tvorbe takýchto útvarov, je pramenit prítomný v slatinnej rašeline v podobe početných malých hrudiek a zrníek. Vegetačný kryt tvoria otvorené aj zapojené travinno-bylinné porasty. Niektoré rastliny vytvárajú nanistické formy (cf. Valachovič & Dítě 2002). Do súčasnosti sa na Slovensku zachovali už len fragmenty tohto biotopu, ktoré predstavujú posledné útočisko mnohých vzácných, chránených a ohrozených druhov rastlín a živočíchov v človekom atakovanej krajine.

#### Celkové rozšírenie

Karpatské travertínové slaniská sa vo forme, v akej tvoria obsah tohto biotopu, vyskytujú iba na Slovensku.

#### Rozšírenie na Slovensku

Biotop bol aj vždy na Slovensku veľmi vzácny, obmedzený iba na severne položené vnútrokarpatské kotliny. Najtypickejšie porasty sa nachádzajú iba v Popradskej a Hornádskej kotline (fyto geografický podokres Spišské kotliny), v širšom okolí obcí Gánovce, Švábovce, Kišovce, Hôrka a Baldovce, v menšej miere aj pri Hozelci a v okolí Popradu. Najznámejšou lokalitou so zastúpením biotopu Karpatské travertínové slaniská je Sivá brada pri Spišskom Podhradí.

Menej typické, druhovo ochudobnené (najmä o obligátne halofyty ako druhy *Glaux maritima* a *Plantago maritima*) a vo väčšine prípadov aj o porasty s dominanciou druhu *Trichophorum pumilum*, sú lokality v Liptovskej kotline, kde sa vyskytujú na výveroch minerálnych vôd v okolí obcí Stankovany, Liptovská Štiavnica, Ludrová, Liptovské Sliače, Bešeňová, v minulosti aj v okolí Lúčok a L. Jána. Porasty z týchto lokalít patria už do asociácie *Caricetum davallianae* a nie do *Glauco-Trichophoretum pumili*. V tejto súvislosti je potrebné poznamenať, že viaceré druhy halofytov a subhalofytov nachádzame na Spiši, v Liptove, Turci, vzácné aj inde na Slovensku (Dítě et al. 2004) i v biotope Slatiny s vysokým obsahom báz (7130).

### Charakteristika biotopu, ekológia a variabilita

Existencia biotopu Karpatské travertínové slaniská je zásadne podmienená aktivitou prameňov silne mineralizovaných vôd (obr. 1). Vysoký obsah rozpustených solí umožňuje výskyt obligátnych halofytov, ktoré sú pre tento biotop typické. Pričom halofyty sú vo vegetačnom kryte zastúpené spoločne s druhmi typickými pre slatiny s vysokým obsahom báz, kde Karpatské travertínové slaniská predstavujú najviac „mineralizované“ typy. V porovnaní aj s extrémne bázickými slatinami dosahuje vodivosť vody v prostredí omnoho vyššie hodnoty, od 2 do 4,5 (6) mS/cm a hodnoty pH sa pohybujú v rozsahu 6,3 – 7,6, teda okolo neutrálnej reakcie (Dítě, Pukajová 2004). Na viacerých lokalitách sa biotop nachádza v mozaike s vegetáciou slatín a/alebo v prípade existencie pramenitových (travertínových) kôp či štítov (úvodný obrázok) aj s vegetáciou xerotermov na zvetrávajúcom pramenite (napr. Šmarda 1961).

### Vegetácia biotopu

Karpatské travertínové slaniská sú prioritným biotopom 1340\* európskeho významu; v národnom prehľade je uvedená jednotka SL2 (Stanová & Valachovič 2002). Vegetáciu charakterizuje rastlinné spoločenstvo *Glauco-Trichophoretum pumili*. Pôvodne sa zaraďovalo do zväzu *Halo-Trichophorion pumili*. Dítě et al. (2007) toto spoločenstvo na základe analýzy vegetácie slatín slovenskej časti Západných Karpát preradili do zväzu *Caricion davallianae*. Vo vegetácii popri typických druhoch slatín s vysokým obsahom báz (napr. *Epipactis palustris*, *Pedicularis palustris*, *Primula farinosa* alebo *Pinguicula vulgaris*, obr. 7) nachádzame aj rastliny, vyžadujúce vysoký obsah solí v pôdnom substráte (obr. 2 a 3). Viaceré



**Obr. 1.** Vegetácia karpatských travertínových slanísk na silne podmáčaných miestach, východne od Gánoviec.  
Foto: D. Dítě



**Obr. 2.** Vegetácia biotopu karpatské travertínové slaniská pri obci Hôrka s dominanciou druhov *Schoenoplectus tabernaemontani* je viazaná na vysokú hladinu podzemnej vody.  
Foto: D. Dítě

z týchto halofytov rastú v Európe okrem vnútrozemských slanísk aj na morskom pobreží. Sú to *Glaux maritima*, *Triglochin maritima* a *Plantago maritima* (obr. 6). Tieto druhy sú považované za obligátne halofyty, spoločne s nimi sa v tomto biotope vyskytujú aj fakultatívne halofyty (obr. 5), napr. *Carex distans*, *Centaureum littorale* subsp. *uliginosum*, *Trichophorum pumilum*, alebo *Schoenoplectus tabernaemontani*. Z machorastov sú na karpatské travertínové slaniská viazané *Campylium elodes* a veľmi vzácné, na jedinej lokalite, druh *Bryum maratti*.

**Druhové zloženie** (Valachovič & Dítě 2002): *Carex distans*, *Centaureum littorale* subsp. *uliginosum*, *Glaux maritima*, *Juncus gerardii*, *Lotus tenuis*, *Parnassia palustris*, *Pinguicula vulgaris*, *Plantago maritima*, *Potentilla anserina*, *Primula farinosa*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Scorzonera parviflora*, *Trichophorum pumilum*, *Triglochin maritima*, *T. palustre*. V porastoch bývajú zastúpené aj vstavačovité (obr. 4), napr. *Dactylorhiza incarnata* subsp. *incarnata*, *D. lapponica*, *D. majalis* subsp. *majalis* a *D. pulchella*. Prevažná väčšina druhov je vzácných, ohrozených a zákonom chránených, viaceré sú zaradené do Červenej knihy vyšších rastlín SR a ČR (Čeřovský et al. 1999).



**Obr. 3.** Ukážka typickej vegetácie – druhy slatín spoločne s halofytmi v zachovalých porastoch východne od Gánoviec.  
Foto: D. Dítě



**Obr. 4.** Na lokalite biotopu pri obci Hôrka nachádzame bohaté populácie vstavačovitých.  
Foto: D. Dítě

**Obr. 5.** Fakultatívne halofyty:



*Centaurium littorale*  
*subsp. uliginosum*



*Carex distans*



*Lotus tenuis*

Foto: D. Dítě

**Obr. 6.** Obligátne halofyty:



*Plantago maritima*



*Glaux maritima*



*Triglochin maritima*

Foto: D. Dítě

**Obr. 7.** Vybrané druhy slatinných rašelinísk rastúce spoločne s halofytmí:



*Epipactis palustris*



*Primula farinosa*



*Pinguicula vulgaris*



*Pedicularis palustris*



*Dactylorhiza incarnata*  
subsp. *incarnata*



Typický druh extrémne bázických  
slatín *Trichophorum pumilum*.

Foto: D. Dítě

## Fauna

Faunu karpatských travertínových slanísk tvoria podobne ako v prípade flóry halobiontné druhy spolu s kalcitolerantnými druhmi, ktoré nachádzame napr. na lokalitách slatín s vysokým obsahom báz. Z motýľov (Lepidoptera) patria do prvej skupiny napr. *Gynnidomorpha vectisana* (živné rastliny *Plantago maritima*, *Triglochin palustre*), *Elachista contaminatella* (živná rastlina *Carex distans*) (Patočka et al. 2009, Patočka & Kulfan 2009). Druhú skupinu reprezentujú napr. druhy *Monochroa servella* (živná rastlina húseníc je *Primula farinosa*) a *Gynnidomorpha minimana* (živná rastlina *Pedicularis palustris*, *Triglochin* sp.) (Patočka & Kulfan 2009).

Pozoruhodným halofilným druhom, ktorého jediná známa lokalita na Slovensku je v NPR Sivá Brada je ostrôžka *Javesella salina* (cikády (Auchenorrhyncha)). Troficky sa viaže na úzky okruh hostiteľských rastlín, zrejme predovšetkým na druh *Puccinellia distans* a možno aj *Juncus gerardii*. Vzhľadom na disjunkčný areál a prevládajúcu brachyptériu je jej schopnosť znovu osídliť miesta, na ktorých bola vyhubená, značne obmedzená. Preto je zaradená medzi ohrozené druhy podľa Červenej knihy ČR a SR (Škapec et al. 1992).

Medzi druhy slatín, ktoré obývajú aj biotop karpatských travertínových slanísk patria aj európsky významné druhy slimákov rodu *Vertigo*. Ich výskyt na týchto lokalitách bol recentne potvrdený Vavrovou (2010, unpubl.) – *Vertigo angustior* v NPR Sivá Brada a PP Bešeňovské travertíny, *V. geyeri* v NPR Sivá Brada a *V. moulinsiana* v PP Bešeňovské travertíny. Ide o druhy, ktoré obývajú bázické močiare, vápnené slatiny, penovcové a bázické prameniská, pričom druh *Vertigo moulinsiana* oproti dvom zvyšným druhom preferuje viac vysokosteblovú vegetáciu (Šteffek & Vavrová 2005). Ďalšími významnými druhmi mäkkýšov týchto biotopov podľa Vavrovej (unpubl.) sú *Cochlicopa nitens*, *Pupilla alpicola* a *Cecilioides acicula*. Charakteristickou skupinou sú tiež chrobáky rodu *Dyschirius* z čeľade bystruškovité (Carabidae). Žijú v chodbách vyhlbených vo vlhkej pôde alebo v piesku. Sú závislé na prítomnosti halofilných drobníkov z rodov *Bledius* a *Carpelimus*, ktorých larvy sa živia halofytnými riasami a rozsievkami a sú teda na tomto type biotopu plne závislé (Boháč in litt.).

Z hmyzožravcov sú zastúpené bežné druhy nelesných mokradí ako *Sorex araneus*, *S. minutus*, ale aj druhy národného významu *Neomys anomalus* a *N. fodiens* (Stanko et al. 2000). Dulovnica menšia (*Neomys anomalus*) má ťažisko svojho výskytu v nížinách a pahorkatinách, prípadne vrchovinách a podhorských oblastiach. Dáva prednosť podmáčaným oblastiam, osídľuje bohaté, zarastené brehy pomaly tečúcich vôd, ale jej výskyt je potvrdený aj na stanovištiach s vysokou hladinou podzemnej vody. Niektoré miesta osídľuje spolu s dulovnicou väčšou. Výskyt dulovnice väčšej (*Neomys fodiens*) je situovaný severnejšie, ale tento druh nájdeme vo všetkých hypsografických pásmach, t.j. o jeho výskyte primárne nerozhoduje nadmorská výška, ale vhodné biotopy. Obýva brehy čistých tečúcich a stojatých vôd, v niektorých prípadoch býva zistená aj vo väčšej vzdialenosti od vody. Často pláva vo vode a potápa sa. V dôsledku rozširovania znečistenia vôd je vytláčaná do čoraz vyšších polôh (Baláž & Ambros 2007).



**Obr. 8.** Samica bránivky menlivej (*Stratiomys chamaeleon*). Jej larvy vyhľadávajú plytké jazierka so stojatou minerálnou vodou kvôli inkrustácii svojej telesnej schránky uhličitanom vápenatým.  
Foto: M. Barlog

### Trendy

Karpatské travertínové slaniská môžeme na Slovensku považovať za mimoriadne vzácny biotop s výskytom unikátnych druhov rastlín. Typické rastlinné spoločenstvo *Glauco-Trichophoretum pumili* (obr. 9) sa ocitlo na hranici vyhynutia.

Biotop bol vzácny aj historicky, v súčasnosti prežíva už iba vo fragmentoch, ktoré sú navyše viac či menej negatívne ovplyvnené ľudskou činnosťou. Počas uplynulých desaťročí bola ľudskými aktivitami značne znížená výmera biotopu (porovnaj napr. s prácou Šmarda 1961). Degradácia ostávajúcich lokalít biotopu slaných pôd prebieha aj v súčasnosti. Napríklad na lokalite Baldovce pri upravenom prameni minerálnej vody prežíva spoločenstvo už iba v pozmenených fragmentoch na ploche cca 100–150 m<sup>2</sup> (Pukajová et al. 2003).



**Obr. 9.** Typicky vyvinuté a zachované nízkobylinné porasty asociácie *Glauco-Trichophoretum pumili* s dominanciou druhu *Trichophorum pumilum* nevyžadujú manažmentové zásahy. Takéto porasty ostali na Slovensku zachované už iba na niekoľko posledných 100 m<sup>2</sup> na lokalitách Sívá brada a pri Hôrke.  
Foto: D. Dítě

### Ohrozenia

Najmä v druhej polovici 20. storočia došlo k zničeniu/poškodeniu výmery biotopu v celom, plošne značne obmedzenom areáli, predovšetkým kvôli využitiu pôdy na poľnohospodárske účely. K hlavným faktorom, ktoré v minulosti zapríčinili úbytok a degradáciu biotopu patria: odvodňovanie, eutrofizácia a ruderalizácia, priame ničenie lokalít napr. rozoraním, stavebnou činnosťou a sukcesné zmeny spôsobené absenciou tradičného obhospodarovania. Všetky ohrozenia pretrvávajú až do súčasnosti, napriek tomu, že takmer všetky lokality už majú zabezpečenú územnú ochranu.

### Odvodňovanie

Proces odvodňovania bol najintenzívnejší v rámci celého Slovenska v 60-tych a 70-tych rokoch uplynulého storočia. Biotop je na zmeny vodného režimu veľmi citlivý. Už len zdanlivo nepodstatný zásah, ako je napríklad prehĺbenie odtoku vody z minerálneho prameňa, môže mať pre jeho ďalšiu existenciu fatálne dôsledky. Narušovanie vodného režimu môžeme na niektorých lokalitách pozorovať neustále, napríklad na výtoku vody z Prírodnej pamiatky (PP) Briežky východne od Gánoviec alebo na vrchole PP Červená terasa pri Bešeňovej v Liptovskej kotline.

### Intenzifikácia poľnohospodárstva

Rozorávaním alebo premenou podmáčaných, extenzívne využívaných zasolených lúk na intenzívne využívané porasty boli v minulosti zničené alebo značne poškodené lokality napríklad v okolí obce Gánovce (obr. 10). Bývalé najviac mineralizovanou vodou ovplyvnené miesta sú dosiaľ viditeľné na rekvizovaných plochách vo forme podmáčaných plôch (obr. 11). Na niektorých sa dokonca miestami zachovali aj druhy ako *Glaux maritima*, ako napr. na lúkach pod Banskou kolóniou.



**Obr. 10.** Lokalita východne od Gánoviec – zachovaný prameň na okraji v minulosti rekultivovaných plôch.  
Foto: D. Dítě



**Obr. 11.** Lokalita východne od Gánoviec – pri zachovaní vodného režimu dokáže biotop prežiť aj drastické zásahy – rozoranie a dosiatie tráv.  
Foto: D. Dítě

#### Eutrofizácia vody

Väčšina lokalít biotopu je ohrozená eutrofizáciou povrchovej a/alebo podzemnej vody. Obhospodarovanie okolitej krajiny a splach živín z blízko ležiacich polí je príčinou zmien v chemizme vôd (zvyšuje sa dostupnosť fosfátov a nitrátov), aj keď k priamej zmene vodného režimu (napríklad odvodňovaním) nedošlo.

Biotop karpatských travertínových slanísk je extrémne citlivý na akýkoľvek zvýšený prísun živín. Slaniská v údolí Gánoveckého potoka sú existenčne ohrozené voľne vytekajúcimi splaškami z obecnej kanalizácie zo Šváboviec priamo na plochu územia európskeho významu (!) a vypúšťaním splaškových kanalizovaných vôd z obce Gánovce priamo (v súčasnosti bez čistenia!) do Gánoveckého potoka nad lokalitou. Vysoká eutrofizácia prostredia sa prejavuje nielen bezprostredne na zmene vegetácie pri samom vodnom toku, ale prúdením podzemných vôd ovplyvňuje aj vzdialenejšie biotopy slanísk a slatín.

Tolerancia halofytných porastov voči eutrofizácii je nízka, o čom svedčia degradované porasty zarastajúce trstou (*Phragmites australis*), bezkolencom (*Molinia* sp.), v extrémnych prípadoch ruderalnými druhmi *Chaerophyllum aromaticum* a *Urtica dioica*, v lepšom prípade do porastov invaduje psinček (*Agrostis stolonifera*). Napríklad v rozsiahlych slaniskových porastoch na západnom úpätí Sivej Brady výrazne expanduje trstina do halofytných spoločenstiev.



### Absencia tradičného obhospodarovania

Najrozšírenejším spôsobom využívania biotopu karpatských travertínových slanísk bolo a je pasenie hospodárskych zvierat a v menšej miere aj kosenie. V súčasnosti sa zachovalo tradičné hospodárenie v obmedzenej miere na lokalite pod Banskou kolóniou na ľavom brehu Gánovského potoka východne od Gánoviec. Pastva vo forme niekoľkých kusov hovädzieho dobytku je však pre udržanie biotopu nedostatočná. Napriek tomu, že pasenie môže spôsobovať narušenie vegetačného krytu, je pre existenciu biotopu vhodná.

### Stavebná činnosť

Stavebnou činnosťou boli zničené a sú ohrozené lokality biotopu najmä v okolí obce Hôrka (obr. 12). Zároveň na východnom okraji obce, v kontakte s intravilánom a dokonca priamo v intraviláne môžeme nájsť najlepšie zachované lokality biotopu v rámci celého areálu výskytu. Napriek viacerým snahám a dlhoročnej komunikácii so starostom a obyvateľmi obce proces neustále pokračuje. Okrem priameho zničenia časti výmery biotopu navezením zeminy a výstavbou domov tu dochádza aj k zavážaniu komunálnym odpadom (obr. 13). Medzi najznámejšie prípady zničenia lokality stavebnou činnosťou je takmer úplné zničenie travertínovej terasy pri obci Bešeňová výstavbou cesty priamo cez lokalitu začiatkom 70-tych rokov minulého storočia počas stavby vodného diela Liptovská Mara.



**Obr. 12.** Lokalita pri obci Hôrka – likvidácia vegetačného krytu v súvislosti so stavebnou činnosťou. Foto: D. Dítě



**Obr. 13.** Lokalita pri obci Hôrka – likvidácia vegetačného krytu zavážaním komunálnym odpadom. Foto: D. Dítě

### Ťažba travertínu

V minulosti boli viaceré lokality poškodené resp. zničené ťažbou travertínu. Travertín sa síce ťažil najmä na miestach, kde už nedochádzalo k aktívnemu ukladaniu pramenitu, napriek tomu dochádzalo pri ťažbe k devastácii aj aktívnych ložísk (napr. v okolí Gánoviec). Najznámejšie lokality sú Bešeňová a Dreveník, ale ťažilo sa aj pri Ludrovej, okolo Gánoviec a inde. V súčasnosti je už ťažba v útlme, ale škody spôsobené ťažbou sú nezvratné.

## Manažment

### Aktívny manažment

Zachované halofytné porasty, ktoré sú v priaznivom stave, nevyžadujú aktívny manažment. Charakteristický je ich výrazný maloplošný výskyt (napríklad typický výskyt okolo výveru minerálneho prameňa). Aktívny zásah si však vyžadujú bezprostredne susediace biotopy (slatiny, xerothermné alebo mezofilné lúčne porasty), ktoré bývajú zdrojom invázie konkurenčne silných druhov aj do biotopu slaniska. V súčasnosti na lokalitách, kde sa vyskytujú slaniská v komplexe s inými biotopmi, neprebíha žiadna forma pravidelného hospodárenia. Plochy sú opustené, hromadí sa starina. Historicky boli plochy veľ-

mi extenzívne prepášané, niekde (napríklad lokality v intraviláne obce Hôrka) aj donedávna kosené. Keďže sa slaniská vyskytujú len vtrúsene na plochách iných dominantných biotopov, pri plánovaní poľnohospodárskej činnosti musíme vždy zohľadniť ich prítomnosť. To znamená napríklad absolútne vylúčenie aplikácie hnojív v bezprostrednom okolí slanísk (aspoň do 200 m).

Biotop znáša zásahy porovnateľne s manažmentom extrémnejších typov slatín s vysokým obsahom báz. Nízke porasty s prevahou *Trichophorum pumilum* alebo *Glaux maritima* je vhodnejšie ponechať úplne bez zásahu. Takéto porasty indikujú najlepšie vyvinuté a zachované plochy biotopu.

### Kosenie

Kosenie je významný spôsob obhospodarovania krajiny. Bežne sa využíva na zabezpečenie druhej bohatosti, a to v celej škále nelesných biotopov, predovšetkým na slatinných rašeliniskách a v rôznych typoch lúčnych spoločností. Teda v biotopoch, ktoré sa po stáročia tradične každoročne kosili a dlhoročným kosením získali súčasný vzhľad a aj druhovú bohatosť. Slatiné rašeliniská, ku ktorým má biotop karpatské travertínové slaniská najbližšie sa v súčasnosti kosia ručne krovinozmi (obr. 14) alebo ľahkými, zvyčajne malými mechanizmami (obr. 15), ktoré sú adaptované na citlivé prostredie. Účelovo sa upravili aj pneumatiky vozidiel (nízky tlak, zdvojené kolesá). Po kosení sa biomasa z plochy musí odstrániť. Nevýhodou je, že zber a odnos biomasy je náročný na prácu.

Ako je už vyššie spomenuté, biotop travertínových slanísk je do veľkej miery podobný biotopu slatinných rašelinísk. Z tohto dôvodu sú aplikovateľné aj manažmentové odporúčania pre slatiny.

Manažmentové odporúčania pre slatiny v Českej republike sú nasledovné (Háková ed. 2003):

	Optimálny manažment	Alternatívny manažment
TYP MANAŽMENTU	kosenie a odstránenie čerstvej alebo suchej biomasy	kosenie a odstránenie čerstvej alebo suchej biomasy
VHODNÝ INTERVAL	raz za 1 – 2 roky, 2 × ročne alebo bez kosenia	raz za 1 – 2 roky alebo 2 × ročne
MIN. INTERVAL	raz za 3 – 5 rokov alebo bez kosenia	raz za 3 roky.

Vzhľadom na veľmi malú výmeru všetkých existujúcich lokalít biotopu na Slovensku je najvhodnejším spôsobom manažmentu ručné kosenie spojené s odstraňovaním biomasy mimo záujmové plochy, prípadne kosenie ľahkou, špeciálnou technikou, ktorá nespôsobuje stláčanie pôdneho povrchu, priamo v rézii a pod dozorom pracovníkov Štátnej ochrany prírody.



**Obr. 14.** Manažment biotopu – najcitlivejšie plochy v okolí prameňov je potrebné kosiť ručne (lokalita Baldovce).  
Foto: M. Barlog



**Obr. 15.** Manažment biotopu – v lepších terénnych podmienkach je možno použiť ručné kosačky (lokalita Sívá brada).  
Foto: M. Barlog

### Pasenie

Pasenie je v prípade lokalít, kde je biotop viac-menej zachovaný, menej vhodný spôsob manažmentu. Vzhľadom na maloplošnosť biotopu na dosiaľ existujúcich lokalitách, možnosť pastvy pripadá do úvahy prakticky iba na travertínových slaniskách východne od Gánoviec v údolí Gánovského potoka. Aj v súčasnosti sa tu pasie súkromný hovädzí dobytok v počte max. 20 kusov. Pohybom dobytku dochádza k rozšľapávaniu pôdneho aj vegetačného krytu, toto sa však nedá označiť ako iba negatívny faktor, keďže sa tým vytvárajú mikroplôšky vhodné pre prežívanie konkurenčne slabých druhov, čo je jav pozitívny (obr. 16). Ostatné existujúce lokality biotopu na Slovensku sú pre svoju maloplošnosť na pasenie celkom nevhodné.



**Obr. 16.** Lokalita východne od Gánoviec – jediné pasené karpatské travertínové slanisko na Slovensku. Napriek zošľapávaniu vegetačného krytu hovädzím dobytkom, prevažujú pozitíva nad negatívami a vytvárajú sa plôšky vhodné na prežitie citlivých rastlinných druhov, napr. *Glaux maritima*. Foto: D. Dítě

### Obnovný manažment

Na poškodených, ruderalizovaných plochách, kde prebieha eutrofizácia alebo je narušený vodný režim, dochádza postupne k vytvoreniu monodominantných porastov trste, bezkolenca alebo ruderalných druhov. Takýto charakter má napríklad časť plochy biotopu pod západným úpäťm Sivej brady. Na

obnovu biotopu s charakteristickým druhovým zložením je v tomto prípade nevyhnutný obnovný manažment.

### Obnova hydrologických podmienok

Funkčný vodný režim biotopu karpatské travertínové slaniská je zásadným faktorom podmieňujúcim jeho vznik a existenciu. Aj malé zmeny vo vodnom režime spôsobujú jeho existenčné ohrozenie. Nakoľko vodný režim je podmienený prítomnosťou a činnosťou prameňov mineralizovaných vôd, v prípade ich zničenia je obnova vodného režimu nereálna. Je potrebné mať na zreteli, že v tomto biotope sa vodný režim mení aj prirodzene, kolísaním intenzity prameňov a tiež posúvaním ich výtoku v teréne usádzaním pramenitu. Na plochách, ktoré sa dostanú mimo vplyv vody pramenit rýchlo podlieha zvetrávaniu a vegetáciu as. *Glauco-Trichophoretum pumili* vystrieda obvykle subxerothermná a suchomilná vegetácia. Ak sa vplyv vody obnoví, dochádza k návratu pôvodného vegetačného krytu. Tento fenomén je pozorovateľný najlepšie na lokalite Sivá brada. V prípade čiastočného odvodnenia lokality, ako je tomu napríklad na časti plochy s biotopom v oblasti Gánovského potoka plytkými odvodňovacími kanálmi, je možné tieto zasypať pôvodným materiálom. Vplyv mineralizovanej vody na vegetáciu je veľmi silný. Aj v prípade drastického zásahu na lokalite ako je rozoranie a dosiatie kultúrnych tráv, ak priesaky podzemnej vody neboli zničené, časom sa tu obnoví vegetačný kryt blízky pôvodnému.

### Kosenie

Pri kosení je podmienkou použitie ľahkej techniky, ktorá nespôsobuje stláčanie a zhutňovanie pôdy, respektíve nepoškodzuje geomorfologicky zaujímavé a krehké štruktúry pramenitu. Ideálne je ručné kosenie. Menej degradované halofytné porasty, kde nie je cieľom výrazne redukovať zastúpenie trste či bezkolenca stačí pokosiť raz za 2-3 roky, v závislosti od stupňa zarastenia.

Ústup *Phragmites communis* alebo *Molinia* sp. sa najefektívnejšie dosiahne kosením na začiatku ich kvitnutia. Zásobné látky sú vtedy zhromaždené v nadzemných častiach rastlín, čo oslabí ich životaschopnosť. Tento postup je účinný, ak sa opakuje každoročne počas niekoľkých rokov.

Kosenie trste na konci vegetačnej sezóny nie je vhodné, pretože živiny sú už uložené v koreňovej sústave a v ďalšom roku k zníženiu jej vitality nedochádza. Lepšie výsledky sa dosiahnu pri kosení porastov dva krát ročne.

Na sledovanie vplyvu kosenia na vitalitu trste a regeneráciu degradovaných halofytných porastov bol založený experiment v NPR Sivá brada (Dražil, Barlog, Bryndzová ined.). Od r. 2003 sa na ploche 0,5 ha na slanisku viac ako 20 rokov úplne zarastenom trstou realizuje kosenie dva krát ročne. Rozhodujúcim pre stanovenie času kosenia je fenologická fáza trste. Prvýkrát je plocha kosená koncom júna alebo začiatkom júla, v období kedy začína väčšina jedincov trste kvitnúť. Druhýkrát je trst kosená koncom septembra alebo začiatkom októbra, kedy väčšina exemplárov trste začína žltnúť. Zmeny sa monitorujú na ploche s rozmermi 5 × 5 m (fytocenologický zápis). V rámci tejto plochy sú vymedzené tri plôšky 0,7 × 0,7 m, kde sa pred každým kosením spočítajú všetky steblá trste. Zároveň sa odmeria najvyššia a priemerná výška stebiel ako ukazovatele vitality.

Po 7 rokoch sledovania sú badateľné trendy. Pôvodný porast trste tvorili jednotlivé exempláre. Reakciou trste na kosenie bolo zahusťovanie porastu odnožovaním okolo pôvodných stebiel. Počet stebiel prvýkrát klesol až po šiestich rokoch. Odlišný je trend vitality porastu trste, zaznamenávaný prostredníctvom maximálnej a priemernej výšky rastlín. Počas prvých troch rokov oba parametre výšky rástli, po piatich rokoch steblá trste sú stále menej vitálne, o čom svedčí aj tenšia hrúbka stebela (tento údaj však nie je zaznamenaný pravidelným meraním). Hoci počet stebiel v prvých 5 rokoch rástol, znižujú sa výška a hrúbka stebiel je príčinou, že pokryvnosť trste na ploche začala klesať skôr.

Čo sa týka zmien vo fytoocenologickom zložení porastov na ploche, zreteľné je postupné znižovanie pokryvnosti bylinnej vrstvy. Naopak, rastie pokryvnosť machov, aj keď veľmi pozvoľne. Počet druhov na ploche bol v prvých piatich rokoch stabilizovaný, v roku 2010 začal stúpať. Zrejmý je trend klesania pokryvnosti trste, ale napríklad po počiatočnom náraste klesá aj pokryvnosť obligátneho halofytu *Glaux maritima*.

Významným ekologickým faktorom na lokalite je jej postupné zaplavovanie povrchovou vodou. Nielen na monitorovacej ploche, ale na celej kosenej ploche (cca 0,5 ha) počas obdobia od začiatku kosenia v r. 2003 sústavne rastie podiel plôch trvalo zaliatych vodou (obr. 17). Narastaním vrstvičiek recentného pramenitu sa voda trvale drží v rôzne veľkých jazierkach, odkiaľ kaskádovite preteká. Práve tento faktor v kombinácii s intenzitou obhospodarovania dva krát ročne ale nevyhovuje niektorým citlivejším druhom pri kolonizácii plochy a je pravdepodobnou príčinou aj nižšej pokrývnosti *Glaux maritima*.

Zaujímavú spontánnu obnovu halofytných porastov na intenzívne využívaných, zmenených lúkach možno pozorovať v údolí Gánoveckého potoka (obr. 10). Pôvodné porasty boli rozorané a osiate kultúrnymi trávami (*Poa pratensis*) pred viac ako 10 rokmi, pričom vodný režim ostal nezmenený. Lúky sú kosené dvakrát ročne, bez aplikácie hnojív. V zníženinách sa dnes vyskytuje pozoruhodné spoločenstvo s veľmi hojnou *Glaux maritima* a ďalšími halofytmi ako *Centaurium littorale* subsp. *uliginosum*, *Carex distans* a *Schoenoplectus tabernaemontani*. Prísev *Poa pratensis* za niekoľko rokov z porastu takmer úplne vypadol. To dokazuje, že ak pôsobí hlavný ekologický faktor (presakujúca podzemná mineralizovaná voda až po povrch pôdy), tak tieto typy slanísk dokážu aspoň sčasti regenerovať aj po radikálnych poľnohospodárskych zásahoch.

### Pasenie

Lokality biotopu karpatských vápencových slanísk, mimo bezprostredného okolia výverov minerálnych prameňov, sa historicky využívali na extenzívnu pastvu. Použitie intenzívnejšieho pasenia hospodárskych zvierat ako obnovného postupu na lokalitách dnes, v degradovaných porastoch invadovaných trstou, bezkolencom či ruderálmi je istou alternatívou ku koseniu. Keďže primárnou príčinou degradácie týchto lokalít je vysoká eutrofizácia prostredia, problémom je nastavenie správneho zaťaženia plochy dobytkom. Príliš nízky počet zvierat nebude v dostatočnej miere redukovať expanzívne vysoké byliny, príliš vysoký počet zasa môže viesť k zvyšovaniu eutrofizácie prostredia. Taktiež môže spôsobovať nadmerné stláčanie až zhutňovanie pôdy a poškodenie recentne tvoriacich sa vrstvičiek pramenitu podobne ako ťažká poľnohospodárska technika. Tento spôsob manažmentu pripadá do úvahy len za veľmi špecifických podmienok a pri dostatočnej výmere lokality.

### Zníženie rizika eutrofizácie

V prípadoch, kedy sú lokality biotopu obklopené intenzívnou poľnohospodársky využívanou krajinou, kde sa na poliach štandardne hospodári s aplikáciou chemických hnojív je vhodné vytvárať trávnaté zasakovacie pásy. Tieto ochranné pásy nemajú byť len bezprostredne okolo travertínových slanísk, ale aj pozdĺž vodných tokov pretekajúcich slaniskami a to predovšetkým nad lokalitou slaniska. Napríklad degradáciu halofytných porastov na západnom okraji Sivej brady spôsobila kontaminácia toku pretekajúceho lokalitou, splachom živín z okolitých polí a poľného hnojiska vzdialeného niekoľko sto



**Obr. 17.** Pravidelným kosením travertínového slaniska na lokalite Sivá Brada bol pozorovaný zvýšený podiel trvalých vodných plôch.  
Foto: T. Dražil

metrov od lokality. Urgentná je situácia na slaniskách v údolí Gánoveckého potoka, kde znečistenie splaškovými odpadovými vodami je potrebné riešiť napojením na čistiareň odpadových vôd.

#### **Nároky druhov, ktoré závisia na biotope**

Nároky druhov, ktoré sú viazané na biotop karpatských travertínových slanísk sú podobné ako nároky spoločností, ktorých sú súčasťou. Preto aj nároky druhov živočíchov zahŕňajú rovnaké požiadavky ako sú požiadavky na zachovanie biotopu samotného. Primárnou požiadavkou je zachovanie nenarušeného vodného režimu a kvality vody. Druhou podmienkou je zachovanie vhodného manažmentu (hospodárenia), ktorý zamedzuje zarastaniu lokalít vysokými, kompetitívnymi bylinami a drevinami. Z hľadiska fauny sa optimálnym spôsobom manažmentu slaniskových biotopov javí extenzívna pastva, no väčšine druhov neprekáža ani intenzívnejšia pastva spojená s narúšaním pôdneho krytu, čo viacero druhov organizmov viazaných na tento biotop dokonca vyžaduje. Pásenie by malo byť rotačné s ponechaním časti plochy bez zásahu. Konvička et al. (2005) odporúčajú ponechať ročne bez zásahu cca 2/3 plôch, čo je vzhľadom na ich plošný rozsah na Slovensku ťažko realizovateľné. Ako minimálnu požiadavku odporúčame ponechať bez pastvy 5-10 % plochy, pričom by sa tiež malo upustiť od vykážania nedopaskov, ktoré môžu byť refúgiami hmyzu. Intenzívnejšia pastva môže byť problematická hlavne pre druhy vápnitých slatín, ktoré sa v tomto biotope tiež vyskytujú, napr. pre slimáky rodu *Vertigo* (Šteffek & Vavrová 2005, Sundberg 2006). Preto by sa mal režim pastvy prispôbiť lokálnym podmienkam na danej lokalite. Napríklad voliť rôznu záťaž dobytčej jednotky na jednotku plochy v slaniskových a slatinových častiach. Kosenie predstavuje len náhradný (núdzový) variant manažmentu a aj z hľadiska ochrany fauny by sa malo vykonávať len ľahkou mechanizáciou. Najšetrnejším spôsobom z hľadiska ochrany fauny je použitie lištovej kosačky, bubnová kosačka je menej vhodná, keďže odsekáva porast tesne nad zemou, vo vrstve, v ktorej nachádza úkryt väčšina bezstavovcov. Mulčovanie je z hľadiska fauny bezstavovcov úplne nevhodné a navyše nezabezpečuje odoberanie živín z ekosystému (Konvička et al. 2005).

#### **Finančné nároky a možné zdroje financovania**

Pri riadnom poľnohospodárskom využívaní (kosenie, pásenie) plôch s výskytom biotopu, ktoré sú verifikované v registri LPIS, môžu poľnohospodárske subjekty poberať podporu z Programu rozvoja vidieka. Viac na [www.mpsr.sk](http://www.mpsr.sk).

Vzhľadom na skutočnosť, že najvhodnejším spôsobom manažmentu je ručné kosenie krovínorezmi (prípadne ľahkou technikou), priamo pod gesciou Štátnej ochrany prírody SR, táto organizácia by mala každoročne vyčleniť prostriedky na realizáciu zásahov. Celková plocha s výskytom biotopu na Slovensku dosahuje približne 10 ha, potrebné finančné nároky sa dajú vyčíslieť na sumu približne 6 000 € ročne (600 €/ha).

#### **Podakovanie**

Ďakujeme Milanovi Barlogovi (ŠOP SR – Správa NP Slovenský Raj) za cenné doplnky k textu. Vedecké podklady k manažmentovému modelu boli čiastočne finančne podporené grantom VEGA 2/0181/09.

## Literatúra

- Baláž, I., Ambros, M., 2007: Rozšírenie, habitus populácie a rozmnožovanie druhov *Crocidura* Herm. a *Neomys* Kaup (Mammalia: Eulipotyphla) na Slovensku. Univerzita Konštantína Filozofa v Nitre, Fakulta prírodných vied, Nitra. 99 pp.
- Boháč, J., 2005: Brouci – střeblíkovití. In: Kučera T. (ed.): Červená kniha biotopů, <http://www.uek.cas.cz/cervenakniha>.
- Čeřovský, J., Feráková, V., Holub, J., Maglocký, S., Procházka, F., 1999: Červená kniha ohrozených a vzácných druhov rastlín a živočíchov SR a ČR. Díel 5. Vyššie rastliny. Příroda, a. s., Bratislava, 456 pp.
- Dítě, D., Pukajová, D., 2004: *Triglochin maritima* L., ohrozený druh flóry Slovenska. Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava, 26: 91-103.
- Dítě, D., Eliáš ml., P., Sádovský, M., 2004: Recentný výskyt halofytov v Liptovskej a Spišských kotlinách (severné Slovensko). Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava, Supl. 10: 117-121.
- Dítě, D., Hájek, M., Hájková, P., 2007: Formal definitions of Slovakian mire plant associations and their application in regional research. Biologia, Bratislava, 62/4: 400-408.
- Háková, A. (ed.), 2003. Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000. Ms. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 157 pp.
- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L., 2005: Ohrozený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Saggiaria, Olomouc, 128 pp.
- Patočka, J., Kulfan, J., 2009: Lepidoptera of Slovakia – bionomics and ecology/Motýle Slovenska – bionómia a ekológia. VEDA, vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied Bratislava, 312 pp.
- Patočka, J., Kulfan, J., Štrbová, E., 2009: Motýle (Lepidoptera) v európsky významných biotopoch Slovenska. Ústav ekológie lesa SAV, Zvolen, 99 pp.
- Pukajová, D., Dítě, D., Kolník, M., Dražil T., 2003: Poznámky k súčasnému rozšíreniu sivuľky prímoorskej (*Glaux maritima* L.) na Slovensku. – Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava, 25: 77-82.
- Stanko, A., Mošanský, L., Budayová, J., 2000: Príspevok k poznaniu fauny drobných zemných cicavcov (Insectivora, Rodentia) slatiniska NPR Sivá brada. Natura Carpatica 41: 101-106.
- Stanová, V., Valachovič, M., (eds) 2002: Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 225 pp.
- Sundberg, S., 2006: Åtgärdsprogram för bevarande av rikkärr inklusive arterna gulyxne *Liparis loeselii* (NT), kalkkärrsgrynsnäcka *Vertigo geyeri* (NT) och större agatsnäcka *Cochlicopa nitens* (EN). Naturvårdsverket Report 6501.
- Škapec, L. (ed.), 1992: Červená kniha ohrozených a vzácných druhov rastlín a živočíchov ČSFR – Bezstavovce. Příroda, Bratislava: 78.
- Šmarda, J., 1961: Vegetační poměry Spišské kotliny. SAV, Bratislava. 268 pp.
- Šteffek, J., Vavrová, L., 2005: Pimprlík močiarny (*Vertigo geyeri*). In: Polák, P., Saxa, A.: Priaznivý stav biotopov a druhov európskeho významu. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica, p. 409-410.
- Valachovič, M., Dítě, D., 2002: Karpatské travertínové slanská. P. 11. In: Stanová, V., Valachovič, M. (eds): Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, p. 11.
- Vicherek, J., 1973: Die Pflanzengesellschaften der Halophyten und Subhalophytenvegetation der Tschechoslowakei. – In: Vegetace ČSSR, ser. A, Praha, 5: 200 p.

# 4

## **Manažmentový model pre vegetáciu vysokých ostríc**

Richard Hrivnák  
Kateřina Šumberová  
Helena Ořáhelová  
Petra Hájková  
Milan Janák



## 4. Vegetácia vysokých ostríc



Ostricové zárasty, záliv  
Oravskej priehrady  
pri Bobrove.  
Foto: R. Hrivnák

### Opis a definícia biotopu/biotopov

Vegetácia vysokých ostríc je charakteristická dominanciou výbežkatých a trstnatých druhov rodu *Carex* (napr. *Carex acuta*, *C. acutiformis*, *C. paniculata*, *C. riparia*, *C. vesicaria*), okrajovo tiež dominanciou niektorých druhov vysokých bylín (na území Slovenska druhov *Calamagrostis canescens*, *Phalaroides arundinacea*; *Cladium mariscus* – vegetácia s dominanciou tohto druhu je ale súčasťou samostatného biotopu Ra5 Vápnité slatiny s maricou pílkatou a druhmi zväzu *Caricion davallianae* a preto nie je predmetom predkladaného hodnotenia). Porastom tejto vegetácie takmer vždy dominuje jeden druh určujúci ich celkovú fyziognómiu (edifikátor), pričom ostávajúce druhové zloženie odrzkadľuje aktuálnu ekofázu. V druhovom zložení sa preto vyskytujú typické močiarne druhy, ale aj hydrofyty, viaceré lúčne hygropyty, jednoročné druhy typické pre vegetáciu obnaženého dna, druhy rašelinísk či rôzne popínavé a lianovité druhy. Porasty sú vo všeobecnosti druhovo veľmi chudobné až chudobné, čo je dôsledkom výrazného vplyvu edifikátora. Podmienkou ich vzniku a existencie je výška a trvanie záplav, fluktuácia vodného stĺpca počas roka, ako aj niektoré ďalšie faktory prostredia (napr. trofia substrátu), ktoré dokážu modifikovať ich druhové zloženie. Porasty týchto spoločenstiev osídľujú špecifické biotopy, ktoré sú aspoň časť roka pod vplyvom povrchovej vody, najmä litorál stojatých vôd, rôzne hlboké terénne zníženiны či ripál pomaly tečúcich vôd. Typickým biotopom sú mŕtve ramená riek, zaplavované zníženiны v alúviách riek a potokov, pričom rôzne spoločenstvá majú rôznu schopnosť osídľovať aj sekundárne biotopy (vodné nádrže, materiállové jamy). V hydrosérii spoločenstiev zväčša nadväzujú na vodnú vegetáciu a trstinové spoločenstvá, na opačnom gradiente susedia s vlhkomilnými lúčnymi spoločenstvami. Viazané sú na planárny až kolínny stupeň, zriedkavejšie sú v submontánnom a niektoré typy vyznievajú v montánnom stupni.

### Rozšírenie vegetácie vysokých ostríc

Vegetácia vysokých ostríc sa vyskytuje predovšetkým v Európe, okrajovo aj v niektorých oblastiach Ázie. Relatívne častá je od Škandinávie (Dierßen 1996) a Pobaltia (Balevičienė & Balevičius 2006), cez severozápadnú (Rodwell 1995, Lawesson 2004), západnú (Weeda et al. in Schaminée et al. 1995: 161–220, Schäfer-Guignier 1994) a strednú Európu (Balátová-Tuláčková et al. in Grabherr & Mucina 1993: 80–130, Pott 1995, Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 251–268, Oťaheľová et al. 2001: 51–183, Schubert et al. 2001a, Borhidi 2003, Gaberščik et al. 2003, Matuszkiewicz 2007) až na sever Balkánskeho poloostrova (Apostolova & Slavova 1997, Lakušić et al. 2005, Stančić 2007) a východnú Európu (Korotkov et al. 1991, Ștefan & Coldea in Coldea 1997: 54–94, Sanda et al. 1999, Solomaha 2008). Ďalšie údaje sú známe aj z Pyrenejského (Rivas-Martínez et al. 2001) a Apeninského poloostrova (Balátová-Tuláčková & Venanzoni 1990, Venanzoni & Gigante 2000, Gerdol & Bragazza 2001), južného Balkánu (Dimopoulos et

al. 2005). Z Ázie existujú údaje zo Sibíri (Kiprijanova 2000, Taran 2000, Chytrý et al. 1993, Taran & Tjurin 2006), kde je ale ich výskyt omnoho zriedkavejší ako v Európe. V severnej Amerike sa vyskytuje analogická vegetácia, zväčša ale s odlišnými druhmi vysokých ostríc (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986).

### Rozšírenie vegetácie vysokých ostríc na Slovensku

Porasty vegetácie vysokých ostríc sa na území Slovenska vyskytujú predovšetkým v nížinách a kotlinách, údoliami riek prenikajú aj do mnohých pohorí v panónskej a karpatskej oblasti (Oťaheľová et al. 2001). Početné údaje sú z Podunajskej, Borskej a Východoslovenskej nížiny, kotlin na juhu stredného Slovenska, ďalej z údolí riek ako napr. Hron, Nitra, Slaná, Slatina, Turiec, Váh, vnútrokarpatských kotlin, pohorí centrálnej časti Slovenska (napr. Muránska planina, Poľana, Veporské vrchy), ale aj viacerých ďalších v centrálnej časti Západných i západného okraja Východných Karpát (napr. Bukovské vrchy, Nízke Tatry; cf. Oťaheľová et al. 2001). Existujúce informácie do roku 2000 zhrnuli Oťaheľová et al. (2001), neskôr pribudli viaceré údaje z ďalších pohorí, prípadne údaje dopĺňujúce dovedy aktuálny stav poznania (napr. Hrivnák et al. 2004, 2009; Bartošová et al. 2008; Oťaheľová et al. 2008; Dúbravková et al. 2010). Na výškovom gradiente je podstaná časť zápisov z planárneho a kolínneho stupňa, menej zo submontánneho. Výskyt porastov vegetácie vysokých ostríc vyznieva v montánnom stupni.

### Hlavné charakteristiky vegetácie vysokých ostríc, ekológia a variabilita

Vegetácia vysokých ostríc je v existujúcom fytoocenologickom systéme delená do dvoch floristicky i ekologicky dobre diferencovaných skupín na rôznej syntaxonomickej úrovni (podzväzy alebo zväzy; *Magno-Caricion elatae* – vegetácia vysokých ostríc oligotrofných až mezotrofných stanovišť; *Magno-Caricion gracilis* – vegetácia vysokých ostríc eutrofných stanovišť). Preto sa nižšie budeme venovať jednotlivým charakteristikám oddelene pre obe skupiny. Každopádne majú aj mnoho spoločných floristických i ekologických črt, ktoré sme čiastočne menovali aj v úvodnej kapitole. Z floristického hľadiska sa jedná predovšetkým o výraznú dominanciu zväčša jedného druhu vysokej ostrice resp. niektorých bylín. Z ostríc je v rámci tejto vegetácie na území Slovenska zastúpených v polohe dominant 14 druhov, z bylín sa jedná o 3 druhy. Porasty sú v porovnaní napr. s lúčnou vegetáciou druhovo chudobné. Z ekologického hľadiska je najdôležitejším faktorom prostredia vodný režim. Ostatné faktory zväčša len modifikujú druhové zloženie či podmieňujú prítomnosť alebo absenciu jednotlivých typov vegetácie.

Súčasťou porastov spoločenstiev vysokých ostríc je aj viacero ohrozených a vzácnych druhov rastlín, ktoré v tejto vegetácii nachádzajú vhodné podmienky pre svoju existenciu, niektoré tu dokonca majú svoje ekologické optimum. Patria sem napr. *Carex appropinquata*, *C. diandra*, *C. disticha*, *C. lasiocarpa*, *C. melanostachya*, *Cicuta virosa*, *Cladium mariscus*, *Comarum palustre*, *Leucanthemella serotina*, *Menyanthes trifoliata*, *Ranunculus lingua*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Scutellaria hastifolia*, *Senecio paludosus*, *Teucrium scordium*, *Thalictrum flavum*, *T. lucidum* a iné (Oťaheľová et al. 2001, Feráková et al. 2001).

### Ekologická charakteristika

#### ***Magno-Caricion elatae* – vegetácia vysokých ostríc oligotrofných až mezotrofných stanovišť**

Spoločenstvá rastú v litoráli otvorených vodných plôch, najmä riečnych ramien a rybníkov, zarastajú hlbšie terénne zníženiny uprostred komplexov slatinno-rašelínnej vegetácie, zriedkavejšie osídľujú i brehy pomaly tečúcich vôd (obr. 1 – 3). Výraznou mierou sa podieľajú na zazemňovacom procese. V hydrosérii nasledujú po spoločenstvách zväzu *Phragmition communis*. Podmienkou ich vzniku a existencie je dlhotrvajúca litorálna a len krátka terestrická ekofáza. Záplavy nie sú vysoké. Kolísanie vodného stĺpca je relatívne nevýrazné, hladina podzemnej vody sa takmer celý rok udržiava v horných častiach pôdneho profilu. Prevažná väčšina spoločenstiev je viazaná na stojaté vody. Stanovištia ich výskytu sú väčšinou mezotrofné, menej často oligotrofné, len ojedinele aj eutrofné. Pôdy sú piesčité až ílovité, humusové až rašelinné, kyslé až neutrálne. Pôdnym typom sú najčastejšie organozeme, menej často tvoria pôdy pseudogleje, ojedinele aj gleje. Vzhľadom na vysoko položenú hladinu podzemnej vody počas celého roka a trvalé nasýtenie (zamokrenie) celého pôdneho profilu prevládajú v pôde redukčné procesy. Silne zabrzdená je mikrobiálna aktivita – prevládajú anaeróbne podmienky

a miestami prebieha proces rašelinenia. Sukcesia týchto spoločenstiev smeruje k spoločenstvám triedy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*, najmä zväzov *Caricion fuscae*, *Caricion lasiocarpae*, menej *Caricion davallianae*, *Sphagno warnstorffiani-Tomenthypnion* a triedy *Molinio-Arrhenatheretea*, predovšetkým zväzov *Calthion* a *Molinion* (Balátová-Tuláčková et al. in Grabherr & Mucina 1993, Oťaheľová et al. 2001, Hájková in Chytrý 2011).

**Magno-Caricion gracilis – vegetácia vysokých ostríc eutrofných stanovišť**

Spoločenstvá rastú v litoráli otvorených vodných plôch, v terénnych zníženinách, v zaplavovaných alúviách riek a potokov a na okrajoch pomaly tečúcich vôd (obr. 4 – 7). Podieľajú sa tiež na zarastaní antropogénnych biotopov, predovšetkým vodných nádrží, materiálových jám, upravených vodných tokov, kanálov. V hydrosérií nadväzujú na spoločenstvá zväzu *Phragmition communis*, prípadne zväzu *Magno-Caricion elatae*. Podieľajú sa na záverečných štádiách v procesoch zazemňovania vodných biotopov. Pre ich existenciu je nevyhnutná rôzne dlhá litorálna ekofáza, pričom výška záplav je tiež dôležitá. Väčšiu časť roka pretrváva limózna a terestrická ekofáza. Pri nie-



Obr. 1. *Equiseto limosi-Caricetum rostratae*, Jamské pleso.



Obr. 2. *Caricetum acutiformis*, Mičinské travertíny



Obr. 3. *Carex rostrata*, Šoltýska. Foto: R. Hrivnák



**Obr. 4.** *Caricetum melanostachae*, Vrbovka



**Obr. 5.** *Galio palustris-Caricetum ripariae*, Vrbovka



**Obr. 6.** *Caricetum vesicariae*, Vrbovka



**Obr. 7.** *Caricetum gracilis*, Stará Halič. Foto: R. Hrivnák

ktorých spoločenstvách je pokles podzemnej vody veľmi výrazný. Kolísanie jej hladiny je vo všeobecnosti výraznejšie ako pri predošlom zväze. Spoločenstvá sú viazané na stojaté alebo pomaly tečúce vody. Stanovištia sú eutrofné, pôdy hlinité až ílovité, menej často piesčité až piesčitohlinité, humózne a len veľmi zriedkavo humusové alebo rašelinné, mierne kyslé až mierne zásadité. Prevládajúcim pôdnym typom sú gleje, menej časté sú pseudogleje a organozeme. V pôdach prevažujú oxidačno-redukčné procesy nad redukčnými. Oproti spoločenstvám predošlého zväzu majú lepšiu kvalitu humusu a intenzívnejšiu mikrobiálnu činnosť. Sukcesia smeruje ku vlhkomilným lúčnym spoločenstvám zväzov *Calthion*, *Alopecurion pratensis*, *Cnidion* a *Potentillion anserinae* (Balátová-Tuláčková et al. in Grabherr & Mucina 1993, Ořaheřlová et al. 2001, Šumberová in Chytrý 2011).

### Vegetácia vysokých ostríc – syntaxonomická a biotopová charakteristika

Vegetácia vysokých ostríc býva v strednej Európe radená do jediného zväzu (*Magnocaricion elatae*; cf. Matuszkiewicz 2007), často členeného do dvoch podzväzov (*Caricicion rostratae*, *Caricicion gracilis*; cf. Balátová-Tuláčková et al. in Grabherr & Mucina 1993, Ořaheřlová et al. 2001, Borhidi 2003) alebo do dvoch samostatných zväzov (*Magno-Caricion elatae*, *Magno-Caricion gracilis*; Chytrý 2011). Keďže sa obsahovo vyššie uvedené zväzy a podzväzy prekrývajú, v ďalšom používame platné názvy jednotiek na úrovni zväzov.

Vysoké ostrice často vstupujú aj do iných vegetačných typov, ktoré s ich porastami susedia, alebo syngeneticky či sukcesne súvisia (napr. porasty triedy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* T. Tx. 1937, vlhkomilné typy v rámci triedy *Molinio-Arrhenatheretea* R. Tx. 1937; cf. Hájek & Háberová 2001, Janišová et al. 2007). Pre identifikáciu porastov zv. *Magno-Caricion elatae* a *Magno-Caricion gracilis* je preto potrebná jednoznačná floristická diferenciacia (cf. Ořaheřlová et al. 2001).

### *Magno-Caricion elatae* – vegetácia vysokých ostríc oligotrofných až mezotrofných stanovišť

Táto jednotka na území Slovenska zahŕňa porasty výbežkatých a trstnatých vysokých ostríc. V prehľade vlhkomilnej vegetácie Slovenska sa uvádzalo 11 jednotiek (cf. Ořaheřlová et al. 2001) – *Cladietum marisci*, *Cicuto-Caricetum pseudocyperi*, *Caricetum elatae*, *Peucedano-Caricetum lasiocarpae*, *Caricetum diandrae*, *Caricetum paradoxae*, *Equiseto limosi-Caricetum rostratae* (obr. 1), *Marchantio-Caricetum acutiformis*, *Caricetum acutiformis* (obr. 2), *Caricetum paniculatae*, *Calamagrostietum canescentis*, kde 10 malo recentné fytoocenologické údaje a 1 asociácia bola považovaná za zaniknutú (*Marchantio-Caricetum acutiformis*; uvádzaná z Východoslovenskej nížiny, oblasti neskôr zatopenej vodami terajšej Zemplínskej Šíravy). V posledne publikovanom zozname syntaxónov Slovenska (Jarolímek et al. 2008) sa uvádza 14 jednotiek. Okrem spoločenstiev uvedených už v staršom zozname je to aj *Comaro-Caricetum lasiocarpae*, zistené v roku 2005 v Turčianskej kotline (Bernátová et al. 2006), *Calletum palustris* a *Carici-Menyanthetum*. *Calletum palustris* nemalo doteraz dostupný relevantný fytoocenologický materiál z územia Slovenska; nedávno sa asociácia zaznamenala na Orave (Hrivnák et al. 2011). Druhá uvedená asociácia nie je nateraz dokladovaná fytoocenologickými zápismi. Obe spoločenstvá bývajú často radené do zväzu *Carici-Rumicion hydrolapathi* (cf. Šumberová et al. in Chytrý 2011), podobne ako *Cicuto-Caricetum pseudocyperi*. Vzhľadom na uvedené skutočnosti, nedostatok fytoocenologického materiálu, špecifické ekologické charakteristiky, ako aj nejasné syntaxonomické postavenie, nezahŕňame tieto asociácie pre potreby tejto práce do ďalšieho hodnotenia.

### *Magno-Caricion gracilis* – vegetácia vysokých ostríc eutrofných stanovišť

Počet spoločenstiev v rámci tejto jednotky je na Slovensku ustálený; v recentných prehľadoch sa uvádza 7 asociácií (Ořaheřlová et al. 2001, Jarolímek et al. 2008) – *Caricetum intermediae*, *Caricetum gracilis* (obr. 7), *Caricetum vesicariae* (obr. 6), *Galio palustris-Caricetum ripariae* (obr. 5), *Caricetum vulpinae*, *Caricetum melanostachyae* (obr. 4) a *Phalaridetum arundinaceae*.

Vegetácia vysokých ostríc nepatrí medzi biotopy európskeho významu; v národnom prehľade je uvedená jednotka Lk10 Vegetácia vysokých ostríc (Stanová & Valachovič 2002). Táto z obsahového hľadiska zahŕňa obidva vyššie uvedené zväzy.

### Trendy

Pri trendoch je potrebné rozlišovať dve vyššie uvedené skupiny porastov vysokých ostríc, ktoré majú odlišné ekologické charakteristiky a na to nadväzujúc, aj schopnosť reagovať na zmeny prostredia v ktorom sa vyvíjajú a prežívajú. Vo všeobecnosti je ale zrejмый ústup (najmä pokles počtu lokalít a ich rozlohy, fragmentácia, degradácia prostredia prejavujúca sa zmenami v druhovom zložení a štruktúre porastov) vegetácie vysokých ostríc v prirodzených biotopoch v dôsledku intenzívneho využívania krajiny človekom a s ním súvisiacimi zmenami jednotlivých prvkov v krajine. Porasty zväzu *Magno-Caricion elatae* majú na rozdiel od porastov zväzu *Magno-Caricion gracilis* nepomerne horšiu schopnosť adaptability a šírenia sa na človekom novovytvorené biotopy (úmelé vodné nádrže s rôznym účelom, materiálové jamy). Preto trend v ich ústupe je jednoznačnejší. Pri vegetácii vysokých ostríc eutrofných stanovišť je klesajúci trend v existencii na prirodzených stanovištiach kompenzovaný do istej miery práve obsadzovaním sekundárnych stanovišť. Samozrejme pri oboch typoch tejto vegetácie existujú výnimky. V rámci zväzu *Magno-Caricion elatae* má *Caricetum acutiformis* (najmä v nižších a stredných nadmorských výškach), *Equiseto limosi-Caricetum rostratae* a okrajovo aj *Caricetum paniculatae* (v stredných a vyšších polohách) schopnosť osídľovať sekundárne stanovištia. Na druhej strane v rámci zväzu *Magno-Caricion gracilis*, *Caricetum intermediae* či *Caricetum melanostachyae* nie sú, vzhľadom na špecifické podmienky prostredia v ktorých rastú, schopné šíriť sa na sekundárne stanovištia. Ich výskyt bol na území Slovenska vždy relatívne vzácny a existujúce trendy ich čoraz viac radia medzi mimoriadne vzácne a silne ohrozené spoločenstvá. V špecifických prípadoch môže byť vegetácia vysokých ostríc považovaná za negatívny činiteľ. Porasty sa výraznou mierou podieľajú na prirodzenej sekundárnej sukcesii otvorených vodných plôch, ktorých vegetácia môže byť z hľadiska zachovania prírodného dedičstva viac ohrozená. Pri narušení vodného režimu (v prospech trvale vyššej hladiny vody) v kombinácii s absenciou pravidelného hospodárenia, napr. pri druhovo bohatých aluviálnych lúkach zväzu *Cnidion venosi*, dochádza k postupným zmenám v druhovej skladbe a prevládnutiu niektorého druhu vysokej ostrice, ktorý zväčša potlačí konkurenčne slabšie druhy často vzácných bylín. Podobných, aj keď veľmi špecifických prípadov, je viac, každopádne nie sú výraznejším protipólom celkového trendu ústupu vegetácie vysokých ostríc a zvyšovania jej ohrozenosti.

### Ohrozenie

#### Vodný režim

Vodný režim je jeden z najdôležitejších faktorov prostredia vplývajúci na vznik a existenciu vodnej a močiarnnej vegetácie (cf. Lacoul & Freedman 2006), vrátane vegetácie vysokých ostríc. Táto vegetácia je vo všeobecnosti veľmi citlivá na zmeny vodného režimu, najmä kolísanie hladiny vody na povrchu pôdy a v pôdnom profile, výšku a trvanie záplav, či čas kedy ku záplavám dochádza. Rozkolísaný vodný režim (záplavy a výrazný pokles vody do pôdneho profilu) znamená zmeny v druhovom zložení (napr. postupnú absenciu rašelinných druhov v prípade viacerých spoločenstiev zväzu *Magno-Caricion elatae*; napr. Hájková in Chytrý 2011) a štruktúre porastov (napr. redukcia viacvrstvovej štruktúry na jednu vrstvu danú dominujúcou ostricou), pre viaceré typy tejto vegetácie postupný rozpad (najmä vegetáciu zväzu *Magno-Caricion elatae*; napr. Balátová-Tuláčková 1976) a nahradenie iným typom vegetácie (napr. inváziu *Calamagrostis canescens* do porastov *Caricetum elatae*; Hanáková & Duchoslav 2003). V prípade rozkolísania vodného režimu pri vegetácii s vývojom na organozemiach dochádza k podstatným zmenám v pôdnych charakteristikách; v mikrobiálnej činnosti, rozklade (mineralizácii) a zmene pôdnych podmienok, ktoré sa pre niektoré typy vegetácie (napr. *Caricetum diandrae*, *Comaro-Caricetum lasiocarpae*) stávajú suboptimálnymi až nevhodnými. Dôsledkom je postupná degradácia až zánik porastov na daných stanovištiach. Výška a trvanie záplav je ďalší dôležitý faktor, ktorý výraznejšie ovplyvňuje najmä vegetáciu zväzu *Magno-Caricion gracilis*. Absencia záplav, ako dôsledok vodohospodárskych úprav, znamená ústup vodných a močiarnnych druhov v prospech vlhkomilných a v prípade poklesu vody hlbšie v pôdnom profile aj mezofilných druhov, hromadenie biomasy, pokles druhovej bohatosti a vznik zväčša jednovrstvovej štruktúry porastov (cf. napr. Balátová-Tuláčková 1976, Oťaheľová et al. 2001). Dominanty spoločenstiev majú rôznu schopnosť odolávať takémuto vplyvu s tým, že ak záplavy absentujú dlhšie (napr. dva a viac rokov po sebe), znamenajú rozvrat porastov a nahradenie inými. Pre úplnosť treba povedať, že pri niektorých typoch vegetácie je možný aj opačný proces, teda opätovné osídľovanie vhodných stanovišť alebo premena iných typov vegetácie práve vegetáciou vysokých ostríc pri dlhodobom pôsobení záplav (napr. zmeny rašelinnej vegetácie pri zapla-

vení na porasty zväzu *Magno-Caricion elatae*, Navrátilová & Navrátil 2005a, b; rozpad a následné zmeny jelšových porastov pri zaplavení na porasty as. *Caricetum elatae*, Hanáková & Duchoslav 2003). Rovnako časovo dlhodobá stagnácia vody na povrchu pôdy nevyhovuje všetkým dominantným druhom v rámci vegetácie vysokých ostríc. Druh *Phalaris arundinacea* je citlivý na nedostatok kyslíka a preto reaguje na dlhodobé záplavy negatívne (Hejný 2000), naopak napr. druh *Carex vesicaria* dobre znáša aj dlhobojšie zaplavenie (Hejný 1960). Trvalé zaplavenie (predovšetkým eutrofnou vodou) zväčša spôsobuje premenu vegetácie vysokých ostríc na trstinové porasty (Hájková in Chytrý 2011).

### Režim živín v pôde

Najčastejším typom zmien režimu živín v pôde je v súčasnosti eutrofizácia, t.j. obohacovanie pôdy o živiny. Tento proces sa dotýka predovšetkým oligo- a mezotrofnejších spoločenstiev v rámci vegetácie vysokých ostríc. Na dodatočnom prísune živín sa podieľa predovšetkým poľnohospodárska činnosť (hnojenie okolitých poľnohospodárskych pozemkov, splachy a prísun živín cez vodné toky, hnojenie rybníkov pre zvýšenie produkcie). Eutrofizácia sa prejavuje postupným ústupom oligo- a mezotrofných druhov, nástupom eutrofných druhov a pri vysokej koncentrácii niektorých živín (najmä dusíka) aj nástup nitrofilných druhov a postupnou ruderalizáciou porastov. Systematickému dodatočnému prísunu živín dokážu odolávať len niektoré porastotvorné druhy vysokých ostríc (napr. *Carex acuta*, *C. riparia*; len do určitého stupňa), naopak niektoré iné (napr. *Carex lasiocarpa* – citlivá na vápnenie, Hejný 2000; *C. diandra*, *C. appropinquata*) ustupujú relatívne rýchlo.

### Zazemňovacie procesy

Zazemňovacie procesy sú súčasťou postupnej premeny prirodzených vodných biotopov. Vegetácia vysokých ostríc vstupuje do tohto procesu v určitom momente (cf. Neuhäusl 1965, Ořahelová et al. 2001) a neskôr je, rovnako ako sukcesne prechádzajúce typy vegetácie (vodná či trstinová vegetácia), týmto procesom sama menená. Na zazemňovaní sa podieľa ako samotná vegetácia (ukladaním fytomasy, zachytávaním rôzneho materiálu), tak aj splachy rôzneho materiálu (sedimentu rôznej veľkosti a pôvodu) z okolia. Keďže močiarna vegetácia je v súčasnosti častokrát obkolesená poľnohospodárskymi pozemkami (napr. ornou pôdou) dochádza k urýchleniu tohto procesu (oproti prirodzenému) splachmi pôdy a živín z polí.

### Zmeny krajiny a jej využívanie človekom

Formovanie krajiny človekom má z časového hľadiska dlhodobý charakter a s vývojom ľudskej populácie sa stupňuje. Medzi aktivity negatívne vplyvajúce na vegetáciu vysokých ostríc patria najmä tie, ktoré súvisia so zabránením tvorby vhodných biotopov prirodzenou cestou. Je všeobecne známe, že medzi typické prirodzené biotopy vegetácie vysokých ostríc patria inundačné územia, najmä mŕtve ramená riek. Tieto sa vplyvom úprav a najmä stabilizáciou korýt tokov, budovaním protipovodňových hrádzí a využívaním alúvií ako oráčiny/polia na väčšine našich riek netvoria už dlhé obdobie. Výnimkou sú inundácie tokov ohraničené v dôsledku ich ohrádzovania, kde sa lokálne tento proces ešte zachoval. Rovnako ďalší typ stanovišť vhodný pre vegetáciu vysokých ostríc, hlbšie terénne zníženie uprostred komplexov rašelinísk, sa vplyvom zmien v krajine nevytvára (prebieha len ich prirodzené zazemňovanie resp. v prípade rašelinísk s nenarušeným vodným režimom sa zachováva existujúci status). Týmto spôsobom v krajine nevznikajú prirodzené stanovišťa pre výskyt vegetácie vysokých ostríc, čo v kombinácii s ďalšími vplyvmi a neschopnosťou niektorých spoločenstiev osídlovať človekom novovytvorené biotopy môže znamenať z dlhodobého hľadiska ich vymiznutie z krajiny.

### Priama likvidácia vhodných biotopov alebo vegetácie na týchto biotopoch činnosťou človeka

Prejavuje sa najmä odvodňovaním mokradí, kedy dochádza k rýchlemu rozvratu spoločenstiev (vrátane vegetácie vysokých ostríc) s neskorším využitím pre rôzne typy ľudskej činnosti (poľnohospodárstvo, výstavbu), či zasypávaním mokradí rôznym materiálom (skládky). Odvodnenie nemusí byť priame, stačí ak dochádza k odvodneniu niektorej časti povodia, prípadne k odvedeniu vôd z jedného (mikro) povodia do druhého, či iným zmenám vodného režimu v ich okolí. V našich podmienkach proces odvodňovania mokradí akceleroval najmä v 20. storočí. V prípade antropogénnych vodných nádrží do-

chádza často k ich čisteniu, odstraňovaniu sedimentov, v ktorých je vegetácia zakorenená, čo znamená okamžitú likvidáciu s dlhodobejším procesom návratu (cf. Hájková in Chytrý 2011, Šumberová in Chytrý 2011). Negatívne sa prejavujú aj ďalšie aktivity, napr. intenzívny chov hospodárskych zvierat (zošlapovanie, spásanie), znečisťovanie odpadom a odpadkami či aktivity súvisiace s využitím „voľného času“ ľudí (napr. prejazd motorkami či terénnymi autami, rybárstvo či člnkovanie pri vodných nádržiach s odstraňovaním vegetácie). Pri vegetácii rastúcej na organozemiach dochádzalo a stále dochádza aj k likvidácii ťažbou rašeliny (Ořaheľová et al. 2001).

#### Absencia tradičného hospodárenia resp. pravidelné kosenie porastov

Časť vegetácie vysokých ostríc (najmä zväzu *Magno-Caricion gracilis*) bola dlhodobo obhospodarovaná (napr. kosenie raz ročne alebo raz za niekoľko rokov v letnom období pri poklese vody hlbšie pod úroveň povrchu pôdy, extenzívne prepásanie dobytkom). Absencia tejto činnosti znamená urýchlenie sukcesných procesov najmä v podmienkach suboptimálnych (teda tam kde je ich výskyt vzhľadom na podmienky prostredia okrajový; napr. suchšie stanovištia) pre daný typ vegetácie. Na druhej strane pravidelné kosenie (najmä opakované počas jedného vegetačného obdobia) porastov vysokých ostríc, často v kombinácii s ďalšími antropickými činnosťami, prispieva k ich potlačeniu a premene na sukcesne nadväzujúce porasty vlhkých lúk (cf. napr. Podubský 1948, Balátová-Tuláčková 1995, Šumberová in Chytrý 2011). Rovnako vypaľovanie porastov bolo využívaným spôsobom „obhospodarovania“ porastov. Pri ekologických podmienkach optimálnych pre rozvoj vegetácie vysokých ostríc a jednorázovom aplikovaní v dlhšom časovom rámci nie je výraznejším negatívnym faktorom. Pri častejšom opakovaní môže spôsobiť ústup jedného druhu vysokej ostrice na úkor inej (napr. pri opakovanom vypaľovaní stanovišťa je *Carex vesicaria* vytlačená odolnejším druhom voči tejto aktivite, *Carex riparia*; Hejný 1960), alebo môže potlačiť viaceré druhy rastlín typické v týchto spoločenstvách, ako aj narušiť iné prírodné procesy a môžeme ho považovať za negatívny faktor.

#### Sukcesia

Tento typ ohrozenia vegetácie vysokých ostríc môže mať ako prirodzený, tak aj antropicky podmienený charakter. Sukcesia je trvalou súčasťou vývoja všetkých spoločenstiev vrátane sekundárnych, rovnako aj určitú dobu blokovaných sukcesných štádií. V tomto prípade ide o časovo dlhodobý proces, ktorý by nemal negatívny vplyv na vegetáciu vysokých ostríc, keby fungovalo prirodzené vytváranie nových vhodných biotopov. V minulosti v dôsledku vetvenia nespevneného riečného koryta sa vytvárala sieť ramien s rôznym stupňom prepojenia s hlavným korytom (napr. tvorba mŕtvych ramien, teda zanikanie a zároveň vznik stanovišť vhodných pre vegetáciu vysokých ostríc). Tento proces v našich podmienkach už prakticky nefunguje. Časť súčasných porastov vegetácie vysokých ostríc vznikla v dôsledku odlesnenia (napr. odstránenia lužných lesov v alúviách riek a potokov), pričom pri absencii určitého spôsobu obhospodarovania majú tieto plochy tendenciu opätovného návratu k lesu prirodzeným náletom drevín (cf. napr. Balátová-Tuláčková 1976). Pretrváva aj umelé zalesňovanie stanovišť s touto vegetáciou, ktoré je ale relatívne zriedkavé vzhľadom na jeho malú úspešnosť a finančnú nákladnosť. Prirodzená sukcesia je ale častokrát urýchlená zásahmi človeka do vodného režimu priamo na lokalite alebo v jej mikro- až makro-povodí, prísunom živín a splachmi pôdy (zazemňovaním).

#### Manažment

Vo všeobecnosti je potrebné si uvedomiť, že akýkoľvek manažment vegetácie vysokých ostríc by mal byť súčasťou manažmentu celého ekosystému, v našom prípade mokradí ako takých (teda všetkých spoločenstiev v rámci sladkovodnej hydrosérie). Ďalšími kritériami vstupujúcimi do plánovania manažmentu by mali byť: 1) významnosť vegetácie z fyto geografického či regionálneho hľadiska (potreba poznať distribučné údaje využívajúc existujúce literárne či elektronické zdroje), 2) pôvodnosť vegetácie (sekundárne vzniknuté porasty nemá zväčša význam obnovovať; ich manažment v prípade dostatku financií ale netreba jednoznačne vylúčiť), 3) veľkosť plochy s výskytom vegetácie (rozlohou malé lokality sú pod silným tlakom okolitej vegetácie, spôsobov obhospodarovania okolitej krajiny a ich nákladná obnova či manažment sú často už vopred odsúdené na nezdar).



**Aktívny manažment****Manažment v prospech vegetácie vysokých ostríc**

Ochranársky manažment vegetácie vysokých ostríc je spravidla bezzásahový; v optimálnych podmienkach pri „fungujúcom“ vodnom režime sa porasty nechávajú na samovoľný vývoj (Hájková in Chytrý 2011, Šumberová in Chytrý 2011). Akonáhle dochádza k negatívnemu ovplyvneniu ekologických podmienok, resp. pri sukcesne pokročilejších porastoch alebo pri porastoch rastúcich na suchších stanovištiach, je potrebné aplikovať rôzne druhy manažmentu.

Kosenie: využíva sa jednak na i/ odstránenie nahromadenej biomasy kde sa kosením udržuje druhová bohatosť porastov a zároveň sa do istej miery potláčajú ruderálne a invázne druhy (napr. *Aster novibelgii* s. lat. alebo *Urtica dioica*), ii/ ako prevencia proti zarastaniu náletovými drevinami a krovinami. Interval kosenia býva približne raz za dva roky, jeho dĺžka závisí od konkrétnych podmienok prostredia a najmä účelu pre ktorý sa vykonáva (zväčša ešte v dlhších intervaloch). Častejšie kosenie potláča dominantné ostrice a pôsobí na túto vegetáciu negatívne; výnimkou sú ale napr. porasty s dominanciou druhu *Phalaris arundinacea*, ktoré sa kosili a dodnes niekde kosia (napr. Poiplie, povodie Moravy) každoročne alebo i viackrát ročne (cf. napr. Hejný 2000, Chytrý in Chytrý 2011). Uskutočniť by sa malo pri vhodných klimatických podmienkach, v neskorších letných mesiacoch, kedy už pôda nebýva zaplavená a je mierne preschnutá, prípadne (ojedinele) aj v zimných mesiacoch na zamrzutej pôde. Biomasu treba vždy z plochy odstániť. V minulosti sa porasty vegetácie vysokých ostríc kosili a takto získaná biomasa sa využívala ako krmivo (nižšej kvality) či podstielka pre domáce zvieratá (Balátová-Tuláčková 1976).

Pasenie: Okrajový typ manažmentu, u nás takmer nepoužívaný. V okolitých krajinách, napr. v Poľsku sa v rámci agroenvironmentálnych schém (MoARD 2007) doporučuje pri obhospodarovaní porastov vysokých ostríc maximálna hustota hospodárskych zvierat 0,2 VDJ/ha, s maximálnym zaťažením pasienku vo výške produkcie 2,5 t/ha je to 5 VDJ/ha. Doporučený začiatok obdobia pastvy v zaplavených oblastiach je nie skôr ako dva týždne po ústupe vody a ukončenie pasenia je v termíne do 15. októbra.

Odstraňovanie náletových drevín: priame odstraňovanie krovín a drevín je vhodné uskutočniť všade kde dochádza k náletu drevín. Uvedená činnosť môže byť doplnkom ku koseniu, ktoré zvyčajne nebýva každoročné, alebo sa môže realizovať na silne zamokrených alebo ťažšie dostupných lokalitách (teda na miestach, kde nie je možné kosiť; cf. Šumberová et al. 2001, Šumberová in Chytrý 2011). Činnosť je potrebné vykonávať pravidelne (každoročne) a relatívne dlhšie obdobie (niekoľko rokov za sebou); pri porastoch s narušenými ekologickými podmienkami (suchšie porasty) je potrebné činnosť realizovať trvale.

Vypaľovanie porastov: tento typ manažmentu je potrebné považovať za okrajový a realizovať len v odôvodnených prípadoch, kedy kosenie nie je možné; dôvodom je jednorázové odstránenie biomasy. Najvhodnejším obdobím je pravdepodobne zima, obdobie kedy je pôda zamrznutá. Pri vypaľovaní počas holomrazov spravidla nedochádza k poškodeniu regeneračných orgánov pri pôdnom povrchu alebo pod ním. Vypaľovanie takto slúži k odstráneniu nadzemnej biomasy (stariny) a k podporeniu vegetatívneho rozmnožovania. Zmeny svetelných podmienok môžu dočasne viesť k zmenám pokryvnosti druhov (najmä v prospech svetlomilných druhov rastlín). Takto pôsobí napr. oheň v trstinách alebo v súvislých trávnych porastoch (Háková et al. 2003). Zásah je mimoriadne citlivý na spolupôsobenie viacerých faktorov (prostredia), kedy jeho realizácia v nevhodných podmienkach môže znamenať deštrukciu porastov vegetácie vysokých ostríc. Zásah je deštruktívny voči plytko koreniacim a jednoročným druhom rastlín, ale predovšetkým voči živočíchom (najmä bezstavovcom). Odporúča sa len ak iné spôsoby riešenia zlyhali.

**Manažment smerujúci k potlačeniu vegetácie vysokých ostríc v prospech z hľadiska ochrany prírody cennejších typov vegetácie**

V špecifických prípadoch môže vegetácia vysokých ostríc predstavovať negatívne ohrozenie, z hľadiska záujmov človeka reprezentovaných ochranou prírody, pre iné typy vegetácie. Vegetácia vysokých ostríc predstavuje potenciálne nebezpečenstvo i/ pre vybrané typy vodnej vegetácie (*Potametea*) a ve-

getácie rastúcej v plytkom litorále otvorených vodných plôch (*Litoralletea*) vzhľadom na jej zamedňovaciu schopnosť a expanziu, ii/ pre rašelinnú vegetáciu (*Scheuchzerio-Caricetea fuscae*) pri postupnom zamedňovaní alebo zaplavení, kedy je vegetácia vysokých ostríc konkurenčne silnejšia a vytláča menej konkurenčne silné druhy rašelinísk, iii/ pre niektoré typy vlhkomilnej lúčnej vegetácie (napr. aluviálne a bezkolencové druhovo bohaté nížinné lúky, *Cnidion venosi* a aj *Molinion caeruleae*) pri ich trvalejšom a dlhodobejšom zaplavení, kde dochádza k nástupu vysokých ostríc, ústupu konkurenčne slabších lúčnych druhov a strate druhovej diverzity.

Kosenie: pre potlačenie expanzie vegetácie vysokých ostríc je účinné ak sa urobí 1 alebo 2 × ročne, čo vedie k obmedzeniu dominantných vysokých ostríc a zvýšeniu pokryvnosti lúčnych druhov. Tento typ manažmentu má zmysel len pri vyhovujúcich vlhkostných podmienkach (vyhovujúcich pre lúčnu vegetáciu; cf. Šumberová in Chytrý 2011); v suchších rokoch je potrebný menej častý interval kosenia, ako v rokoch vlhkých (Balátová-Tuláčková 1995). Pokosenú biomasu treba vždy z plôch odstrániť.

Odstraňovanie trsov vysokých ostríc aj s časťou substrátu, prípadne odstraňovanie sedimentu: ide o jednorázové opatrenie s možnosťou opakovania po určitom čase, kedy dochádza opätovne ku zamedňovaniu a obsadzovaniu priestoru vegetáciou vysokých ostríc (cf. Šumberová in Chytrý 2011). Opatrenie napomáha preživanju predovšetkým vegetácie plytkých vôd litorálu.

Dodatočný prísun živín (hnojenie a vápnenie): opatrenie sa v ojedinelých prípadoch používalo v minulosti na potlačenie oligotrofnej až mezotrofnej vegetácie vysokých ostríc v intenzívnejšie využívaných antropogénnych biotopoch (napr. rybníky), ako alternatíva k mechanickému odstráneniu trsov ostríc. Tento typ manažmentu je okrajový, do značnej miery problematický a považujeme ho za nevhodný.

### Obnovný manažment

Obnovný manažment striktne určený len pre obnovu vegetácie vysokých ostríc je zriedkavý a do istej miery aj nerozumný; vždy je potrebné uprednostniť ekosystémový prístup.

### Obnova vodného režimu

Podstatnou podmienkou pre existenciu vegetácie vysokých ostríc sú záplavy (ich trvanie a výška) a podľa konkrétneho vegetačného typu aj kolísanie vodného stĺpca. Preto tento typ obnovného manažmentu spočíva najmä v zaplavení stanovišťa, kde sa doposiaľ zachovali zvyšky vegetácie vysokých ostríc v rôzne degradovanej podobe. Tu je potom predpoklad ich postupného rozvoja resp. rozširovania sa. Doplnkom k tomuto zásahu môže byť sadenie trsov vysokých ostríc do substrátu. Výška a dĺžka zaplavenia, kolísanie vodného stĺpca počas roka súvisia s typom vegetácie vysokých ostríc (pozri ekológiu jednotlivých spoločenstiev; cf. napr. Ořaheřová et al. 2001, Šumberová et al. 2001, Balátová-Tuláčková et al. 1993 in Grabherr & Mucina 1993: 80–130, Hájková in Chytrý 2011, Šumberová in Chytrý 2011). Proces vyžaduje odbornú expertízu pre konkrétne stanovište a trvalé sledovanie, pre potreby jeho usmernenia. Môže sa totiž vyvíjať aj iným spôsobom a to v neprospech vegetácie vysokých ostríc (napr. pri expanzii iných močiarnych druhov, napr. *Phragmites australis*, *Typha spec. div.*).

### Ostrárenie náletových drevín

Ostrárenie drevín a krovín prebieha v prípade zarastenia náletovými drevinami, najmä jelšami či vrbami. Z praktického hľadiska je možné ho realizovať najmä na miestach, kde je pre vegetáciu vysokých ostríc viac-menej vyhovujúci vodný režim. V iných prípadoch, pri jeho narušení smerom k odvodneniu, je proces realizovateľný len v kombinácii s predošlým opatrením. Kombinácia týchto opatrení je podľa nášho názoru finančne a realizáciou náročnejšia a vzhľadom na regeneračnú schopnosť a schopnosť väčšej časti porastov vysokých ostríc osídľovať človekom novovytvorené biotopy, aj zbytočnou činnosťou. Potenciálne vhodné stanovišťa sa pravdepodobne vytvoria v rámci realizovania protipovodňového programu, pri budovaní malých vodných nádrží a najmä suchých poldrov.

### Nároky živočíšnych druhov, ktoré závisia na biotope

Z bezstavovcov sa na biotopy vysokých ostríc viaže viacero habitatových špecialistov. Z motýľov sú to napr. *Monochroa arundinetella* a *Sedina buettneri*, ktorých živnou rastlinou je *Carex acutiformis*, resp. v prípade prvého z druhov aj *Carex riparia* (Patočka & Kulfan 2009).

Biotopy vysokých ostríc sú významným potravným a hniezdnym biotopom viacerých skupín a druhov vtákov. K najvýznamnejším hniezdičom spomedzi dravcov a sov patria kaňa močiarna (*Circus aeruginosus*, obr. 8), potenciálne aj kaňa popolavá (*Circus pygargus*) a vzácnym hniezdičom je myšiarka močiarna (*Asio flammeus*, obr. 9). Významnou skupinou viazanou na tento biotop sú chriaštele, z nich najbežnejším a najmenej náročným je chriaštel vodný (*Rallus aquaticus*). Ďalej sú to chriaštel bodkovaný (*Porzana porzana*, obr. 10) a chriaštel malý (*P. parva*) a vzácnne, zatiaľ bez dokladovaného hniezdenia na Slovensku, sa vyskytuje aj chriaštel najmenší (*Porzana pusilla*). Biotopmi chriaštelov sú močiare s porastami ostríc, trstiny a pálky, pričom pre druhy *Porzana parva* a *P. pusilla* je dôležitá trvalá prítomnosť voľnej vodnej hladiny (Trnka 2002). Zo spevavcov je najbežnejším hniezdičom trsteniarik pásikový (*Acrocephalus schoenobaenus*), ďalej svrčiak zelenkavý (*Locustella naevia*) a veľmi vzácnym druhom preferujúcim ostricové porasty je trsteniarik vodný (*Acrocephalus paludicola*). Z bahniakov sa v biotope vysokých ostríc vyskytuje najmä močiarnica mekotavá (*Gallinago gallinago*). Na zber potravy využívajú biotop okrem hniezdičov tiež napr. brodivce volavka popolavá (*Ardea cinerea*), volavka purpurová (*Ardea purpurea*), volavka biela (*Egretta alba*) a volavka striebřistá (*Egretta garzetta*) a ďalšie druhy vtákov. Nekosené porasty vysokých ostríc poskytujú tiež ideálne podmienky na nocovanie zimujúcich jedincov kane sivej (*Circus cyaneus*) (Tomovčík et al. 1999).

V prípade aplikovania aktívneho manažmentu biotopov vysokých ostríc je potrebné zohľadniť dobu hniezdenia druhov vtákov viazaných na tento biotop. Za kritické obdobie považovala Kelemen (1997)



**Obr. 8.** Kaňa močiarna (*Circus aeruginosus*) obýva otvorenú krajinu nížin. Hniezdi v mokradiach s porastami trsti, pálky alebo ostríc.  
Foto: Archív SOS/BirdLife Slovensko



**Obr. 9.** Myšiarka močiarna (*Asio flammeus*) preferuje ostricové lúky s výskytom solitérnych vrbových krovín a stromov. Foto: R. Jureček



**Obr. 10.** Chriaštel bodkovaný (*Porzana porzana*) je nenápadným obyvateľom ostricových močiarov.  
Foto: Š. Benko

pri druhu *Asio flammeus* apríl – júl, pri druhoch *Porzana porzana*, *Porzana pusilla* a *Circus pygargus* máj – júl. Tomovčík et al. (1999) uviedol, že v prípade alúvia rieky Morava pravdepodobne zvýšená návštevnosť územia spolu s nevhodným termínom kosenia pred 30. júnom viedla k strate vhodných hniezdných biotopov myšiarky močiarnej (*Asio flammeus*) v území. Kosenie porastov vysokých ostríc v neskorom lete (2. polovica júla – august) tak ako je odporúčané vyššie by malo vyhovovať väčšine hniezdiacich druhov vtákov viazaných na tento biotop. V prípade kane močiarnej (*Circus aeruginosus*) a kane popolavej (*Circus pygargus*) je potrebné na ich hniezdných lokalitách aplikovať vylúčenie kosenia v dobe hniezdenia. Hniezda kaní je potrebné lokalizovať ešte pred kosbou a vyčleniť okolo nich minimálne 50 m ochrannú zónu, z ktorej sa vylúči kosenie až do 31. júla ([www.nakp.hu/tersegi/marcal.htm](http://www.nakp.hu/tersegi/marcal.htm)).

Na lokalitách s (potenciálnym) hniezdnym výskytom trsteniarika vodného (*Acrocephalus paludicola*) sa za vhodné manažmentové postupy považuje aj extenzívna pastva (menej ako 1 VDJ/ha) kombinovaná s kosením, ktoré pomáha potláčať rast trste a krovín. V niektorých územiach sa uplatňuje aj pastva koňmi, kozami a ovcami, napr. vo Wolinskom národnom parku v Poľsku (Dylawski 2004).

Jedným z najvýznamnejších druhov viazaných na biotopy vysokých ostríc na Slovensku je hraboš severský (*Microtus oeconomus*). Jeho výskyt na Slovensku sa považuje za reliktný. Rozšírenie druhu v európskej časti areálu bolo do značnej miery poznamenané klimatickými podmienkami v poľadovej dobe. S ustupujúcim pevninským ľadovcom posledného würmského zaľadnenia v pleistocéne (70 000 – 10 000 rokov p. n. l.) postupovali aj viaceré druhy fauny a osídľovali oblasti v severnej časti Európy. Časti populácií niektorých druhov neopustili svoje stanovišťa z čias zaľadnenia a postupne zanikli alebo sa zachovali na relatívne malých a izolovaných územiach ako glaciálne relikty. V prípade hraboša severského sa zachovali izolované populácie v západnej a strednej Európe a diferencovali sa tu dva poddruhy *Microtus oeconomus arenicola* a *Microtus oeconomus méhelyi* (Ambros ined.). Oba poddruhy sú v zmysle Smernice 92/43/ES o biotopoch považované za prioritné z hľadiska ochrany prírody v členských štátoch Európskej únie. Lokality hraboša severského panónskeho (*Microtus oeconomus* subsp. *méhelyi*) sú na Slovensku sústredené najmä do orografického celku Podunajskej roviny, v posledných rokoch bol zistený aj v južnej časti Hronskej pahorkatiny. Lokality sú obývané nepočetnými zväčša izolovanými populáciami. Hraboš severský panónsky je pri výbere habitatu vyhraneným špecialistom. Na našom území bol zistený výlučne v močiarnych vegetačných formáciách, najmä zamokrených ostricových porastoch zväzu *Magno-Caricion elatae*, v porastoch druhov vytvárajúcich trsy (Ambros 2010). Pre väčšinu mokradí je charakteristická prítomnosť trsov vysokých ostríc s porastami druhu *Phragmites australis* (Kratochvíl & Rosický 1955). Tieto stanovišťa sú veľmi dôležitou súčasťou biotopu hraboša severského, nakoľko pôvodne slúžili ako jedno z mála útočísk pri pravidelných záplavách v inundáciách vodných tokov. Hraboš severský si pod trsmi, ale aj v ich nadzemných častiach vytvára systém chodieb. Trsy sú tiež súčasťou rozmnožovacích stanovišť hrabošov a zároveň aj trofickými nikami, nakoľko zvie-

ratá maximálne využívajú potravnú ponuku týchto fytocenóz. Na populáciu hraboša severského malo a má najvýznamnejší vplyv ničenie jeho biotopov, odvodňovanie, zmena využitia pozemkov, najmä intenzifikácia poľnohospodárskeho využívania, chemizácia a mechanizácia a šírenie nepôvodných druhov. Súčasný stav poznania populácie *Microtus oeconomus méhelyi* na území Slovenska, nie je na úrovni, ktorá by sa dala považovať za uspokojivú pre naformulovanie účinných manažmentových opatrení (Ambros ined.). Vzhľadom na habitatové nároky druhu možno však považovať za základnú požiadavku zachovanie hydrologických pomerov typických pre biotopy vysokých ostríc, na ktoré je druh primárne viazaný. To znamená, že ako odvodňovanie, tak záplavy, resp. vysoká hladina podzemnej vody v obdobiach, ktoré nie sú typické pre tieto spoločenstvá, druhu vyhovovať nebudú. Na to je treba pamätať pri obnove vodného režimu lokalít s populáciou hraboša severského. Z aktívnych manažmentových zásahov možno s ohľadom na habitatové nároky druhu považovať za priaznivé odstraňovanie biomasy ostricových porastov kosením, ktoré spomaľuje proces zazemňovania a premeny biotopov vysokých ostríc na iné spoločenstvá. Spôsob kosenia by však mal byť natoľko šetrný, aby nedošlo k narúšaniu štruktúry trsov ostríc. Odstraňovanie trsovitej štruktúry porastov vysokých ostríc s časťou substrátu ako manažmentové opatrenie považujeme na lokalitách s výskytom hraboša severského za nevhodné. Na lokalitách so zmenených vodným režimom a nástupom nepôvodných, resp. burinných druhov je potrebné ich potláčanie.

### **Finančné nároky a možné zdroje financovania**

Pri riadnom poľnohospodárskom využívaní (kosenie, pasenie) porastov vysokých ostríc, ktoré sú verifikované v registri LPIS, môžu poľnohospodárske subjekty poberať podporu z Programu rozvoja vidieka. Viac na [www.mpsr.sk](http://www.mpsr.sk).

### **PodĎakovanie**

Za cenné doplnky a informácie k textu patrí naša vďaka Mgr. Viere Šefferovej Stanovej (DAPHNE- Inštitút aplikovanej ekológie), RNDr. Michalovi Ambrosovi (ŠOP SR, Správa CHKO Ponitrie). Vedecké podklady k manažmentovému modelu boli čiastočne finančne podporené grantom VEGA 2/0181/09.

## Literatúra

- Ambros, M., 2010: Hodnotenie krajiny na príklade prítomnosti hraboša severského panónskeho (*Microtus oeconomus méhelyi*). Dizertačná práca, Ústav krajiny ekológie SAV, Bratislava, 108 pp.
- Apostolova, I., Slavova, L., 1997: Konspekt na rastitelinite s'obšestva v Bulgarii. Compendium of Bulgarian plant communities published during 1891–1995, Sofia.
- Balátová-Tuláčková, E., 1976: Rieder- und Sumpfwiesen der Ordnung Magnocaricetalia in der Záhorie-Tiefebene und dem nördlich angrenzenden Gebiete (Synökologische Studie der *Magnocaricetalia*-Gesellschaften). Veda, Bratislava.
- Balátová-Tuláčková, E., 1995: Écologie et le rôle des Magnocaricetalia dans la succession vers les groupements de l'ordre des *Molinietalia*. Colloq. Phytosoc. 24: 561–570.
- Balátová-Tuláčková, E., Venanzoni, R., 1990: Beitrag zur Kenntnis der Naß- und Feuchtwiesen in der montanen Stufe der Provinz Bozen (Bolzano), Italien. Tüexenia 10: 153–171.
- Balevičienė, J., Balevičius, A., 2006: Qualitative and quantitative parameters of phytocenoses in Lithuanian lakes of different trophic state. Ekologija 2006: 34–43.
- Bartošová, M., Rydlo, J., Smatanová, J., 2008: Príspevek k poznání vegetace vodních makrofyt v Javorníkách. Muz. Součas., ser. natur. 23: 133–143.
- Bernátová, D., Kliment, J., Topercer, J., Obuch, J., Kučera, P., 2006: Aktuálne poznatky o rozšírení a stave populácií niektorých prírodoochrane významných taxónov cievnatých rastlín, machorastov a chár v Turčianskej kotline. Ochr. Prír., Banská Bystrica 25: 50–96.
- Borhidi, A., 2003: *Magyarország növénytársulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Coldea, G. (ed.), 1997: Les associations végétales de Roumanie. Tome 1. Les associations herbacées naturelles. Presses Universitaires, Cluj.
- Dierßen, K., 1996: *Vegetation Nordeuropas*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Dimopoulos, P., Sýkora, K., Gilissen, C., Wiecherink, D., Georgiadis, T., 2005: Vegetation ecology of Kalodiki Fen (NW Greece). Biologia 60: 69–82.
- Dúbravková, D., Hrivnák, R., Oťaheľová, H., 2010: Makrofytná vegetácia Košských mokradí (stredné Slovensko). Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava 32: 73–88.
- Dylawski, M. 2004: *Wodniczka (Acrocephalus paludicola Vieillot, 1817) w Wolińskim Parku Narodowym*. Dostupné na: [http://www.aquaticwarbler.net/download/Feb\\_2004\\_Poland\\_Abstracts\\_II.pdf](http://www.aquaticwarbler.net/download/Feb_2004_Poland_Abstracts_II.pdf)
- Feráková, V., Maglocký, Š., Marhold, K., 2001: Červený zoznam papraďorastov a semenných rastlín Slovenska (december 2001). Ochr. Prír. (Banská Bystrica). 20: 44–76.
- Gaberšič, A., Urbanc-Berčič, O., Kržič, N., Kosi, G., Brancelj, A., 2003: The intermittent Lake Cerknica: Various faces of the same ecosystem. Lakes Reservoirs Res. Managem. 8: 159–168.
- Gerdol, R., Bragazza, L., 2001: Syntaxonomy and community ecology of mires in the Rhaetian Alps (Italy). Phytocoenologia 31: 271–300.
- Grabherr, G., Mucina, L. (eds), 1993: *Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II. Natürliche waldfreie Vegetation*. Gustav Fischer Verlag, Jena/Stuttgart/New York.
- Hájek, M., Háberová, I., 2001: *Scheuchzeria-Caricetea fuscae* R. Tx. 1937, p. 186–273. In: Valachovič M. (ed.), *Rastlinné spoločenstvá Slovenska 3, Vegetácia mokradí*. Veda, Bratislava.
- Háková, A. (eds), 2003: *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000*. Ms. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Hanáková, P., Duchoslav, M., 2003: Vegetace rákosin a vysokých ostríc (tř. *Phragmito-Magnocaricetea*) nivy Moravy v Hornomoravském úvalu. III. Vegetace ř. *Magnocaricetalia*, závěrečná diskuse. Čas. Slez. Muz. Opava, Ser. A, 52: 133–150.
- Hejný, S., 1960: Ökologische Charakteristik der Wasser- und Sumpfpflanzen in den slowakischen Tiefebene (Donau- und Theißgebiet). Vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, Bratislava.
- Hejný, S., 2000: *Rostliny vod a pobřeží*, East West Publishing Company, Praha.
- Hrivnák, R., Blanár, D., Kochjarová, J., 2004: Vodné a močiarne rastlinné spoločenstvá Muránskej planiny. Reussia, Revúca, 1(1–2): 33–54.

- Hrivnák, R., Oťaheľová, H., Kochjarová, J., Dúbravková, D., 2009: Makrofytná vegetácia vodných nádrží Nízkyh Tatier (Slovensko). Bulletin Slovenskej Botanickéj Spoločnosti 31 (2): 41–51.
- Hultén, E., Fries, M., 1986: Atlas of North European vascular plants north of the Tropic of Cancer. Koeltz, Königstein.
- Chytrý, M. (ed.), 2011: Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. Akademia, Praha (in press.)
- Chytrý, M., Pešout, P., Anenonov, O.A., 1993: Syntaxonomy of vegetation of Svjatoj Nos Peninsula, Lake Baikal, 1. Non forest communities. Folia Geobot. Phytotax. 28: 337–383.
- Janišová, M. (ed.), 2007: Travnobylinná vegetácia Slovenska – elektronický expertný systém na identifikáciu syntaxónov. Botanický ústav SAV, Bratislava.
- Jarolímek, I., Šibík, J., Hegedúšová, K., Janišová, M., Kliment, J., Kučera, P., Májeková, J., Micháľková, D., Sadloňová, J., Šibíková, J., Škodová, I., Uhlířová, J., Ujházy, K., Ujházyová, M., Valachovič, M., Zaliberová, M., 2008: A list of vegetation units of Slovakia, p. 295–329. In: Jarolímek, I., Šibík J. (eds), Diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Slovakia. Veda, Bratislava.
- Kelemen, J. (ed.), 1997: Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Kiprijanova, L. M., 2000: Raznoobrazie vodnych i pribrežno-vodnyh rastitel'nyh soobščestv Berdskogo zaliva Novosibirskogo vodohranilišča. Sibirsk. Ekol. Zhurn. 2: 195–207.
- Korotkov, K.O., Morozova, O.V., Belonovskaya, E.A., 1991: The USSR vegetation syntaxa prodromus. G. E. Vilček, Moscow.
- Kratochvíl, J., Rosický, B., 1955: Hraboš severní (*Microtus oeconomus*) relikv zvěřeny z doby ledové v ČSR. Práce Brněnské základny ČSAV 24: 33–72.
- Lacoul, P., Freedman, B., 2006: Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. Environ. Rev. 14: 89–136.
- Lakušić, D., Blaženčić, J., Randelović, B., Butorac, B., Vukojičić, S., Zlatković, B., Žukovec, D., Čalić, I., Pavićević, D., 2005: Staništa Srbije. Priručnika sa opisima i osnovnim podacima. Ministarstvo nauke i zaštite životne sredine & Institut za botaniku i botanička bašta „Jevremovac“, Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd.
- Lawesson, J.E., 2004: A tentative annotated checklist of Danish syntaxa. Folia Geobot. 39: 73–95.
- Matuszkiewicz, W., 2007: Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Ed. 3. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Meusel, H., Jäger, E.J., Weinert, E. (eds), 1965: Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Ministry of Agriculture and Rural Development of Poland, 2007: Rural Development Programme for 2007-2013. Annex 10. Detailed description of agri-environmental packages and the calculation of the amount of agri-environmental payment.
- Ministerstvo pôdohospodárstva a rozvoja vidieka Slovenskej republiky 2007: Program rozvoja vidieka SR 2007-2013. Dostupné na web stránkach: www.mpsr.sk
- Navrátilová, J., Navrátil, J., 2005a: Hlavní typy nelesní rašeliništní vegetace Třeboňské pánve. Sbor. Jihočes. Muz. v Čes. Budějovicích, Přír. Vědy 45: 45–56.
- Navrátilová, J., Navrátil, J., 2005b: Stanovištní nároky ohrožených a vzácných rostlin rašelinišť Třeboňska. Zprávy Čes. Bot. Společ. 40: 279–299.
- Neuhäusl, R., 1965: Vegetation der Röhrichte und der sublitoralen Magnocariceten im Wittingauer Becken. In: Neuhäusl, R., Moravec, J., Neuhäuslová-Novotná, Z.: Synökologische Studien über Röhrichte, Wiesen und Auenwälder. Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften Prag. p. 11-177.
- Oťaheľová, H., Hrivnák, R., Valachovič, M., 2001: *Phragmito-Magnocaricetea*, p. 51–183. In: Valachovič M. (ed.), Rastlinné spoločenstvá Slovenska 3, Vegetácia mokradí. Veda, Bratislava.
- Oťaheľová, H., Hrivnák, R., Valachovič, M., Rydlo, J., Paľove-Balang, P., 2008: Vodná a močiarna vegetácia Národného parku Slovenský raj. Muzeum a súčasnosť, Roztoky, ser. natur., 23: 148–163.
- Patočka, J., Kulfan, J., 2009: Lepidoptera of Slovakia – bionomics and ecology/Motýle Slovenska – bionómia a ekológia. VEDA, Vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, Bratislava.

- Podubský, V., 1948: Vodní, bažinné a pobřežní rostliny. Výskyt, život a význam, zvláště v rybářství. Ministerstvo zemědělství, Praha.
- Pott, R., 1995: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ed. 2. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Rennwald, E. (ed.), 2000: Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands mit Synonymen und Formationseinteilung. Schriftenreihe Vegetationsk. 35: 91–112.
- Rivas-Martínez, S., Fernández-González, F., Loidi, J., Lousã, M., Penas, A., 2001: Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobot.* 14: 5–341.
- Rodwell, J.S. (ed.), 1995: British plant communities. Vol. 4. Aquatic communities, swamps and tall-herb fens. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sanda, V., Popescu, A., Arcuş, M., 1999: Revizia critică a comunităţilor de plante din România. Tilia Press International, Constanţa.
- Schäfer-Guignier, O., 1994: Weiher in der Franche-Comté: eine floristisch-ökologische und vegetationskundliche Untersuchung. *Diss. Bot.* 213: 1–239.
- Schaminée, J.H.J., Weeda, E.J., Westhoff, V. (eds), 1995: De vegetatie van Nederland. Deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. Opulus Press, Uppsala/Leiden.
- Schubert, R., Herdam, H., Weinitschke, H., Frank, J., 2001a: Prodrromus der Pflanzengesellschaften Sachsen-Anhalts. *Mitt. Florist. Kart. Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2 (2001):* 1–688.
- Schubert, R., Hilbig, W., Klotz, S., 2001b: Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg & Berlin.
- Solomaha, V.A., 2008: Syntaksonomija roslynnosti Ukrainy. Tretè nabližennja. Fitosociocentr, Kyv.
- Stančić, Z., 2007: Marshland vegetation of the class *Phragmito-Magnocaricetea* in Croatia. *Biologia* 62: 297–314.
- Stanová, V., Valachovič, M. (eds), 2002: Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 225 pp.
- Suzuki, H., Matsuda, Y., Hada, Y., Nakagawa, S., Bando, T., Takenaka, N., 1981: Scientific researches of the Kirigamine moors. The Board of Education of Suwa City, Suwa.
- Šumberová, K., Chytrý, M., Sádlo, J., 2001: Rákosiny a vegetace vysokých ostríc, p. 26–37. In: Chytrý M., Kučera, T., Kočí, M. (eds.), *Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.*
- Taran, G.S., 2000: Očerk rastitel'nosti vostočnoj časti Jelizarovskogo zakaznika (nižnaja Ob'). *Biol. Resursy Prirodopol'zovanie* 3: 3–23.
- Taran, G.S., Tjurin, V.N., 2006: Očerk rastitel'nosti pojmy Obi i goroda Surguta. *Biol. Resursy Prirodopol'zovanie* 9: 3–55.
- Tomovčík, M., Darolová, A., Kürthy, A., Vongrej, S., Chavko, J., Noga, M., 1999: Ekologické vzťahy vtákov k biotopu aluviálnych lúk, p. 161–183. In: Šeffler, J., Stanová, V. (eds), *Aluviálne lúky rieky Moravy – význam, obnova a manažment. DAPHNE – Centrum pre aplikovanú ekológiu, Bratislava.*
- Trnka, R., 2002: Chriašť najmenší. In: Danko, Š., Darolová, E., Krištín, A. (eds), *Rozšírenie vtákov na Slovensku. VEDA, Vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, Bratislava,* p. 237–238.
- Venanzoni, R., Gigante, D., 2000: Contributo alla conoscenza della vegetazione degli ambienti umidi dell'Umbria (Italia). *Fitosociologia* 37: 13–63.



# 5

## **Manažmentový model pre bezkolencové lúky**

Katarína Hegedüšová  
Helena Ružičková  
Milan Janák

## 5. Bezkolencové lúky



Jarný aspekt  
bezkolencových lúk  
na lokalite Abrod.  
Foto: J. Košťál

### Opis a definícia biotopu/biotopov

Vegetácia bezkolencových lúk zahŕňa extenzívne obhospodávané, druhovo bohaté, kvetnaté, stredne vysoké porasty; patriace do zväzu *Molinion* Koch 1926. Tieto spoločenstvá sa nachádzajú na mineralizovaných slatinných pôdach bázického až kyslého charakteru. Typické je kolísanie hladín podzemnej vody počas roka, bez povrchových záplav, s prechodným vysychaním počas leta do väčšej hĺbky. Po zvyšok roka sa podzemná voda nachádza blízko povrchu pôdy. Predpokladom ich výskytu je pravidelná, ale neskorá kosba, absencia hnojenia a špecifický vodný režim. Bezkolencové lúky sú druhovo bohaté a nachádzajú sa v nich druhy mezofilných lúk v kombinácii s druhmi slatinných rašelinísk. Rastie v nich množstvo chránených a ohrozených druhov. V obhospodávaných porastoch sa zvyčajne neuplatňuje len jedna výrazná dominanta, ale skôr niekoľko subdominant. Medzi tieto subdominanty najčastejšie patria *Molinia caerulea* agg., *Festuca rubra* agg., *Sanguisorba officinalis* a na kyslom podloží tiež *Nardus stricta* (Řezníčková 2014). Je pre ne typický iný chod fenologických fáz ako na mezofilných lúkach. Porasty sú dlho sivozelené, prvé kvitnú vstavačovitě. Plný kvetnatý aspekt dosahujú tieto lúky až koncom leta a začiatkom jesene, kedy kvitne väčšina druhov spolu s bezkolencom belasým. Kontaktnými fytocenózami sú predovšetkým slatiny s vysokým obsahom báz.

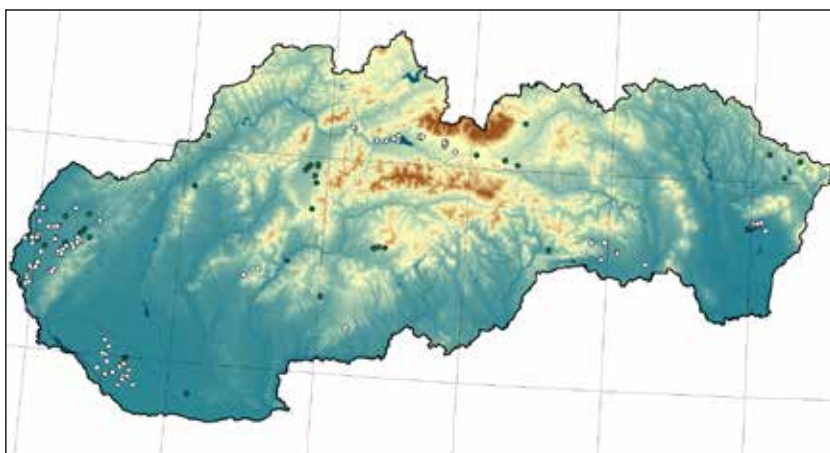
V zmysle Katalógu biotopov Slovenska (Stanová & Valachovič 2002) sú priradované k jedinej jednotke: Lk4 Bezkolencové lúky, ktoré patria medzi európsky významné biotopy. V ochranárskej praxi môže dochádzať k zámene s biotopom Ra7 Sukcesne zmenené slatiny, ktoré nepatria k európsky významným biotopom. Sú to degradované slatiny, na ktorých následkom preschnutia a poklesu vodnej hladiny došlo k úbytku alebo absencii slatinných druhov a dominancii druhu *Molinia caerulea* agg. V tomto vegetačnom type sa nevyskytujú charakteristické druhy zväzu *Molinion* (Šefferová Stanová ined.).

### Celkové rozšírenie

Tento typ lúk je rozšírený v celej strednej Európe (Kovács 1962; Ellmauer & Mucina 1993; Oberdorfer 1993; Matuszkiewicz 2001; Borhidi 2003; Burkart et al. 2004; Hájková et al. 2007). Na východe zasahuje na Ukrajinu, na juhovýchode a juhu do Rumunska, Srbska, Chorvátska a Bulharska. Západnejšie sa vyskytuje napr. v Holandsku, Švajčiarsku, Francúzsku a Španielsku, na severe zasahuje do južnej Škandinávie (Řezníčková 2014).

### Rozšírenie na Slovensku

Bezkolencové lúky boli na Slovensku historicky viazané najmä na oblasti nížin (obr. 1) viazané najmä na organogénne pôdy, menej častý je výskyt na minerálnych pôdach. Prispôsobené sú výraznému



**Obr. 1.** Rozšírenie bezkolencových lúk zväzu *Molinion caeruleae* na Slovensku. Biele symboly predstavujú historické zápisy do roku 1985, zelené symboly predstavujú recentné zápisy od roku 1985. Mapa Dušan Senko

kolísaniu hladiny podzemnej vody v priebehu vegetačnej sezóny, ktorá v letných mesiacoch výrazne klesá a pôdny profil silne presychá (Válek 1954, 1956; Balátová-Tuláčková 1966, 1968; Blažková 1973). V minulosti boli tieto lúky rozšírené predovšetkým v nížinách – na Borskej nížine, v Podunajskej nížine a v Košickej kotline (Šmarda 1951; Klika 1958; Zahradníková-Rošetzká 1965; Bosáčková 1970, 1975; Španíková 1971, 1983), čo je viditeľné aj z obrázku 1. V súčasnosti zostala z opísaných lokalít len jedna tretina (zelené symboly). Úbytok bol zaznamenaný do roku 1985, čo je následok vtedajšej doby, kolektivizácie, meliorácií, ťažby rašeliny a premeny lokalít na ornú pôdu. Roztrúsene sa vyskytujú aj vo vyšších polohách, kde doznieva vplyv teplej klímy, napr. na Poľane (obr. 2, 6), v Slovenskom stredohorí (obr. 10), v Pohronskom Inovci (obr. 11), v Štiavnických vrchoch (obr. 4, 5), vo Vtáčniku (obr. 3) a v Liptovskej a Popradskej kotline (Ružičková 1985; Balátová-Tuláčková, Háberová 1969; Balátová-Tuláčková, Kontrišová 1999; Ružičková et al. 2005, Řezníčková 2007a,b). Plošne najrozšírenejšie a druhovo bohaté bezkolencové lúky sú zachované v NPR Abrod na Borskej nížine (obr. 9, 12). Je to najrozšírenejší vegetačný typ v rámci rezervácie a zároveň ide o najväčšiu rozlohu tohto spoločenstva v rámci celého Slovenska (Stanová & Viceníková 2003). Na Podunajskej nížine a v Košickej kotline je väčšina lokalít už zničená a bezkolencové lúky sa vyskytujú len maloplošne a veľmi vzácne.

#### Charakteristika biotopu, ekológia a variabilita

Systematika bezkolencových lúk v európskom meradle je veľmi komplikovaná a neprehľadná. V strednej Európe sú dve hlavné skupiny porastov: *Eu-Molinion* – druhovo bohaté porasty na bázičkom sub-



**Obr. 2.** Bezkolencová lúka na Poľane, lokalita Dúbravy. Foto: J. Košťál

stráte a *Junco-Molinion* na kyslom substráte. Na Slovensku bolo v minulosti vo zväze *Molinion caeruleae* rozlíšených celkom 12 asociácií (Balátová-Tuláčková 1985). Tieto asociácie však boli väčšinou vymedzené len na základe dominancie niektorého druhu a neobsahovali vlastné diagnostické druhy (Řezníčková 2007a,b). Preto v súčasnosti rozlišujeme len dve asociácie. Väčšinu bezkolencových lúk radíme do asociácie *Molinietum caeruleae* (Řezníčková 2014). Vyskytujú sa prevažne na bázickejších stanovištiach od nížin do podhorí. Porasty asociácie *Junco effusi-Molinietum caeruleae* sú rozšírené na oligotrofnejších a kyslejších pôdach od nížin až do submontánneho stupňa. Obhospodarované porasty sú druhovo bohaté (50 a viac druhov), v úhoroch sa počet druhov výrazne znižuje. Jarný aspekt tvoria orchidey ako napríklad *Dactylorhiza majalis*, *Epipactis palustris* či *Gymnadenia conopsea*, spolu s kosatcom sibírskym (*Iris sibirica*, obr. 10), vo vyšších polohách aj *Trollius altissimus*. Výrazný je však jesenný aspekt, kedy kvitne väčšina druhov ako *Achillea ptarmica*, *Galium boreale* (obr. 4), *Sanguisorba officinalis*, *Succisa pratensis* (obr. 3 a 5), *Serratula tinctoria*, *Betonica officinalis* (obr. 4), *Gentiana pneumonanthe* (obr. 11), *Selinum carvifolia* a miestami aj *Dianthus superbus* (obr. 12).

Bezkolencové lúky patria medzi poloprirodné (človekom vytvorené a udržiavané) vegetačné typy. Podľa rakúskych a nemeckých vedcov (Stöhr 2003) vznikli napríklad v podhorí Álp približne pred 150 rokmi ako dôsledok zvýšenia chovu hospodárskych zvierat na mlieko a nedostatku steliva z polí. Poľnohospodári preto začali ako stelivo používať i porasty vlhkých lúk. Podľa Řezníčkovej (2014) na vlhkejších stanovištiach vznikli tieto porasty väčšinou ako náhradná vegetácia jelšín, na suchších stanovištiach ako náhradná vegetácia kyslých dúbav, nátržníkových dúbav, dubohrabín alebo bučín. Dynamika porastu závisí do veľkej miery od obhospodarovania, respektíve od jeho zanechania (sukcesie) a taktiež od zmeny vodného režimu. Pri dlhodobom narušení vodného režimu sa môže táto vegetácia vyvinúť ako náhradné spoločenstvo vápnatých slatín zväzu *Caricion davallianae* (Šmarda 1951; Klika 1958; Zahradníková-Rošetzká 1965; Bosáčková 1970, 1975; Špániková 1971). Pokiaľ dôjde k odvodneniu, mení sa toto spoločenstvo na kyslejších substrátoch na psicové trávniky zväzu *Violion caninae*, na zásaditejších na suché trávniky zväzu *Bromion erecti*. Ak sa bezkolencové lúky začnú intenzívnejšie hnojiť, zmenia sa na vlhších stanovištiach na pichliačové lúky zväzu *Calthion palustris*, na suchších miestach na ovsíkové lúky zväzu *Arrhenatherion elatioris* alebo na kultúrne lúky (Zahradníková-Rošetzká 1965; Bosáčková 1970, 1975; Stanová & Viceníková 2003, Řezníčková 2014). V horských oblastiach môže do nich prenikať psica *Nardus stricta*.

Druhové zloženie zväzu a asociácií uvádzame v súlade s prácou Řezníčkovej (2014). Taxóny so skratkou dif. za menom sú zároveň diferenciálne pre danú asociáciu oproti iným asociáciám v rámci daného zväzu. Taxóny so skratkou transgr. za menom sa vyznačujú preferenciou k niektorému z podradených syntaxónov v rámci danej jednotky – druh sa napríklad vyskytuje vo viacerých asociáciách zväzu, ale má výrazne vyššiu frekvenciu v jednej z asociácií.



**Obr. 3.** V asociácii *Molinietum caeruleae* okrem dominantného bezkolenca (*Molinia caerulea*) vytvárajú neskoro letný farebný aspekt čertkus lúčny (*Succisa pratensis*) a kosienka farbiarska (*Serratula tinctoria*).  
Lokalita Vtáčnik, Oslany – Lubianka.  
Foto: J. Košťál

Na základe štatistických analýz a expertného prístupu boli pre zväz vymedzené nasledovné charakteristické, konštantné a dominantné druhy:

**Charakteristické taxóny:** *Carex umbrosa*, *Dianthus superbus*, *Galium boreale*, *Gentiana pneumonanthe*, *Molinia caerulea* agg., *Sanguisorba officinalis* (transgr.), *Scorzonera humilis*, *Selinum carvifolia*, *Serratula tinctoria*, *Succisa pratensis*.

**Diferenciálne taxóny:** *Betonica officinalis*, *Salix rosmarinifolia*, *Carex hostiana*, *C. hartmanii*.

V rámci zväzu rozlišujeme na Slovensku 2 asociácie (Řezníčková 2014):

### 1. Asociácia *Molinietum caeruleae* Koch 1926

**Charakteristické taxóny:** *Galium boreale*, *Selinum carvifolia*, *Serratula tinctoria*.

**Diferenciálne taxóny:** *Betonica officinalis*, *Carex davalliana*, *C. flacca*, *C. hartmanii*, *C. hostiana*, *Salix rosmarinifolia*.

**Konštantné taxóny:** *Achillea millefolium* agg., *Alchemilla* spec. div., *Anthoxanthum odoratum* agg., *Betonica officinalis*, *Briza media*, *Carex panicea*, *C. umbrosa*, *Colchicum autumnale*, *Cruciata glabra*, *Deschampsia cespitosa*, *Festuca pratensis*, *F. rubra* agg., *Galium boreale*, *G. uliginosum*, *G. verum* agg., *Jacea phrygia* agg., *Lathyrus pratensis*, *Lotus corniculatus* agg., *Luzula campestris* agg., *Lychnis flos-cuculi*, *Potentilla erecta*, *Ranunculus acris*, *R. auricomus*, *Scorzonera humilis*, *Selinum carvifolia*, *Serratula tinctoria*.

**Dominantné taxóny:** *Cirsium rivulare*, *Molinia caerulea* agg., *Sanguisorba officinalis*, *Succisa pratensis*, *Trollius altissimus*.

Ide o typické bezkolencové lúky s hustým zápojom (obr. 3, 4, 5). Ako najčastejšia dominantna alebo subdominantna sa uplatňuje bezkolenec (*Molinia arundinacea* a *Molinia caerulea*). Obhospodarované typy spoločenstva sú druhovo veľmi bohaté s počtom druhov do 50. V opustených porastoch počet druhov rapídne klesá a je to len okolo 30 druhov. Poschodie machorastov je vyvinuté len slabou alebo na suchších stanovištiach úplne chýba. Spoločenstvo sa vyskytuje na stanovištiach pomerne dobre zásobených bázami, na slatinných pôdach v nížinách a vo vyšších polohách aj na minerálnych pôdach. Charakteristický je vyšší obsah vápnika v pôde.



**Obr. 4.** Asociácia: *Molinietum caeruleae*.  
Bezkolencová lúka s lipkavcom severským (*Galium boreale*) a betonikou lekárskou (*Betonica officinalis*).  
Lokalita Štiavnické vrchy, PR Holý vrch.  
Foto: M. Řezníčková



**Obr. 5.** Asociácia: *Molinietum caeruleae*, bezkolencová lúka v neskoroletnom aspekte s čertkusom lúčnym (*Succisa pratensis*). Lokalita Štiavnické vrchy, PR Holý vrch. Foto: J. Košťál

## 2. Asociácia *Junco effusi-Molinietum caeruleae* R. Tx. 1954

**Charakteristický taxón:** *Scorzonera humilis* (transgr.).

**Diferenciálne taxóny:** *Agrostis canina* (dom.), *Carex pallescens*, *Viola canina*.

**Konštantné taxóny:** *Agrostis capillaris*, *Alchemilla* spec. div., *Anthoxanthum odoratum* agg., *Briza media*, *Carex pallescens*, *C. panicea*, *C. umbrosa*, *Cruciata glabra*, *Deschampsia cespitosa*, *Festuca pratensis*, *Galium uliginosum*, *Hypericum maculatum*, *Juncus conglomeratus*, *Lathyrus pratensis*, *Leucanthemum vulgare* agg., *Lotus corniculatus* agg., *Luzula campestris* agg., *Lychnis flos-cuculi*, *Myosotis scorpioides* agg., *Poa pratensis* agg., *Potentilla erecta*, *Ranunculus acris*, *R. auricomus* agg., *Scorzonera humilis*, *Stellaria graminea*, *Succisa pratensis*, *Trifolium pratense*, *Vicia cracca*.

**Dominantné taxóny:** *Festuca rubra* agg., *Molinia caerulea* agg., *Sanguisorba officinalis*, *Trollius altissimus*.

Asociácia zahŕňa husto zapojené bezkolencové lúky vyskytujúce sa prevažne na rovinách alebo mier-  
nych svahoch vo vyšších nadmorských výškach, vzácne aj v nížinách na pôdach s vyšším obsahom  
piesku (obr. 6). Pôdy sú oligotrofné so silne kyslou až kyslou pôdnou reakciou. Najčastejšími dominan-  
tami alebo subdominantami sú *Festuca rubra* agg., *Molinia caerulea* agg., *Nardus stricta* a *Sanguisorba*  
*officinalis*. Pre suchšie typy tohto spoločenstva je charakteristický výskyt druhov psicových trávnikov



**Obr. 6.** Asociácia *Junco effusi-Molinietum caeruleae*. Lokalita Horná Chrapková, Poľana. Foto: M. Řezníčková

zväzu *Violion caninae*, ako sú napr. *Agrostis capillaris*, *Thymus pulegioides* alebo *Viola canina*, vo vlhších typoch sú potom častejšie zastúpené druhy rašelinných lúk zväzu *Caricion fuscae*, ako napr. *Agrostis canina* alebo *Valeriana dioica* (Řezníčková 2014).

### Variabilita

Variabilita spoločenstiev je podmienená miestom výskytu, ekologickými podmienkami a spôsobom hospodárenia, prípadne kombináciou týchto faktorov. Prejavuje sa v zmene druhového zloženia jednotlivých fytocenóz, prípadne prevládnutím niektorého druhu v poraste, čo zároveň indikuje zmenu vo vývoji spoločenstva.

### Trendy

Medzi najdôležitejšie faktory vplyvajúce na diverzitu biotopov bezkolencových lúk patria:

- Obmedzenie alebo absencia kosenia
- Hnojenie – intenzifikácia hospodárenia
- Zúrodňovacie opatrenia, medzi ktoré patrí odvodňovanie a premena biotopov na ornú pôdu
- Zarastanie konkurenčne silnými druhmi

Bezkolencové lúky patria v strednej Európe medzi najviac ohrozené vegetačné typy. Ohrozené sú predovšetkým skončením tradičného spôsobu využívania. Úplne stratili svoj hospodársky význam najmä v období intenzifikácie poľnohospodárskej výroby, s čím súvisel i bezpodstielkový chov hospodárskych zvierat vo veľkochovoch. Väčšina porastov sa postupne zmenila na úhory. Proces zmeny na úhor je pre jednotlivé typy porastov veľmi individuálny, závislý na viacerých faktoroch (vlhkosť, pH, spôsob využívania v minulosti). Po skončení využívania sa niektoré typické druhy dokonca plošne viac uplatňujú (*Inula salicina*, *Galium boreale*, *Iris sibirica*) ale porast môžu ovládnuť i viaceré druhy, ktoré sa obnovenou kosbou dajú len ťažko odstrániť (*Calamagrostis epigeios*, *Phalaris arundinacea*, *Galium aparine*, *Urtica dioica*, *Agropyrum repens*, *Cirsium arvense*, *Carex disticha* (Zacharias et al. 1988). Na území Slovenska boli bezkolencové lúky v minulosti ohrozené prevažne zúrodňovacími opatreniami (odvodnenie, premena na polia) a ťažbou rašeliny.

### Ohrozenia

Tieto lúky patria medzi málo výnosné lúky a dôvody na ich udržiavanie sú prevažne ochrannárske, pretože predstavujú ukážku vegetácie z dôb extenzívneho hospodárenia a vyskytujú sa v nich početné vzácne rastlinné druhy, napr. *Dianthus superbus*, *Gentiana pneumonanthe*, *Iris sibirica*, *Gladiolus palustris* a *Laserpitium prutenicum*. Ohrozené sú predovšetkým nedostatkom hospodárenia, eutrofizáciou a odvodňovaním.

### Opustenie tradičného spôsobu hospodárenia

Pretože sa jedná o prevažne sekundárny typ vegetácie, pri absencii tradičného spôsobu hospodárenia (kosenie, pastva) dochádza k postupnej degradácii biotopu zarastaním či už drevinami, alebo konkurenčne silnými druhmi, ako bolo spomínané vyššie. V minulosti boli tieto typy lúk extenzívne obhospodávané, poľnohospodárske využívanie sa najmä v úrodných teplých oblastiach prestalo praktizovať v 60-70tych rokoch 20. storočia v celej strednej Európe.

### Kosenie

V prípade, že sa bezkolencové lúky prestanú pravidelne kosiť, rastlinný opad zostáva na mieste, huby a baktérie sa pričinia o jeho rozklad, nastáva značná mineralizácia dusíka a tým obohatenie stanovišťa. Preferované sú byliny náročné na dusík, ako je napr. túžobník brestový *Filipendula ulmaria*, porast sa mení na vysokobylinný a bezkolenec ustupuje. Nie je však vhodná ani skorá kosba bez hnojenia. Na lúkach, kosených začiatkom leta, nestihnú rastliny uložiť živiny do podzemných častí. Draslík a fosfor sa tak odčerpávajú z pôdy spolu s rastlinami, pôda sa ochudobňuje a rastliny prestávajú kvitnúť (Ružičková & Kalivoda 2007).

### Hnojenie, eutrofizácia porastov

Hnojením sa podporí rast takých druhov tráv, ktoré začnú na jar rásť skôr ako pomaly sa vyvíjajúci bezkolonec a postupne ho vytlačia z porastu. Hnojené lúky sa kosia vždy začiatkom leta a viac krát ako bezkolencové. Práve toto je príčinou, že väčšina rastlín nevykvitne a nevytvorí semená a v dolných častiach byle aj zásoby živín, čo je nevyhnutné pre ich vytrvanie v poraste. Bezkolencové lúky majú špecifický vnútorný kolobeh látok. Uložené živiny sú opäť mobilizované v novej vegetačnej sezóne. Väčšina charakteristických druhov týchto lúk kvitne len vtedy, keď má dostatok živín z predchádzajúceho roka. Lúky s bezkolencom sú takýmto samozásobiteľským spôsobom schopné produkovať veľké množstvo biomasy, ktorá sa v minulosti využívala ako nekvalitné seno na podstielku bez hnojenia. Po dodaní hnojiva sa druhové zloženie týchto lúk veľmi rýchlo zmení v prospech konkurenčne silných bylín, ktoré bezkolonec z porastu vytlačia.

### Pasenie

Pasenie sa odporúča len ako doplnkový manažment formou prepásania od polovice augusta až do konca októbra, a to v prípade, že sa vynechá kosenie. Intenzívne pasenie by spôsobilo nadmerný prísun živín do porastov a tým rovnaké dôsledky ako pri hnojení.

### Zmena vodného režimu

Pri dlhodobej zmene a narušení vodného režimu dochádza k nezvratným zmenám druhového zloženia. Na kyslejších substrátoch sa toto spoločenstvo mení na psicové trávniky zväzu *Violion caninae*, na zásaditejších na suché trávniky zväzu *Bromion erecti*.

### Premena lúk na ornú pôdu, intenzifikácia

Bezkolencové lúky boli a aj v súčasnej dobe sú ohrozované premenou na ornú pôdu a s tým spojenou intenzifikáciou poľnohospodárskej výroby, predovšetkým hnojením umelými hnojivami. Dosahuje sa tým celková degradácia a zmena porastov.

## Manažment

### Aktívny manažment

#### Kosenie

Bezkolencové lúky sú adaptované na extenzívny manažment. Lúky by mali byť kosené raz ročne v neskoršom termíne ako mezofilné lúky, pretože vegetačný vývoj je oneskorený. V neskorom lete pôdy presychajú a vtedy je zvyčajne aj možný prístup na tieto lokality. Je vhodné aby boli lúky kosené ľahkými mechanizmami, adaptovanými na mokraďové podmienky – so zdvojenými kolesami, aby nedochádzalo k stláčaniu pôdy. Hnojenie a pasenie sa neodporúča. Pre udržanie a regeneráciu bezkolencových lúk je rozhodujúca neskorá kosba bez hnojenia. Jesenné hromadenie živín v koreňoch a stonkách je efektívne využitie potenciálu stanovišťa a nevyčerpáva ho. Naproti tomu letná kosba stanovište veľmi ochudobňuje najmä o fosfor a draslík (Ružičková & Kalivoda 2007). Porasty bezkolence je možné kosiť aj s občasou jednoročnou prestávkou. Porasty bez bezkolence sa môžu kosiť aj 2 krát za rok, aby nedochádzalo k sukcesným zmenám a ochudobňovaniu spoločenstva. Biomasu je nutné vždy odpratať (usušiť a odviezť z lokality).

#### Kombinácia kosenia a pasenia

V minulosti bola častá kombinácia kosenia a pasenia, avšak nie veľkých stád, ale menších skupín dobytky, ktoré porasty krátko prepásali. Vhodné a prípustné je veľmi extenzívne prepásanie na jeseň.





**Obr. 7.** Kosenie patrí v súčasnosti k najbežnejšiemu využívaniu bezkolencových lúk. Čas kosenia je zvyčajne prispôbený tomu, kedy je na lokalitu dobrý prístup a nie je podmáčaná. Na lokalite Abrod to býva v rozmedzí od konca mája do začiatku júla.  
Foto: V. ŠeffEROVÁ StanOVÁ

Príklad zásad starostlivosti o horské striedavo vlhké bezkolencové lúky v Českej republike (Háková et al. 2003):

TYP MANAŽMENTU	Kosenie s odnosom sena (kosenie so sušením a odnosom sena, kosenie s pálením sena, pastva jednorazová)
VHODNÝ INTERVAL	1 x ročne kosenie, 1 x za 2 roky pastva
MINIMÁLNY INTERVAL	1 x za 2 – 3 roky pastva
	PRACOVNÝ NÁSTROJ / HOSPODÁRSKE ZVIERA
1. VHODNÝ	Ručné nástroje, samohybná ľahká mechanizácia
2. MOŽNÝ	Hovädzí dobytok, ovce, ostatná technika
3. NEVHODNÝ	Vápno a hnojivá

Kosenie sa optimálne odporúča v období od júla až do polovice augusta, ale v krajných prípadoch je možné aj od druhej polovice júna až do konca augusta. Ak sa prepása, tak možné obdobie je od druhej polovice augusta až do konca októbra.

### Možný manažment

Možným manažmentom je extenzívne prepásanie 1 krát za 2 roky, s minimálnym intervalom 1 krát za 2-3 roky. Tento manažment sa vykonáva len ako doplnok k už používanému manažmentu. Je možné použiť aj jednorazové pasenie. Druh používaných zvierat je nutné podriadiť podmienkam krajiny. Možné je striedanie kosenia a prepásania.

### Obnovný manažment

#### Obnova kosenia po dlhodobom opustení

V Bavorsku sa po 25 rokoch úhorového štádia začali opäť kosiť dva typy bezkolencových lúk – na rašelinnej pôde a na nive pri Dunaji (Thorn 2000). Reakcia porastov na obnovenú kosbu bola veľmi individuálna, v závislosti od stanovišta a od toho, ako v minulosti človek do porastov vstupoval. Nepribudli síce druhy, ktoré z porastov úplne ustúpili, ale zvýšili svoju pokryvnosť a vitalitu druhy, zatienené druhmi s veľkou pokryvnosťou (*Angelica sylvestris*, *Eupatorium cannabinum*, *Phragmites australis*), ktoré po obnove kosby začali ustupovať. Niektoré druhy však ani po obnove kosby neustúpili (*Calamagrostis epigeios*, *Solidago gigantea*, *Cirsium arvense*, *Carex elata*). Tieto druhy neustúpili ani po dvoch kosbách.

V niektorých prípadoch však iba návrat k obhospodarovaniu nestačí a je nevyhnutné spojiť to so zamokrením lokality. Kosenie v neskoršom období je primárnym nástrojom na udržanie existujúcej dru-

hovej diverzity a druhového zloženia. Nemusí to však byť efektívny spôsob obnovného manažmentu, ak chceme doceliť celkové zmeny v zložení vegetácie opustených lúk s dominanciou tráv. Obhospodarovanie začiatkom sezóny je v tomto prípade oveľa efektívnejšie (Huhta et al. 2001).

### Vypaľovanie

Ak dochádza k vypaľovaniu porastov s dominanciou druhu *Molinia* sp. div., vplyv ohňa zvyšuje nadzemnú biomasu, produkciu semien a klíčivosť dominantného druhu (Brys et al. 2005).

### Zásady ochrannárskeho manažmentu

Z poznatkov z doterajšej starostlivosti o lokalitu Abrod môžeme urobiť nasledovné návrhy zásad hospodárenia (Šefferoá Stanová ined.):

- Aby bolo možné realizovať „klasické“ poľnohospodárske činnosti – teda kosenie – je potrebný obnovný manažment spočívajúci v jednorazovom odstránení drevín výrubom. Pri veľmi podmáčaných lokalitách sa osvedčilo realizovať výrub v zime s následným spálením zvyškov po ťažbe na hromadách (mimo citlivých biotopov). Nie je však vhodné vyvážať z lokalít celé dreviny, napr. na štiepkovanie. V nasledujúcej vegetačnej sezóne je efektívne mulčovať, ale iba ľahkou mechanizáciou prispôsobenou mokraďovým podmienkam (ťažká mechanizácia rašelinný substrát stláča, stroje môžu zapadnúť a vytvárajú ryhy v rašeline). Mulčovaním sa jednak odstráni výmladky drevín, zároveň sa zlikvidujú menšie zvyšky po výrube a urovná povrch terénu. Tým sa plochy pripraví na pravidelné kosenie.
- Dlhodobé mulčovanie sa neodporúča, pretože v súčasnosti nie sú dostupné vedecké poznatky, ako bude dlhodobé hromadenie pomulčovanej biomasy pôsobiť na druhové zloženie slatinných lúk. Mulčovanie odporúčame maximálne dva roky po výruboch, potom je potrebné pravidelné kosenie ľahkou technikou, prípadne ručne.
- Používanie ťažkej techniky na kosenie a odvoz sena sa neosvedčilo. V závislosti od počasia a intenzity zrážok býva väčšina lokalít v čase kosenie podmáčaná a kosenie nie je možné realizovať. Kosenie je preto vždy prispôbené počasiu a realizuje sa buď veľmi skoro, alebo v neskorom lete až na jeseň, čo nie je úplne optimálne. Je nevyhnutné, aby bola lokalita kosená malou kosačkou, ktorá je prispôbená mokraďovým podmienkam.
- Ak nebude možné realizovať pravidelné kosenie, udržanie bezkolencových lúk v nelesnom stave zabezpečí mulčovanie v nepravidelných intervaloch, každých 3 – 5 rokov. Tento minimálny spôsob starostlivosti však v žiadnom prípade nemožno považovať za spôsob, ktorým sa zabezpečí dlhodobý priaznivý stav predmetu ochrany na lokalite.
- Hnojenie je pre zachovanie priaznivého stavu cieľových druhov a biotopov úplne neprípustné.
- Pasenie na lokalite neodporúčame. Mohlo by tým dôjsť k ruderalizácii a eutrofizácii územia, teda k zavlečeniu burinných druhov. V prípade, že by to bola jediná možnosť ako udržiavať lúky v želanom stave, bude potrebné, aby sa otestoval vplyv pasenia na cieľové biotopy a aby tieto boli monitorované.

### Významné druhy viazané na biotop

#### Rastliny

Bezkolencové lúky sú vzhľadom na extrémne vlhkostné pomery a nedostatok živín stanovištom s vysokým počtom vzácných a ohrozených druhov rastlín. Mnohé sú viazané na spoločenstvá tohto zväzu, ale viaceré sú spoločné so slatinnými lúkami a na nížinách s lúkami zväzu *Cnidion*. Okrem vzácných a ohrozených druhov je na týchto lúkach veľká skupina druhov, ktoré na intenzívne obhospodarovávaných lúkach s vyrovnaným vodným režimom neobstoja v konkurencii, a preto sa tu už nevyskytujú. Jedným z predstaviteľov tejto skupiny je aj kriticky ohrozený druh (CR) mečík močiarny (*Gladiolus palustris*, obr. 9). Jeho jediná vitálna populácia, ktorá pozostáva z približne 1000 jedincov, je na Slovensku známa z NPR Abrod (Stanová & Vicensíková 2003, Mereďa & Hodálová 2011). Druh sa nachádza roztrúsené v rámci celej rezervácie a jeho výskyt je viazaný na bezkolencové lúky. Je zaradený na celosvetovom červenom zozname IUCN a zároveň je to druh európskeho významu. Preferuje periodicky zamokrené vlhké lúky, ale vie tolerovať aj sucho. Ak biotop nie je periodicky zamokrený, populácia sa môže znížiť,



**Obr. 8.** Suchší typ bezkolencovej lúky v letnom aspekte s betonikou lekárskou (*Betonica officinalis*), jagavkou konáristou (*Anthericum ramosum*) a lazerníkom pruským (*Laserpitium prutenicum*). Borská nížina, NPR Abrod. Foto: J. Košťál

pretože sa zvyšuje kompetícia ostatných druhov. Na tento druh majú negatívny vplyv predovšetkým znečistenie spôsobené hnojením a používaním pesticídov, ako aj eutrofizácia (Bliz 2013).

Rovnako vzácny je aj vstavač močiarny (*Orchis palustris*), ktorého najväčšia vitálna populácia (odhadom do 500 jedincov) v rámci Slovenska sa nachádza tiež na lokalite Abrod (Stanová & Viceníková 2003; Vlčko et al. 1998). Rozšírenie v rámci Slovenska uvádzajú Vlčko et al. (1998). Rastie na vápňitých, na bázy bohatých, mokrých až bahnitých pôdach, na slatinách, ale tiež ho môžeme nájsť aj na zasolených pôdach. Je viazaný na spoločenstvá *Molinietum coeruleae* a *Magnocaricion elatae*. Patrí medzi zákonom chránené a kriticky ohrozené, zriedkavé druhy (CRr) a podlieha ochrane podľa medzinárodného dohovoru CITES. Príčinou ohrozenia je likvidácia biotopov, meliorácie, v minulosti aj ťažba rašeliny, no predovšetkým zmena v hydrologickom režime s následnými zmenami vegetácie, teda sekundárna sukcesia (Vlčko et al. 1998). Z hľadiska manažmentu je veľmi vhodné kosenie jedenkrát ročne po dozretí semien, najlepšie na konci júla.

Ďalším druhom, ktorý môžeme nájsť na Abrode je klinček pyšný (*Dianthus superbus* subsp. *superbus*, obr. 10), patriaci medzi taxóny s relatívne úzkou ekologickou amplitúdou. Rezervácia Abrod je najbohatšia a plošne najväčšia lokalita tohto druhu na Slovensku (Vágenknecht & Fajmonová 1993). Jeho výskyt je viazaný na striedavo vlhké lúky, ale môžeme ho nájsť aj v lesných lemoch v pásme od nížin až do kolínneho stupňa. Najviac údajov je sústredených na Záhorí, z iných oblastí sú to viaceré lokality z Malých Karpát, z okolia Považskej Bystrice, zo Zlatníkov a z Oslían (Kmeťová 2008, Dítě et al. 2013). V rámci Slovenska je zaradený medzi zákonom chránené a ohrozené taxóny (EN). Vyhovuje mu občasná mierna disturbancia vegetačného krytu, čím sa vytvárajú podmienky pre generatívne rozmnožova-



**Obr. 9.** Mečík močiarny (*Gladiolus palustris*), Borská nížina, NPR Abrod. Foto: J. Košťál



**Obr. 10.** Suchší typ bezkolencovej lúky v letnom aspekte s *Dianthus superbus* a *Inula salicina*, na lokalite Abrod.  
Foto: J. Košťál

nie (Grulich & Vydrová 2009) a taktiež je vhodné odstraňovanie náletových drevín. Ohrozený je najmä tým, že jeho rozmnožovanie semenami je veľmi nízke. Bolo zistené, že druh sa prevažne rozmnožuje vegetatívne (80 %). Pokusy so semennou bankou ukázali, že semená sú schopné klíčiť hneď po zbere a najvyššia klíčivosť je na 10. deň (Mikulík & Vinter 2002). Druh je ohrozený najmä nevhodným manažmentom, ktorým môže byť aj príliš skorá kosba. Odporúča sa pravidelné kosenie porastov. Pričom prvú kosbu je vhodné realizovať najneskôr do polovice júna, druhá kosba by mala byť až po vysemenení druhu/druhov. Veľmi vhodné je aj ponechanie 20 % plochy nepokosenej do budúcej vegetačnej sezóny (Zámečník 2007). V prípade, že sa na lokalitách vyskytujú náletové dreviny, je nutné ich odstraňovať v etapách v dobe vegetačného pokoja. Druh môže prežívať v sterilnej forme práve v podrade náletových drevín.

Horec pľúcny (*Gentiana pneumonanthe*, obr. 11) je zákonom chránený a ohrozený taxón viazaný na striedavo vlhké bezkolencové lúky a pasienky od nížin až do kolínneho stupňa. Na Slovensku najčastejšie rastie na Záhorí, Podunajsku a na Potisí, roztrúsene potom v kotlinách a vzácne v horských oblastiach. V dôsledku likvidácie jeho lokalít (meliorácie) a zmeny spôsobu hospodárenia (ukončenie pastvy a kosenia – pre generatívne rozmnožovanie potrebuje nezapojenú a narušovanú vegetáciu) patrí k miznúcim druhom našej prírody. Na dlhodobu neobhospodarovovaných pozemkoch sa ako veľmi účinné ukázalo pokosenie krovinozom a extenzívne prepasenie dobytkom, ktorý úspešne rozšľapáva trsy dominantných tráv ako bezkolenca alebo metlice (*Molinia caerulea*, *Deschampsia cespitosa*). Vhodnejšia je krátkodobá pastva začiatkom leta (pred kvitnutím horcov), prípadne na jeseň po dozretí semien (Zámečník 2007). Pokiaľ sa vykonáva len kosenie, dominantné travy síce nevytvárajú vysoké trsy, ale mačina je husto zapojená, dochádza k čiastočnej akumulácii opadu a v poraste chýbajú miesta pre klíčenie horcov. Ako nedostatočné sa ukázalo kosenie v neskorom lete alebo začiatkom jesene, pretože kosenie v tomto období nedokáže potlačiť dominantné druhy tráv. Žiaduce je aj odstraňovanie náletových drevín, kde môže horec prežívať v sterilnej forme.

Kosatec sibírsky (*Iris sibirica*, obr. 12), ktorý je z hľadiska ohrozenia hodnotený ako zraniteľný (VU) a zároveň zákonom chránený druh patrí medzi glaciálne relikty. V minulosti bol bežným



**Obr. 11.** Bezkolencové lúky v neskoroletnom aspekte s bezkolencom belasým (*Molinia caerulea*), horcom pľúcny (*Gentiana pneumonanthe*) a kosienkou farbiarskou (*Serratula tinctoria*). Lokalita Pohronský Inovec, Machulince, Hradecké lúky (580 m n. m.).  
Foto: J. Košťál



**Obr. 12.** Kosatec sibírsky (*Iris sibirica*) je častý druh bezkolencových lúk. Lokalita Ostrôžky, Budinské lazy. Foto: R. Hrivnák

druhom najmä na vlhkých a podmáčaných bezkolencových lúkach. V dôsledku ich odvodňovania, intenzívneho hnojenia, rozorávania a premeny na ornú pôdu väčšina jeho historických lokalít na Slovensku i na Záhorí zanikla. Najväčšia vitálna populácia kosatca sibírskeho sa v súčasnosti vyskytuje v PR Hostovické lúky. Tak ako u ostatných druhov, aj tu je dôležitá voľba správneho manažmentu. Kosatec sibírsky neznáša vysoké koncentrácie solí v pôde a taktiež pravidelné kosenie lúk. Z tohto dôvodu sa odporúča neskorá kosba raz ročne s následným odstránením biomasy a optimalizáciou ekologických podmienok (napr. presvetlenie znižovaním zápoja). Vhodná je aj kombinovaná pastva (napr. oviec a dobytky so stádom s veľkosťou primeranou únosnosti pasienka). Dôležité je aj zachovanie špecifického vodného režimu (<http://www.sopsr.sk/natura/?p=4&sec=5&kod=SKUEV0386>).

*Pseudobaeospora mutabilis* – nový druh huby popísaný z Abrodu. Rastie v trsoch druhu *Molinia caerulea* (Adamčík & Bas 2002). Najväčší počet druhov húb sa zistil v porastoch bezkolencových lúk. Z hľadiska zachovania mykoflóry je dôležité, aby sa na časti rezervácie (vo východnej časti, na pravom brehu Porca) naplánovalo kosenie tak, aby nebola pôda s mycéliom vystavená prílišným stratám vody v období pred a počas frutifikácie, čo je u väčšiny húb od augusta do októbra. Najvhodnejšie obdobie na kosenie týchto plôch by teda bol koniec októbra, prípadne kosenie raz za dva až tri roky (Adamčík & Hagara 2003).

### Živočíchy

K významným druhom živočíchov viazaným na biotop bezkolencových lúk patrí viacero druhov motýľov. Modráčik krvavcový (*Maculinea teleius*), modráčik bahniskový (*M. nausithous*) a hnedáčik chrasťavcový (*Euphydryas aurinia*) sú druhmi európskeho významu, modráčik horcový (*Maculinea alcon*) a hnedáčik čermeľový (*Melitaea diamina*) patria medzi druhy národného významu.

Z významných druhov stavovcov sa na lokalitách bezkolencových lúk vnútrokarpatských kotlín na Slovensku vyskytuje myšovka vrchovská (*Sicista betulina*). Na území Slovenska je pomerne vzácnym prvkom fauny, čo súvisí pravdepodobne s efektom okraja areálu (Ambros ined.).

Modráčiky rodu *Maculinea* sú snáď najznámejšími a najviac preskúmanými motýľmi vlhkých lúk. Modráčik krvavcový (*Maculinea teleius*, obr. 13) a modráčik bahniskový (*M. nausithous*) sa viažu na rôzne typy vlhkých lúk. Práve lokality bezkolencových lúk patria v súčasnosti na Slovensku pre oba druhy



**Obr. 13.** Modráčik krvavcový.  
Foto: H. Kalivoda

medzi najvýznamnejšie. Pre prítomnosť týchto druhov na lokalite je rozhodujúca prítomnosť ich živnej rastliny, ktorou je výhradne krvavec lekársky (*Sanguisorba officinalis*), ako aj kolónií hostiteľských mravcov druhov *Myrmica scabrinodis* (v prípade *Maculinea teleius*), resp. *Myrmica rubra* (v prípade *Maculinea nausithous*). Samice modráčikov kladú vajíčka na kvety krvavca. V jednom kvete sa vyvíja jedna (*M. teleius*) alebo hneď niekoľko húseníc (*M. nausithous*), pričom niekedy medzi nimi dochádza ku konkurencii. Húsenice sa vyvíjajú v kvetoch živnej rastliny 2 – 3 týždne, vo štvrtom instare vypadávajú pod živnú rastlinu a sú adoptované mravcami rodu *Myrmica*. V ich kolóniách sa živia larvami a kuklami mravcov a dokončujú svoj vývin. Dospelé motýle (imága) po vyliahnutí opúšťajú mravenisko. Sú krátkoveké, objavujú sa v júli – auguste. Základnou podmienkou zachovania životaschopných populácií oboch druhov týchto modráčikov je zachovanie vodného režimu na lokalitách. Biotopy je vhodné udržiavať pravidelným kosením, ktoré zabráni nežiaducemu zarastaniu. Ani jeden z druhov neznáša kosenie na otave – t.j. v období kvitnutia živnej rastliny. Lúky je preto nutné kosiť pravidelne pred dobou letu imága, teda do 15. júna. Kosenie je vždy nutné vykonávať mozaikovo (t.j. v pruhoch, šachovnicovo a pod.), na malých plochách ručne, na väčších (nad 1 ha) pomocou lištovej kosačky so zvýšenou lištou. Pri mozaikovej kosbe je v príslušnom roku pokosená len časť plochy lúky, nepokosené plochy sa kosia až v ďalšom kalendárnom roku. Prípustné je tiež kosenie po hlavnej vegetačnej sezóne, ale až po 15. septembri, kedy sa húsenice už nachádzajú v mraveniskách a kosenie porastov im neublíži. Opäť sa však odporúča nechať časť plôch nepokosených (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=193>). Modráčik krvavcový (*Maculinea teleius*) si na rozdiel od modráčika bahnského (*M. nausithous*) vyžaduje členitejšie mikrostanojšia lokalít. Tie nachádza na jednokosných, ručne kosených lúkach. Je to spôsobené jeho úzkou väzbou na hostiteľský druh mravca *Myrmica scabrinodis*, ktorý nedokáže prežiť v trvale zamokrených depresiách ani na rovnom povrchu strojovo kosených lúk. Tam, kde nie je možné zaistiť optimálny spôsob hospodárenia na celej lokalite, je preto vhodné rozdeliť územie na niekoľko častí obhospodarovaných striedavo každý druhý rok (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=194>).

Ďalším druhom modráčika, ktorý je viazaný predovšetkým na bezkolencové lúky, je modráčik horcový (*Maculinea alcon*). Živnou rastlinou jeho húseníc je horec plúcny (*Gentiana pneumonanthe*). Je to jednogeneračný motýľ, ktorý vytvára uzavreté sedentárne populácie. Imága lietajú v júli – auguste, húsenice sa niekedy vyvíjajú aj dva roky. Je taktiež obligátne myrmekofilný, využíva väčší počet mravčích hostiteľov z rodu *Myrmica*. Druh hostiteľského mravca sa líši v rôznych častiach Európy a na rôznych typoch stanovišť. V hniezdach mravcov prebieha jednoročný až dvojročný vývin. Samice kladú relatívne veľké biele vajíčka na puky a kvety živnej rastliny. Húsenice v priebehu 2-3 týždňov vyžierajú semenníky horcov. Ak ich je v jednom semenníku viac, dochádza ku kanibalizmu. Po dosiahnutí štvrtého instaru si húsenica prehryzie otvor v spodnej časti semenníka, ktorým prepadne pod rastlinu. Tam čaká na adopciu robotnicami hostiteľského mravca. Po adopcii sa mravce starajú o húsenice rovnako ako o vlastné larvy. Časť húseníc dokončí svoj vývin po prvom prezimovaní počas júla. Ostatné húsenice sa po prvom prezimovaní vyvíjajú pomaly, prezimujú v mravenisku aj ďalšiu zimu a dokončia svoj vývin až v nasledujúcom lete. Imága sajú nektár najmä na bôbových rastlinách (*Fabaceae*). Modráčik horcový

je ohrozovaný najmä melioráciami a zanechaním tradičného spôsobu hospodárenia, ktoré vedie k zarastaniu zostávajúcich lokalít a zmenšovaniu populácií živných rastlín. Hniezda hostiteľských mravcov sa vyskytujú na väčšine horcových lokalít, ale pravidelné kosenie pre ne môže znamenať výrazný stres. Z tohto hľadiska je nutné preferovať ručné mozaikové kosenie pred kosením strojovým.

Na bezkolencové lúky je viazaný aj hnedáčik chrastavcový (*Euphydryas aurinia*, obr. 14), ktorý je v súčasnosti na Slovensku nezvestný. Druh vytváral na Slovensku dva ekologické typy – xerofilný viazaný na vegetáciu viatych pieskov Záhoria a hygrolilný viazaný na podmáčané a slatinné lúky. Živnou rastlinou húseníc hygrolilných populácií je čertkus lúčny (*Succisa pratensis*). Druh je jednogeneračný (máj – koniec júna), vyliahnuté húsenice žijú gregaricky v hniezde na živnej rastline, v lete upadajú do letargie (aestivácia) a v prijímaní potravy pokračujú na jeseň. Prezimujú opäť v spoločných hniezdach zhotovených z ostatkov živnej rastliny, po prezimovaní sa rozliezajú a žijú solitérne. Húsenice svoj vývoj dokončia až po druhom prezimovaní, ktoré však prežije iba veľmi malé percento ([http://www.lepidoptera.sk/docs/euphydryas\\_aurinia.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/euphydryas_aurinia.html)). Motýľ má zvláštne nároky na mozaikovitosť lokalít. K vývinu húseníc potrebuje husté porasty živnej rastliny situované v nižších trávnatých porastoch. V ich blízkosti však vyžaduje bohatú ponuku nektáronosných rastlín, miesta s vyššou vegetáciou na nocovanie imág a tiež oslnené, záveterné miesta, kde môže prebiehať párenie (skupiny krov, rozhrania lúk a lesa a pod.) (Konvička et al. 2005). Vhodným manažmentom lokalít hnedáčika chrastavcového je buď extenzívna pastva alebo mozaikovitá kosba v priebehu júna. Pri kosení musia byť na lúkach ponechané dostatočne široké okraje ako nepokosené pásy či enklávy. Vhodné je medziročne striedať plochy, na ktorých sa kosenie vynechá. Neprípustná je druhá kosba. Kosené lúky môžu byť na jeseň veľmi mierne prepasené (1-2 kravy na hektár), čo zaisťuje narušovanie trsov tráv. Na menších lokalitách by sa kosenie malo priamo vyhýbať rastlinám s hniezdami húseníc (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=68>).

Ďalším druhom motýľa vyskytujúcim sa na bezkolencových lúkach je hnedáčik čermeľový (*Melitaea diamina*, obr. 15). Je to jednogeneračný motýľ, imága lietajú v období od mája do augusta, podľa polohy a miesta, najčastejšie v júni – júli. Samičky kladú vajíčka v kôpkach na listy živnej rastliny, ktorou je u nás najmä valeriána dvojdomá (*Valeriana dioica*). Vyskytuje sa najmä v chladnejších oblastiach súvislých vyšších horských celkov stredného a východného Slovenska (Orava, Liptov a Spiš), kde je miestami aj lokálne hojný. V nižších horských polohách (Malé Karpaty, Strážovské vrchy) je jeho výskyt mimoriadne lokálny a sporadický. V týchto, pre druh hraničných podmienkach neraz vytvára mikropopulácie, ktoré prežívajú na niekoľkých desiatkach metrov štvorcových vhodných plôch ([http://www.lepidoptera.sk/docs/melitaea\\_diamina.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/melitaea_diamina.html)). Druh v minulosti utrpel najmä odvodňovaním vlhkých lúk (rekultivácie) a ich následných zalesňovaním. V súčasnosti druh ohrozuje najmä sukcesia drevín. Manažment lokalít musí byť preto založený na tradičnom extenzívnom obhospodarovaní a zabraňovaní sukcesným zmenám: odstraňovanie drevín, rotačná mozaiková kosba a predovšetkým odstránenie melioračných drenáží (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=51>).



Obr. 14. Hnedáčik chrastavcový. Foto: H. Kalivoda



Obr. 15. Hnedáčik čermeľový. Foto: H. Kalivoda

### Finančné nároky a možné zdroje financovania

V Európe sa v súčasnej dobe na záchranu a zlepšenie druhovej biodiverzity lúk aplikujú rôzne typy agroenvironmentálnych schém, ale ich efektívnosť je otázna (Klimek et al. 2007). Súčasná štúdia poukazuje na to, že manažmentové opatrenia, zahŕňajúce finančnú kompenzáciu pre farmárov, sú z hľadiska prevencie voči klesajúcej druhovej diverzite lúk nedostačujúce (Balmford et al. 2002, Ferraro & Kiss 2002).

Na financovanie obhospodarovania bezkolencových lúk, ktoré sa radia v rámci agro-environmentálnych schém (AES) medzi vlhké lúky je možné využiť bežné poľnohospodárske dotácie, ktoré financujú dva hlavné európske fondy Európsky poľnohospodársky záručný fond (EPZF) a Európsky poľnohospodársky fond pre rozvoj vidieka (EPFRV). Viac na [www.mpsr.sk](http://www.mpsr.sk).

Náklady na odstraňovanie náletu zo zarastených porastov sú dosť variabilné a závisia od mnohých faktorov napr. dostupnosti plôch, typu a miery náletu, možnosti využitia vyrúbaných drevín.

### Podakovanie

Za pomoc pri tvorbe mapy rozšírenia bezkolencových lúk ďakujeme Dušanovi Senkovi, za poskytnutie fotografického materiálu ďakujeme Jaroslavovi Košťálovi a Richardovi Hrivnákovi.

### Literatúra

- Adamčík, S. & Bas, C., 2002: *Pseudobaeospora mutabilis*, a new species discovered in Slovakia. *Mycotaxon* 84: 271-275.
- Adamčík, S. & Hagara, L., 2003: Makroskopické huby (Macromycetes). In: Stanová, V. & Viceníková, A. (eds). Biodiverzita Abrodu – stav, zmeny a obnova. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, p. 49-86.
- Balátová-Tuláčková, E., 1966: Synökologische Charakteristik der südmährischen Überschwemmungswiesen. *Rozpr. Českoslov. Akad. Věd, Řada Mat.-Přír. Věd, Praha*, 76/1: 1–41.
- Balátová-Tuláčková, E., 1968: Grundwasserganglinien und Wiesengesellschaften. (Vergleichende Studie der Wiesen aus Südmähren und Südwestslowakei). *Přírodověd. Pr. Ústavu ČSAV, Brno*, 2/2: 1–37.
- Balátová-Tuláčková, E., 1985: Feuchtwiesen des Landschaftsschutzgebietes Šumava (Böhmerwald). *Folia Mus. Rerum Nat. Bohem. Occid., Bot., Plzeň*, 18–19: 1–82.
- Balátová-Tuláčková, E. & Haberová, I., 1969: Feuchtwiesen des Landschaftsschutzgebietes Slovenský Kras (SO Slowakei). *Tuexenia, Göttingen*, 16: 227–250.
- Balátová-Tuláčková, E. & Kontrišová, O., 1999: Quell-, Wiesen – und Hochstauden-Gesellschaften der Ordnung Molinietalia im Landschaftsschutzgebiet und Biosphärenreservat Poľana (Zentralslowakei). *Tuexenia, Göttingen*, 19: 351–392.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Turner, K., Turner, R.K., 2002: Economic reasons for conserving wild nature. *Science*, 297: 950–953.
- Blažková, D., 1973: Pflanzensociologische Studie über die Wiesen der südböhmischen Becken. *Stud. Českoslov. Akad. Věd, Praha*, 10: 1–170.
- Bliz, M. 2013: *Gladiolus palustris*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 29 April 2015.
- Borhidi, A. (ed.), 2003: Magyarország novénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 pp.
- Bosáčková, E., 1970: Kvetena a rastlinné spoločenstvá štátnej prírodnej rezervácie Abrod na Záhorí. *Práce a štúdie Čs. Ochr. Prír., Bratislava*, 2: 1–83.



- Bosáčeková, E., 1975: Rastlinné spoločenstvá slatinových lúk na Záhorskej nížine. Čs. Ochr. Prír., Bratislava, 15: 173–273.
- Brys, R., Jacquemyn, H. & De Blust, G., 2005: Fire increases aboveground biomass, seed production and recruitment success of *Molinia caerulea* in dry heathland. *Acta Oecol.*, 28: 299–305.
- Burkart, M., Dierschke, H., Hölzel, N., Nowak, B. & Fartmann, T., 2004: Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 9. *Molinio-Arrhenatheretea* (E 1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: *Molinietalia*. Futter – und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht *Molinio-Arrhenatheretea*. Florist.-Soziol. Arbeitsgem., Reinhold Tüxen Gessellschaft, Göttingen, 103 pp.
- Dítě, D., Galvánek, D., Eliáš, P. jun. & Polák, P., 2013: Klinček pyšný pravý (*Dianthus superbus* subsp. *superbus*) – nový taxón v podhorí Vysokých Tatier v kontexte výskytu druhu na Slovensku. *Naturae Tutela*, 17/2: 147–152.
- Ellmayer, T. & Mucina, L., 1993: *Molinio-Arrhenatheretea*. In: Mucina, L., Grabher, G. & Ellmayer, T., (Hrsg.). Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Gustav Fischer Verlag, Jena, p. 297–401.
- Ferraro, P. J., Kiss, A., 2002: Ecology – direct payments to conserve biodiversity. *Science*, 298: 1718–1719.
- Grulich, V., Vydrová, A., 2009: *Dianthus superbus* L. subsp. *superbus*. In: Hadinec, J., Lustyk, P. (eds): Additaenta as floram Reipulicae Bohemicae VIII. *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, 44: 231–235.
- Hájková, P., 2007: MAG *Deschampsion cespitosae*. In: Janišová, M. (ed.), Travinnobylinná vegetácia Slovenska – elektronický expertný systém na identifikáciu syntaxónov. Botanický ústav SAV, Bratislava, p. 166–180.
- Háková, A., Sádlo, J., Klauďisová, A., Fišer, B., Pokorný, J., Hofhanzl, A. & Zdražil, V., 2003: Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, p. 95–97. Dostupné na internete: <http://www.usbe.cas.cz/people/kucera/HABIT/management.pdf>
- Huhta, A.P., Rautio, P., Tuomi, J. & Laine, K., 2001: Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: short-term and predicted long-term effects. *Journal of Vegetation Science* 12, 677–689.
- Klika, J., 1958: K fytocenologii rašelinných a slatinných spoločenstev na Záhorskej nížine. *Biol. Práce*, Bratislava, 4/4: 1–34.
- Kmeťová, E., 2008: *Dianthus* L. In: Goliášová, K. & Michalková, E. (eds): Flóra Slovenska VI/3. Veda, Bratislava, p. 589–655.
- Klimek, S., Kemmermann, A. R., Hofmann, M., Isselstein, J., 2007: Plant species richness and composition in managed grasslands: The relative importance of field management and environmental factors. *Biol. Conservation*, 134: 559–570.
- Konvička, M., Beneš, J. & Čížek, L., 2005: Ohrozený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc, 128 pp.
- Kovács, M., 1962: Die Moorbiesen Ungarns. *Akadémiai Kiadó*, Budapest, 214 pp.
- Matuszkiewicz, W., 2001: Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, 537 pp.
- Mereďa, P. jun. & Hodálová, I., 2011: Cievnaté rastliny, p. 36–119. In: Ambróz et al., Atlas druhov európskeho významu pre územia NATURA 2000 na Slovensku. FINIDR, s. r. o., Český Tešín.
- Mikulík, J., Vinter, V., 2002: Evaluation of factors affecting germination of *Dianthus superbus* L. subsp. *superbus*. *Acta Universitatis Palackianae Olomouensis Facultas Rerum Naturalium, Biologica* p. 39–40.
- Oberdorfer, E., 1993: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III. Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften. Ed. 3. Gustav Fischer, Jena, 445 pp.
- Řezníčková, M., 2007a: *Molinion caeruleae* Koch 1926. In: Janišová, M., et al.: Travinnobylinná vegetácia Slovenska – elektronický expertný systém na identifikáciu syntaxónov. Botanický ústav SAV, Bratislava, p. 162–165.
- Řezníčková, M., 2007b: Variability of the *Molinion* meadows in Slovakia. *Biologia*, Bratislava, 62/6: 675–683.
- Řezníčková, M., 2014: In: Hegedúšová Vantarová, K. & Škodová, I. (eds): Rastlinné spoločenstvá Slovenska. 5. Travinnobylinná vegetácia. Veda, Bratislava, p. 305–313.

- Ružičková, H., 1985: Bezkolencové lúky (asociácia *Junco-Molinietum* Preising 1951) na Holom vrchu. Zb. 21. TOPu, Počúvadlo, p. 5–13.
- Ružičková, H., Halada, L. & David, S., 2005: *Trollio-Cirsietum* (Kuhn 1937) Oberd. 1957. Ohrozené rastlinné spoločenstvo vlhkých lúk horného Liptova – súčasné rozšírenie a druhové zloženie. Ochr. Prír., Banská Bystrica, 24: 87–100.
- Ružičková, H. & Kalivoda, H., 2007: Kvetnaté lúky, prírodné bohatstvo Slovenska. Veda, Vyd. SAV, Bratislava, 133 pp.
- Stanová, V. & Valachovič, M. (eds), 2002: Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 226 pp.
- Stanová, V. & Viceníková, A. (eds), 2003: Biodiverzita Abrodu – stav, zmeny a obnova. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 270 pp.
- Stöhr, O., 2003: Vegetationskundliche Untersuchungen an Streuwiesen im Vorfeld des Unterberges bei Grossgmain (Salzburg, Österreich) und Marzoll (Bayern, BRD). Staphia 81, 231 pp.
- Šmarda, J., 1951: Rostlinná spoločenstva slovenského Záhoří. Čas. Morav. Mus. v Brne, Brno, 36: 38–68.
- Špániková, A., 1971: Fytocenologická štúdia lúk juhozápadnej časti Košickej kotliny. Biol. Práce, Bratislava, 17/2: 1–103.
- Špániková, A., 1983: Rastlinné spoločenstvá radu *Molinietalia* W. Koch 1926 na Slovensku. Acta Bot. Slov., Ser. A, Bratislava, 7: 9–135.
- Thorn, M., 2000: Auswirkungen von Landschaftspflegemaßnahmen auf die Vegetation von Streuwiesen. Natur und Landschaft, 75, 2: 64–73.
- Vágenknecht, V. & Fajmonová, E., 1993: Osobitný režim ochrany klinčeka pyšného pravého – *Dianthus superbus* L. ssp. *superbus*. MŽP SR Bratislava, SAŽP B. Bystrica, 7 pp.
- Válek, B., 1954: Půdy porostů *Molinia coerulea* (W. Koch) v Čechách a jejich vztah k půdám ostatních rašelinných porostů. I. *Molinietum coeruleae* na půdách alkalických. Preslia, Praha, 26: 385–414.
- Válek, B., 1956: Půdy porostů *Molinia coerulea* (W. Koch) v Čechách a jejich vztah k půdám ostatních rašelinných porostů. II. *Molinietum coeruleae* na půdách s kyselou půdní reakcí. Preslia, Praha, 28: 169–192.
- Vlčko, J., Hrivnák, R., Dítě, D., 1998: Prečo je vstavač močiarny (*Orchis palustris* Jacq.) na Slovensku kriticky ohrozený! Chrán. Úz. Slov., Banská Bystrica, 38: 11–13.
- Zahradníková-Rošetzká, K., 1965: Geobotanická charakteristika slatinných lúk a pasienkov (*Molinion* Koch 1926) na Žitnom ostrove. Biol. Práce, Bratislava, 11/5: 1–45.
- Zacharias, D., Janssen, CH. & Brandes, D., 1988: Basenreiche Pfeifengras-Streuwiesen des *Molinietum caeruleae* W. Koch 1926, ihre Brachstadien und ihre wichtigsten Kontaktgesellschaften in Südost-Niedersachsen. Tuexenia, Göttingen, 8: 55–78.
- Zámečník, J., 2007: Inventarizační průzkum cévnatých rostlin se zaměřením na chráněné druhy PP Boršov u Litěnin a jejího širšího okolí. Msc. Depon. in: Krajský úřad Pardubického kraje, 39 pp.

# 6

## **Manažmentový model pre slatinné rašeliniská**

Viera Šefferová Stanová  
Daniel Dítě  
Milan Janák

## 6. Slatinné rašeliniská



*Menyanthes trifoliata*  
patrí k charakteristickým  
druhom slatinných  
rašelinísk (Demänovská  
slatina).  
Foto: D. Dítě

### Opis a definícia biotopu/biotopov

Slatinné rašeliniská môžeme rozdeliť na základe viacerých kritérií do niekoľkých typov. Floristické zloženie spoločenstiev ovplyvňujú v Západných Karpatoch tri hlavné ekologické gradienty (Malmer 1986 sec. Hájek & Háberová 2001, Hájek et al. 2006). Je to obsah živín vo vode, ktorý priamo súvisí s geologickým podložím (Rapant et al. 1998 sec. Hájek & Háberová l. c.), obsah organických častí v sedimentoch súvisiaci s gradientom postupujúcej sukcesie a výška hladiny podzemnej vody na stanovisku, ktorú určujú najmä klimatické a hydrologické pomery a charakter mezo- a mikroreliefu na konkrétnej lokalite (cf. Hájek & Háberová l. c.). Poznáme dva základné typy slatinných rašelinísk: **slatiny s vysokým obsahom báz** (vápnité slatiny) a **slatiny s nízkym obsahom báz**.

Rašeliniská sú veľmi významným a aj nápadným prírodným fenoménom. Z prírodného hľadiska sú to terestrické ekosystémy na trvalo alebo dlhodobo zamokrených biotopoch, v ktorých biotická primárna produkcia prevažuje nad dekompozíciou a v substráte ktorých sa hromadí odumretá organická hmota (Jeník & Soukupová 1989). Už na prvý pohľad sú charakterizované osobitým vzhľadom, ktorý im dodáva vegetačný kryt, často veľmi odlišný od okolia. Rašeliniská, ako významné prírodné útvary, majú navyše tú výnimočnú vlastnosť, že sa v nich zachovávajú informácie o ich blízkej aj vzdialenej minulosti. Sú prírodnými archívmi, v ktorých nachádzame informácie nielen o ich vlastnej histórii, ale aj informácie o ďalších vegetačných formáciách, krajine, klíme a podobne (Jankovská 1989; 2001).

Vek rašelinísk v našich podmienkach môže byť rôzny. Poznáme veľmi staré rašeliniská, ktoré začali vznikať pred tisíckami rokov a existujú dodnes. Medzi naše najstaršie rašeliniská patrí lokalita Belianske lúky, ktorých vznik je datovaný na obdobie pred ca 11 000 rokmi (Hájková et al., ined; Grootjans et al. 2005, Hájek et al. 2011), rašelinisko západne od Hozelca, staré viac ako 12 500 rokov (Jankovská 1988, Hájek et al. 2011) alebo rašelinisko Brezové neďaleko Štrby, ktoré začalo vznikať pred 11 000 rokmi (Hájek et al. 2011). Najstarším známym dosiaľ živým rašeliniskom na Slovensku je Rojkovské rašelinisko staré 17 000 rokov. V klimatickom optime Atlantika, pred asi 6 000 rokmi sa začali ukladať sedimenty na rašeliniskách Peciská v oblasti Oravíc (Rybníček 1988). Vznik niektorých rašelinísk, tak ako ich poznáme dnes, podmienil až človek v historickom období, napríklad vyklčovaním slatinných jelšín. Posledne menované sú plošne často veľmi malé a zraniteľné a patrí sem mnoho malých slatín vo flyšovom pásme (Pouličková et al. 2005).

### Celkové rozšírenie

Tvorba rašeliny je silne závislá na klimatických a topografických podmienkach. Rašeliniská sa nachádzajú hlavne v chladných oblastiach, napríklad v boreálnej a subarktickej, ale aj v oceánickej oblasti

alebo vo vlhkých tróPOCH. Prevažne sa vyskytujú v rovinatej krajine, akou je napr. Západná Sibír, nížina v oblasti Hudson Bay v Kanade, atď. Rašeliniská môžeme nájsť takmer v každej krajine sveta a celkovo sú pokryté rašeliniskami asi 3 % pevniny (Schumann & Joosten 2008). Slatinne rašeliniská sa nachádzajú takmer vo všetkých biogeografických oblastiach Európy. Napríklad najviac území európskeho významu vyhlásených na ochranu slatín s vysokým obsahom báz sa nachádza v boreálnej a kontinentálnej oblasti (viac ako 60%). Ich najväčší výskyt – 30% rozlohy – je v Poľsku a Estónsku (ŠefferoVá Stanová et al. 2008).

### Rozšírenie na Slovensku

V súčasnosti je výskyt slatín s vysokým obsahom báz sústredený do severnej časti územia Slovenska. Najviac lokalít sa zachovalo na Orave, v Podtatranských kotlinách, Horehroní, viacero, prevažne maloplošných, aj vo flyšovom pásme na Kysuciach, Bielych Karpatoch alebo v Nízkych Beskydách. V nížinách boli prakticky zničené, na Podunajskej nížine zostali len fragmenty po ťažbe rašeliny, veľmi vzácne sa zachovali (poškodené) na Záhorskej nížine. Plošne najväčšie lokality ostali zachované v podhorí Tatier – v oblasti Oravíc, Pribyliny, Štrby a Tatranskej Štrby. Najväčším známym slatinným rašeliniskom na našom území je Národná prírodná rezervácia Belianske lúky pri Spišskej Belej.

Slatiny s nízkym obsahom báz nachádzame najmä v severnej časti územia Slovenska v podhorských až horských polohách. Dosiaľ existujúce lokality sú sústredené na Orave, v kotlinách najmä v okolí Tatier, ďalej Poľana, Kysuce, Horehronie, Slovenské Rudohorie.

### Charakteristika biotopu, ekológia a variabilita

Z pohľadu klasifikácie rastlinných spoločenstiev vegetáciu slatinných rašelinísk zaraďujeme do triedy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* R. Tx. 1937. Trieda reprezentuje heliofilné, spravidla dvojposchodové nízke ostricovo-machové spoločenstvá hygropytov, ktoré sa vyskytujú na živinami a vápnikom dobre zásobených stanovištiach s vysokou (a viac menej stabilnou) hladinou podzemnej alebo povrchovej vody, s kyslou až zásaditou reakciou pH (cf. Hájek & Háberová 2001).

Vegetácia triedy je floristicky veľmi variabilná. Variabilitu spôsobuje najmä výrazný vplyv pH a koncentrácie vápnika v prostredí na druhové zloženie vegetácie. Postupná zmena druhového zloženia od najvápnotejších po minerálne najchudobnejšie a najkyslejšie rašeliniská bola opísaná škandinávskymi autormi (Du Rietz 1949, Sjörs 1952, Malmer 1962 sec. Hájek & Hájková 2007) ako tzv. *poor-rich gradient*. Slová *poor* (chudobný) a *rich* (bohatý) pôvodne odkazovali na počet diagnostických druhov jednotlivých vegetačných typov, ale neskôr boli často interpretované aj v zmysle koncentrácie minerálov v prostredí alebo celkového počtu druhov (cf. Hájek & Hájková 2007). V pozadí tohto vegetačného gradientu sa prejavuje významný vplyv nielen pH, ale tiež koncentrácie vápnika, horčíka a železa v prostredí a prístupnosti fosforu, draslíka a jednotlivých foriem dusíka (Paulissen et al. 2005, Hájek et al. 2006, Rozbrojová & Hájek 2008, Hájek & Hájková 2007).

Hlavný gradient v druhovom zložení stredoeurópskych rašelinísk korelujúci s pH a vápnitosťou prostredia môžeme rozdeliť na šesť základných, floristicky dobre vyhraných typov, ktoré zodpovedajú ekologickej klasifikácii rašelinísk používanej v Škandinávii a v anglicky hovoriacich krajinách. Je možné ich do značnej miery zjednotiť s fytoecologickými jednotkami používanými aj v strednej Európe, teda aj na Slovensku (cf. Hájek & Hájková 2007). Delenie rašelinísk je upravené podľa práce Hájek & Hájková (2007), zahrnuté spoločenstvá v rámci jednotlivých typov sú podľa práce Dítě et al. (2007) a Hájek & Háberová (2001). Nomenklatúra spoločenstiev je podľa Hájek & Háberová (2001).

### Vápnité slatiny so zrážaním penovca (calcareous fens)

Zahrňa spoločenstvá: zväz *Caricion davallianae* Klika 1934, asociácie *Carici flavae-Cratoneuretum filicini* Kovács et Felföldy 1958, *Eleocharitetum pauciflorae* Lüdi 1921, *Amblystegio scorpioidis-Caricetum limosae* Osvald 1923 (obr. 1) a *Glauco-Trichophoretum pumili* (Šmarda 1961) Vicherek 1973.



**Obr. 1.** Spoločenstvo *Amblystegio scorpioidis-Caricetum limosae* predstavuje iniciálne štádiá vápнитých slatín. Na lokalite Belianske lúky sa nachádza najväčšia populácia kriticky ohrozeného druhu *Carex limosa*, ktorý dominuje v týchto spoločenstvách. Foto: V. Šefferoá Stanová a D. Dítě

#### Extrémne bohaté slatiny bez zrážania penovca (extremely rich fens)

Zahŕňa spoločenstvá: zväz ***Caricion davallianae*** Klika 1934, asociácie *Caricetum davallianae* Dutoit 1924 (obr. 2), *Valeriano simplicifoliae-Caricetum flavae* Pawłowski et al. 1960, *Drepanoclado revolvantis-Caricetum lasiocarpae* (Koch 1926) Rybníček 1984.



**Obr. 2.** Spoločenstvo *Caricetum davallianae* s dominantným druhom *Eriophorum angustifolium*. Na druhom obrázku je orchidea *Gymnadenia densiflora*. Foto: V. Šefferoá Stanová a D. Dítě

#### Slatiny a slatinné lúky s kalcitolerantnými rašelinníkmi (rich fens)

Zahŕňa spoločenstvá: zväz ***Sphagno warnstorffii-Tomenthypnion*** Dahl 1957, *Sphagno-Caricetum lasiocarpae* Steffen 1931, *Sphagno warnstorffiani-Caricetum davallianae* Rybníček 1984, *Sphagno warnstorffiani-Eriophoretum latifolii* Rybníček 1974. *Amblystegio scorpioidis-Caricetum chordorrhizae* Osvald 1923.

**Mierne bohaté rašeliniská a rašelinné lúky** (moderately rich fens)

Zahŕňa spoločenstvá: zväz *Caricion fuscae* Koch 1926 em. Klika 1934; *Caricetum goodenowii* J. Braun 1915 (obr. 3).



**Obr. 3.** Spoločenstvo *Caricetum goodenowii* v NPR Mraznica v Popradskej kotline. Typickým druhom týchto slatín je *Comarum palustre*. Foto: D. Dítě

**Chudobné rašeliniská** (poor fens)

Zahŕňa spoločenstvá: zväz *Sphagno recurvi-Caricion canescentis* Passarge 1978, asociácie *Carici rostratae-Sphagnetum apiculati* Osvald 1923 (obr. 4), *Carici echinatae-Sphagnetum* Soó 1954, zväz *Drepanocladion exannulati* Krajina 1933, asociácia *Drepanocladetum exannulati* Krajina 1933.



**Obr. 4.** Spoločenstvo *Carici rostratae-Sphagnetum apiculati* na lokalite Barania hlava v Nízkyh Tatrách. Druh *Dactylorhiza maculata* patrí ku kriticky ohrozeným druhom rašelinísk chudobných na živiny Foto: D. Dítě

**Slatiny s vysokým obsahom báz** sú na Slovensku klasifikované v rámci biotopu európskeho významu Ra6 (naturovský kód biotopu je 7230) (Stanová & Valachovič 2002). Biotop zahŕňa pomerne veľký úsek gradientu slatinných rašelinísk od vápnitých slatín so zrážaním penovca až po slatiny a slatinné lúky

s kalcitolerantnými rašelinníkmi, teda spoločenstvá dvoch zväzov: zväzu *Caricion davallianae* a *Sphagno warnstorfiani-Tomenthypnion*.

Slatiny s vysokým obsahom báz vznikajú najčastejšie na prameňoch podzemných vôd a charakterizuje ich vyššie pH (> 6, nezriedka až 8) a vyšší až extrémne bohatý obsah minerálov. Namerané hodnoty vodivosti v rámci zväzu sa pohybujú od (300 –) 400 – 700 (– 1700)  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Len zriedkavo ich nachádzame vyššie ako 1000 m n. m. Lokality sú sústredené od nížin do podhorského vegetačného stupňa. Sú to heliofilné, druho bohaté spoločenstvá s dominanciou nízkych ostríc a machorastov (cf. Dítě et al. 2006). Najčastejšie sa vyskytujú na svahových a podsvahových prameniskách, v minulosti v nížinách vyplňali zazemnené slepé ramená riek.

#### Zväz: *Caricion davallianae*

Porasty sú v poschodí machorastov charakterizované dominanciou dohneda sfarbených machov (rody *Bryum*, *Campyllum*, *Drepanocladus* s.l., *Hypnum*), úplnou absenciou rašelinníkov a zastúpením vyšších rastlín vyžadujúcich vysoký obsah báz (*Carex davalliana*, *C. lepidocarpa*, *C. hostiana*, *Blysmus compressus*, *Eleocharis quinqueflora*, *Eriophorum latifolium*, *Pinguicula vulgaris*, *Primula farinosa*, *Schoenus ferrugineus*, *Triglochin maritima*). Reakcia vody je mierne kyslá až bázická, hodnoty pH sa v rámci zväzu pohybujú od 6 do 8 – (8,5), hodnoty vodivosti od (350 –) 500 do 1700  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Všetky spoločenstvá zväzu vyžadujú vysokú a stabilnú hladinu podzemnej vody, v prípade jej poklesu, alebo pri rozkolísanosti vodného režimu, porasty rýchlo degradujú, väčšinou na porasty zväzov *Molinion* alebo *Calthion*. Poschodie machorastov je zvyčajne dobre vyvinuté a dosahuje pokryvnosť 80 až 100%, vyššie rastliny sú zastúpené v jednotlivých asociáciách zväzu rozdielne.

#### Zväz: *Sphagno warnstorfiani-Tomenthypnion*

Zväz združuje spoločenstvá slatín s vysokým obsahom báz, ktoré sukcesne alebo pozdĺž gradientu znižujúcej sa koncentrácie vápnika nadväzujú na spoločenstvá predchádzajúceho zväzu. Druho bohaté porasty sú charakterizované prítomnosťou (dominanciou) kalcitolerantných rašelinníkov, v poschodí vyšších rastlín tu koexistujú niektoré typické druhy zväzu *Caricion davallianae* (*Carex davalliana*, *Eriophorum latifolium*, *Pinguicula vulgaris*, *Primula farinosa*) spoločne s druhmi kyslejších stanovišť (*Drosera rotundifolia*, *Oxycoccus palustris*, *Viola palustris*, na suchších miestach napr. *Calluna vulgaris*). Reakcia je mierne kyslá až neutrálna, hodnoty pH sa v rámci zväzu pohybujú od 5,5 do 6,7 (– 7), hodnoty vodivosti od (80 –) 100 do 250(– 400)  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , obe hodnoty sú teda nižšie ako v prípade zväzu *Caricion davallianae*. Spoločenstvá vyžadujú vysokú a viac menej stabilnú hladinu podzemnej vody, dokážu tolerovať jej čiastočné rozkolísanie. V prípade trvalého poklesu hladiny podzemnej vody sa spoločenstvá menia, nastupujú zväčša lúčne porasty zväzu *Calthion* (cf. Dítě 2007).

**Druhové zloženie** (Stanová 2002b): *Blysmus compressus*, *Carex davalliana*, *C. dioica*, *C. hostiana*, *C. lepidocarpa*, *C. flava*, *C. distans*, *Dactylorhiza. incarnata* subsp. *pulchella*, *D. incarnata* subsp. *incarnata*, *D. lapponica*, *D. majalis* subsp. *majalis*, *Eleocharis quinqueflora*, *Epipactis palustris*, *Eriophorum angustifolium*, *E. latifolium*, *Gymnadenia densiflora*, *Hippochaete variegata*, *Juncus subnodulosus*, *Orchis palustris*, *Parnassia palustris*, *Pedicularis palustris*, *P. sceptrum-carolinum*, *Pinguicula vulgaris*, *Polygala amarella*, *Primula farinosa*, *Salix rosmarinifolia*, *Schoenus ferrugineus*, *Sesleria caerulea*, *Succisa pratensis*, *Tofieldia calyculata*, *Trichophorum pumilum*, *Triglochin palustris*, *Valeriana dioica*, *V. simplicifolia*, kombinované s kyslomilnejšími druhmi zväzu *Sphagno-Tomenthypnion*: *Agrostis canina*, *Drosera rotundifolia*, *Oxycoccus palustris*, *Viola palustris*. Z machorastov jednotku charakterizujú *Bryum pseudotriquetrum*, *Calliergon stramineum*, *Campyllum stellatum*, *Drepanocladus cossonii*, *Fissidens adianthoides*, *Helodium blandowii*, *Hypnum pratense*, *Paludella squarrosa*, *Philonotis calcarea*, *Tomenthypnum nitens*, rašelinníky (*Sphagnum contortum*, *S. subnitens*, *S. teres*, *S. warnstorffii*) a niekedy aj výskyt chár (*Chara* spp.).

**Slatiny s nízkym obsahom báz**, tiež označované ako prechodné rašeliniská, sú na Slovensku klasifikované v rámci biotopu európskeho významu Ra3 Prechodné rašeliniská a trasoviská (naturovský kód biotopu je 7140) (Stanová & Valachovič 2002). Biotop tvorí kratší úsek gradientu slatiných rašelinísk, zahŕňajúci mierne bohaté rašeliniská a rašelinné lúky a chudobné rašeliniská, teda spoločenstvá zväzov



*Caricion fuscae* a *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*. Do tohto biotopu patria aj spoločenstvá subalpínskych slatín na plytkých, kyslých pôdach zväzu *Drepanocladion exannulati* Krajina 1933.

Vznikajú na prameňoch podzemných vôd s nižším obsahom živín, prípadne zazemňovaním vodných plôch (u nás predovšetkým tatranských plies) a ich pH je nižšie ako v prípade slatín s vysokým obsahom báz (pohybuje sa v intervale medzi 4 až 6). Zjednodušene povedané, vytvárajú prechod medzi slatinami a vrchoviskami (Dítě 2007). Veľmi vzácnym typom sú trasoviská, ktoré sú tvorené kobercami ostríc spojených rašelinníkmi a inými machorastami plávajúcimi na vodnej hladine. Ich výskyt je viazaný v prvom rade na lokality vzniknuté na silných prameňoch (Stanová 2002a) alebo pri zazemňovaní prirodzených jazier (tento typ bol však na Slovensku vzácný).

#### **Zväz: *Caricion fuscae***

Zväz združuje rastlinné spoločenstvá slatín vytvorených na plytkých vrstvách rašeliny, často až sekundárne, odstránením pôvodných slatinných jelšín. Ide o druhovo bohaté spoločenstvá. Porasty sú charakterizované zväčša dobre vyvinutým poschodím machorastov, ktoré môžu dosahovať rôznu pokrývnosť až do 90%. Obvykle chýbajú druhy vyžadujúce vysoký obsah vápnika v pôde, prítomné sú ako hnedé machy (rody *Aulacomnium*, *Bryum*, *Hypnum*, *Calliergonella*), kalcitolerantné rašelinníky aj rašelinníky viazané na kyslejšie prostredie (napr. *Sphagnum fallax*). V poschodí vyšších rastlín sú popri druhoch triedy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*, z ktorých chýbajú náročnejšie kalcifyty, početne zastúpené lúčne druhy zväzu *Calthion*.

Reakcia je mierne kyslá, hodnoty pH sa v rámci zväzu pohybujú okolo 5,5 – 6,5, hodnoty vodivosti v hodnotách od 80 do 200(–300)  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Spoločenstvá vyžadujú relatívne vysokú a viac menej stabilnú hladinu podzemnej vody, dokážu tolerovať jej čiastočné rozkolísanie. V prípade trvalého poklesu hladiny podzemnej vody degradujú, zväčša na porasty zväzu *Calthion*, prípadne zarastajú drevinami (jelša) (cf. Hájek & Háberová 2001; Dítě 2007).

**Druhové zloženie** (Stanová 2002a): *Agrostis canina*, *Carex canescens*, *C. echinata*, *C. nigra*, *Epilobium palustre*, *Eriophorum angustifolium*, *Ranunculus flammula*, *Viola palustris*. Machy sú zastúpené druhmi *Calliergonella cuspidata*, *Climacium dendroides*, *Plagiomnium affine*, *Rhytidiadelphus squarrosus*, vzácné sa vyskytujú rašelinníky *Sphagnum palustre*, *S. squarrosum*, *S. subsecundum*, *S. teres*, *S. warnstorffii*.

#### **Zväz: *Sphagno recurvi-Caricion canescentis***

Zväz združuje rastlinné spoločenstvá stojace na rozhraní medzi slatinnými rašeliniskami s nízkym obsahom báz a vrchoviskami triedy *Oxycocco-Sphagnetetea*. Nachádzame ich na kyslom podloží, na prameňoch s nízkym obsahom živín, tiež na okrajoch vrchovísk, kde sú v kontakte s podzemnou vodou. Porasty sú charakterizované prítomnosťou (dominanciou) rašelinníkov kyslých stanovišť (*Sphagnum fallax*, *S. flexuosum*, *S. rubellum*, *S. magellanicum*), v poschodí vyšších rastlín tiež dominujú druhy kyslých stanovišť, teda netolerantné voči vyššiemu obsahu vápnika (*Carex canescens*, *C. pauciflora*, *Juncus filiformis*). Porasty sú zväčša druhovo chudobné. Pokrývnosť machorastov je vysoká, zvyčajne 100%, vyšších rastlín nižšia, okolo 50 – 70%.

Reakcia je stredne až silne kyslá, hodnoty pH sa v rámci zväzu pohybujú od (3,8–)4 do 5,5(–6), hodnoty vodivosti od 50 do 80(–100)  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Vyžadujú vysokú hladinu podzemnej vody s vyrovnaným vodným režimom, pri dlhšie trvajúcim presychaní prechádzajú do spoločenstiev zväzov *Nardo-Agrostion*, *Calthion* a *Caricion fuscae*. Ťažisko ich rozšírenia je v podhorskom stupni, vzácnejšie vystupujú do horského až subalpínskeho stupňa, v Tatrách do 1 650 m n. m. (cf. Hájek & Háberová 2001; Dítě 2007).

**Druhové zloženie** (Stanová 2002a): *Carex echinata*, *C. canescens*, *C. pauciflora*, *C. panicea*, *C. rostrata*, *C. tumidicarpa*, *Drosera rotundifolia*, *Eriophorum angustifolium*, *Equisetum fluviatile*, *Oxycoccus palustris*. Vrstva machorastov je veľmi bohatá: *Aulacomnium palustre*, *Calliergon stramineum*, *Sphagnum capillifolium*, *S. fallax*, *S. subsecundum*, *S. magellanicum*, *S. palustre*, *S. teres*.

### Zväz: *Drepanocladion exannulati*

Porasty tohto zväzu, ktorý bol opísaný z Vysokých Tatier, vystupujú z našich slatinných spoločenstiev do najvyšších nadmorských výšok. Nachádzame ich najmä vo Vysokých, menej Západných Tatrách a miestami vystupuje až do alpínskeho vegetačného stupňa (do cca 2 000 m n. m.). Vo väčšine krajín sú ale tieto spoločenstvá klasifikované v rámci zväzu *Caricion fuscae*.

Zväz, na našom území zastúpený jedinou asociáciou, predstavuje sukcesne stagnujúce ostricovo-machové spoločenstvá na silikátoch v horskom až subalpínskom stupni. Vegetácia vyžaduje studenú, okysličenú vodu kyslej reakcie, chudobnú na minerálne látky. Pôda je plytká, so značnou minerálnou prímiesou (cf. Hájek & Háberová 2001). Reakcia je stredne až silne kyslá, hodnoty pH sa pohybujú od 4 do 5,5, hodnoty vodivosti do 50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Machorasty prevládajú v porovnaní s vyššími rastlinami, dominuje *Warnstorfia exannulata*, z vyšších rastlín sa vyskytujú napr. *Carex lachenalii*, *C. nigra*, *Eriophorum angustifolium* a *Juncus filiformis*. Spoločenstvo je vonkajšími činiteľmi sukcesne blokované.

**Druhové zloženie** (Stanová 2002a): *Carex nigra*, *Caltha palustris*, *Eriophorum angustifolium*, *Calliergon sarmentosum*, *Philonotis seriata*, *Warnstorfia exannulata*.

Zväz: ***Caricion lasiocarpae*** – je začlenený do biotopu Ra3. Po analýze vegetácie rašelinísk (Dítě et al. 2007) autori zväz nevyčlenili ako opodstatnený (nemal vlastné druhy) a asociácie tohto zväzu sú rozdelené do zväzov *Caricion davallianae* a *Sphagno-Tomenthypnion* (cf. Dítě et al. l.c.).

### Trendy

Rašeliniská sú na Slovensku považované za veľmi vzácne, ohrozené a často reliktné spoločenstvá, ktoré predstavujú významné biotopy pre mnohé unikátne druhy rastlín a živočíchov, hlavne bezstavovcov (Stanová 2000). Oproti historickému rozšíreniu rašelinísk (Michalko et al. 1986) na našom území došlo, najmä v ostatných desaťročiach, k podstatnému úbytku lokalít. Napríklad na západnom Slovensku (Záhorská a Podunajská nížina), bolo evidovaných najviac slatinných rašelinísk v rámci Slovenska, viac ako 2600 ha (Raučina 1968). Do súčasnosti ostali zachované už iba fragmenty na Záhorí, v Podunajskej nížine sa nám nepodarilo zaznamenať ani jednu slatinu s nepoškodeným vodným režimom a zachovaným vegetačným krytom (Sádovský, Hajdu, Eliáš ml., Dítě, ined.). Ekologická obnova slatinných rašelinísk je veľmi problematická a u reliktných typov prakticky nemožná, na rozdiel od lúk.

### Ohrozenia

K hlavným faktorom, ktoré v minulosti zapríčinili drastický úbytok a degradáciu rašelinísk nielen u nás, ale prakticky v celej Európe patria: ťažba rašeliny, odvodňovanie, eutrofizácia a sukcesné zmeny (Stanová 2000).

**Ťažba rašeliny** sa začala rozvíjať v 18. storočí, ale bola lokálna a maloplošná. Rašelina sa využívala predovšetkým ako palivo. Na mnohých miestach sa ťažila neorganizovane, čo devastovalo pôdu i krajinu. Vzrastajúci dopyt po rašeline bol najmä v poľnohospodárstve a záhradníctve, ale aj na balneoterapeutické účely. Ťažba rašeliny sa dotkla rašelinísk priam katastrofálnym spôsobom najmä na Záhorskej a Podunajskej nížine. Pred odvodnením boli najväčšie komplexy slatinných rašelinísk na Slovensku v Podunajskej nížine s celkovou rozlohou 4 506 ha. Jedno z najväčších rašelinísko Pusté Úľany malo rozlohu 588 ha (Raučina 1968). Na severe Slovenska iba v menšej miere (plošne a zásobami rašeliny nevhodné lokality). Vyťažené boli niektoré rašeliniská na Spiši, napr. Krivý kút a Medvedisko pri Spišskej Belej či Popradské rašelinisko. Ťažba bola plánovaná aj v území súčasnej národnej prírodnej rezervácie Belianske lúky, na poslednú chvíľu sa podarilo rašelinisko zachrániť (Šoltés in verb.).

### Odvodňovanie a vysychanie rašelinísk

Je veľa rašelinísk, ktoré majú v dôsledku odvodnenia narušený vodný režim. Znižovaním vodnej hladiny dochádza k postupnému vysušaniu substrátu a tým k vážnym zmenám jeho fyzikálnych a chemických

vlastností (Dupieux 1998). Rašeliniská ľudia odvodňovali po stáročia, aby získali pôdu pre poľnohospodárstvo a lesníctvo, rašelinu pre záhradkárstvo a ako zdroj energie a tiež aby sa chránili pred povodňami (Holdena et al. 2004). Odvodňovaním priľahlých území sa znížila vodná hladina, čo viedlo k vysúšaniu slatín (obr. 5). Veľkoplošné alebo lokálne odvodňovacie projekty sa na Slovensku úspešne realizovali najmä na nížinách; väčšina rašelinísk sa tu po vysušení zmenila na ornú pôdu s obmedzenými možnosťami na obnovu. Vzhľadom na skutočnosť, že takéto projekty sa uskutočnili relatívne nedávno, väčšina odvodňovacích systémov je stále funkčná. Na vysúšanie slatín má vplyv aj zalesňovanie.

Vo všeobecnosti môžu rašeliniská reagovať na znižovanie vodnej hladiny tromi spôsobmi (Diggelen et al. 1998):

1. Ak je zníženie vodnej hladiny mierne, dochádza k zmenšeniu objemu rašelinu.
2. Ak je úbytok vody výraznejší a nemožno ho kompenzovať zmenšením objemu rašelinu, dochádza k doplneniu vody z alternatívnych zdrojov (zrážky alebo povrchová voda). To však, prinajmenšom v čase nedostatku vody, môže spôsobiť acidifikáciu alebo eutrofizáciu a je pravdepodobné, že sa zvýši aj kolísanie vodnej hladiny.
3. Ak je zníženie vodnej hladiny výrazné a voda z iných zdrojov nemôže doplniť úbytok podzemnej vody, dochádza k vysychaniu a mineralizácii rašelinu.

Pri poklese hladiny podzemných vôd v slatinách, následkom odvodnenia priľahlých území, dochádza k redukcii a stláčaniu rašelinu. Rašelinotvorné druhy v takýchto podmienkach miznú a nahrádzajú ich druhy, ktoré sa prispôbili suchším podmienkam – sú to väčšinou bežné druhy.

Vysychanie môže spôsobiť aj rozklad organickej hmoty a mineralizáciu. Grootjans et al. (1986) zaznamenali, že počas dlhodobého vysychania sa zvyšuje množstvo dostupného dusíka. Dostupnosť fosforu sa však znižuje, pretože v dôsledku oxidácie železa rastie kapacita pôdy pre jeho viazanie. Tieto dva protichodné vplyvy na dostupnosť prvkov, spolu s nedostatkom vody, spôsobujú posun v zložení vegetácie. Charakteristické druhy ostríc nahrádzajú trávy. Po náhlom zvýšení vodnej hladiny alebo pri rozkolísaní hladín po narušení vodného režimu sa však kvôli redukcii železa fosfor uvoľňuje a spôsobuje eutrofizáciu, čo môže byť problémom pri ekologickej obnove (Hájek, in verb.).

Najčastejším dôvodom vysychania rašelinísk je umelé odvodňovanie, ktoré môže sledovať niekoľko cieľov. Môže byť realizované za účelom získania poľnohospodárskej pôdy, zvýšenia rozlohy a produktivity lúk, umožnenia ťažby alebo umožnenia zalesnenia (Stanová 2000). V menšej miere odvodnenie sprevádza stavebnú činnosť, napr. v ostatnej dobe výstavba cesty Zuberca – Oravice v roku 2006 (Dítě 2007).

Odvodňovanie sa v 60-tych až 80-tych rokoch 20. storočia veľmi výrazne prejavilo na celom území Slovenska s výskytom mokradí, najmä však v podhorských polohách kotlín. Dôvodom odvodňovania bolo získanie lúk a pasienkov (najmä horný Liptov, Orava) a poľnohospodárskej pôdy (Spiš). Takto napríklad zanikli rozsiahle rašeliniská v oblasti Zuberca. Tu z viac ako 100 ha rašeliniska so spoločenstvami slatín s nízkym obsahom báz a vrchovísk (Cvachová in verb.) ostal poškodený fragment 6 ha v prírodnej rezervácii Medzi bormi. Z približne 150 ha rašelinísk v oblasti Pribyliny (Horníčková 1988) ostali zachované iba zvyšky na ploche cca 25 ha.



**Obr. 5:** Odvodňovanie slatinných rašelinísk predstavuje ich najvýraznejšie ohrozenie. V NPR Kláštorské lúky bola vybudovaním odvodňovacích kanálov zničená pramenná oblasť. Foto: V. Šefferová Stanová

Rozsiahle rašeliniská, slatiny s vysokým obsahom báz, v okolí Veľkého Slavkova (Vicherek 1956) alebo Spišskej Teplice (Šmarda 1961) boli premenené na polia a zanikli prakticky bez stopy.

Najrozsiahlejšie meliorácie boli realizované v 60-tych až 80-tych rokoch minulého storočia, v súčasnosti k nim dochádza v neporovnateľne menšej miere. Takto zničené (často zbytočne) boli desiatky a stovky hektárov slatín na Orave, Turci, Liptove, Spiši a inde.

**Ľudskou činnosťou podmienené zmeny hydrologických podmienok v zbernej oblasti** (pokles vodnej hladiny, zmeny v smere prúdenia a objeme podzemnej vody). Odvodňovacími aktivitami sa mení prúdenie vody v celom hydrologickom systéme. Výsledkom je miešanie vody z rôznych zdrojov, čo zvyčajne znamená, že sa znižuje vplyv podzemnej vody a zvyšuje sa vplyv dažďovej vody. Takéto zmeny sa následne prejavujú v zložení slatinnej vegetácie. Ďalšie problémy môžu nastať aj pri nepochopení hydrologických pomerov ako celku. Ak sa totiž naruší hydrologický systém v priľahlých územiach, naruší sa aj v samotnom chránenom území. Takéto zmeny môžu mať vážne dopady na vegetáciu slatinných rašelinísk: zníženie tvorby rašeliny, v extrémnych prípadoch mineralizácia rašeliny a invázia nitrofilných druhov a šírenie krovín (Wolejko et al. 2005).

### Chemické procesy

Jednou z príčin ohrozenia slatín je eutrofizácia povrchovej a/alebo podzemnej vody. Prísunom živín z poľnohospodársky využívaných pôd sa zvyšuje dostupnosť fosfátov a nitrátov, na čo rýchlo reagujú silne kompetitívne druhy ako *Phragmites australis* a *Glyceria maxima*. Takýto typ eutrofizácie, spôsobený importovaním živín, sa označuje ako „externý“. „Interný“ typ eutrofizácie je spôsobený zmenou v zložení vody a zaznamenali ho napr. v Škótsku: prítokom alkalického povrchovej vody do slatiny počas letných mesiacov sa zvýšil stupeň rozkladu organického materiálu (mineralizácia), dôsledkom čoho sa zvýšilo množstvo dostupných živín (Lammers et al. 2001).

Eutrofizácia na rašeliniskách nastáva v prípade, ak je lokalita dlhodobo zaplavovaná, po ukončení tradičného obhospodarovania (kosenie), alebo sa dostáva do ekosystému znečistená povrchová voda (Grootjans & Diggelen 1995). Eutrofizácia sa najviac prejavuje na slatinných rašeliniskách s poškodeným vodným režimom obklopených intenzívne obhospodarovanou poľnohospodárskou pôdou. Následkom poškodeného vodného režimu sa mení štruktúra rašeliny, čo vedie k prevzdušneniu povrchových vrstiev pôdy. Za takýchto podmienok sa na bázy bohatá podzemná voda nemôže dostať na povrch, výsledkom je nízka saturácia rašeliny vápnikom, vyplavovanie a zvýšená koncentrácia fosforu (cf. Kemmers & Jansen 1998). Dá sa povedať, že prakticky na väčšine existujúcich lokalít slatín s vysokým aj nízkym obsahom báz, aspoň v okrajových častiach, sa eutrofizácia väčšou či menšou mierou prejavuje.

Eutrofizácia ovplyvňuje slatiny veľmi negatívne, pričom najohrozenejšie sú šlenky a jazierka, kde sa prejavuje najskôr. Zatahnutie vodnej hladiny povlakmi rias a siníc zabraňuje rastu vo vode ponoreným rastlinám (napr. druhy rodu *Utricularia*). V ostatných rokoch sa prejavuje eutrofizácia čoraz intenzívnejšie, napr. na lokalitách Demänovská slatina alebo v PR Sliačske travertíny.

### Ústup od tradičného hospodárenia

K tradičnému obhospodarovaniu slatín patrí vo väčšine krajín kosenie a extenzívne pasenie. V niektorých stredoeurópskych krajinách sa však tradičný manažment vytratil, a to najmä zmenou spôsobu života vidieckeho obyvateľstva. Územia bez manažmentu postupne zarastali trávou alebo trsnatými ostricami. Neskôr sa do porastu zapojili kríky a stromy, čím sa stratila pôvodná biodiverzita.

Ako príklad môžeme uviesť situáciu v NPR Kláštorstské lúky s veľkosťou 86 ha. Boli tu robené historické analýzy krajiny štruktúry na báze historických máp a leteckých záberov (Immerová 2005). Zahŕňajú následovné obdobia: 1880, 1940, 1949 a 2003. Porovnaním výstupov z analýz jednotlivých období, ako aj ich prekryvov vyplýva, že územie sa v období okolo rokov 1880 – 1949 výrazne nezmenilo. Vzhľadom na to, že z roku 1880 nemáme k dispozícii údaje o drevinách, nevieme povedať, do akej miery došlo k zarastaniu územia počas prvého sledovaného obdobia rokov 1880-1940. Vieme však, že v roku 1949 bolo v NPR 4% drevín (2,9 ha). K výraznému zarastaniu územia drevinami dochádza od 50-tych

rokov minulého storočia, čo zrejme súvisí s nastupujúcim nezaujmom ľudí lúky ako aj pasienky využívať a obhospodarovať. V roku 2003 zaberajú dreviny až polovicu rozlohy územia (50,7%, 37 ha). V porovnaní s rokom 1949 došlo teda k výraznému zarastaniu lúk.

Bosáčková (1974) udáva že v 70-tych rokoch minulého storočia bola prevažná časť územia obhospodarovaná pravidelnou kosbou, ktorá podmieňuje a udržuje druhovú skladbu porastov. Dôsledky intenzívneho pasenia dobytky bolo možné sledovať len na južnom okraji územia. V Úprave MK SSR č. 3625/1974 zo dňa 27.5.1974 o vyhlásení ŠPR Kláštorské lúky sa uvádza, že územie je možné naďalej hospodársky využívať ako jednokosné lúky. Z toho možno usudzovať, že dôvodom, prečo v neskorších rokoch došlo na väčšine záujmového územia k upusteniu od dovtedajšieho spôsobu obhospodarovania a následnej sekundárnej sukcesii, nebolo zriadenie rezervácie, ale zmena spôsobu života obyvateľov. V súčasnosti je poľnohospodárskymi organizáciami obhospodarovaná len malá časť plochy rezervácie.

Zarastanie lúk spôsobilo tiež zmenu v zložení spoločenstiev živočíchov, ktorá je zdokumentovaná na príklade vtáčích spoločenstiev. Na základe dlhodobého ornitologického výskumu a porovnaní jeho výsledkov so staršími údajmi konštatoval Žďárek (1994) vymiznutie viacerých hniezdičov z územia už v druhej polovici 80-tych rokov 20. storočia. Týka sa to napr. druhov: *Fulica atra*, *Gallinula chloropus* (vyžadujú na hniezdenie otvorené vodné plochy s emerznou vegetáciou), tiež *Limosa limosa*, *Anas querquedula*, *Gallinago gallinago*, *Crex crex* (hniezdiče vlhkých lúk preferujúce nižšiu vegetáciu) a tiež *Lanius collurio* a *Saxicola rubetra* (vyžadujú otvorené plochy na lov potravy). Na druhej strane populácie hniezdičov viazaných na kroviny a lesné biotopy ako napr. *Phylloscopus collybita*, *Phylloscopus trochilus*, *Sylvia nisoria* zaznamenali nárast. Od polovice 90-tych rokov v spoločenstvách ešte viac vzrástla dominancia druhov lesných a krovinových stanovišť, medzi najbežnejšie druhy patria *Sylvia atricapilla*, *Phylloscopus trochilus*, *Phylloscopus collybita*, ďalej *Carduelis cannabina*, *Prunella modularis*, *Fringilla coelebs*, *Carduelis carduelis* a iné (Topercer et Janák ined.).

### Zmeny vo vegetácii

Zmeny vo vegetácii človekom narušených rašelinísk sa považujú za indikátory intenzity a dĺžky trvania tohto narušenia (Dierssen 1992). Možno ich charakterizovať nasledovne:

1. Pokles alebo vymiznutie slabo kompetitívnych druhov a druhov s malou ekologickou amplitúdou.
2. Invázie alebo zvýšenie výskytu silno kompetitívnych ubikvistov a nitrofilných druhov, ktoré majú často širokú ekologickú amplitúdu.
3. V odvodnených slatinách: nápadný úbytok charakteristických druhov rastlín, ktoré získavajú vlahu z podzemnej vody, a zvýšenie výskytu lúčnych druhov, ktoré nie sú na týchto zdrojoch závislé. Po určitom čase sa zvyšuje celková druhová diverzita biotopu (Dierssen 1992). Ochranná hodnota ale klesá, pretože prístupujú generalisti a ustupujú špecialisti (Bergamini et al. 2009).

Druhovou bohatosťou negatívne ovplyvňuje aj hromadenie biomasy a živín, ku ktorému dochádza, keď sa slatiny nekosia (obr. 6.) Z dlhodobého hľadiska spôsobuje akumulácia biomasy vyšších rastlín úbytok biomasy a diverzity machorastov aj vyšších rastlín (Bergamini et al. 2001).

Sukcesné zmeny sa prejavujú na všetkých existujúcich slatinách. Sukcesné zmeny, resp. sukcesiu – postupnú zmenu vo vegetačnom kryte rašelinísk (ale aj iných biotopov, napr. lúk) rozoznávame primárnu a sekundárnu.

Primárna sukcesia je prírodným, často relatívne dlhodobým procesom a je výsledkom postupných ekologických zmien. Ako príklad primárnej sukcesie môžeme použiť proces zazemňovania (rašelinenia) jazera, kde pôvodná vodná hladina mizne v dôsledku relatívne dlhodobého procesu pod nelesnými rašelinnými spoločenstvami, ktoré v ďalšom vývoji ustúpia lesu.

Mnohé lokality, hlavne slatiny s vysokým obsahom báz, boli v minulosti extenzívne využívané človekom kosením, tiež pasením. Mnohé v súčasnosti nelesné slatiny dokonca vznikli odstránením pôvodného vegetačného krytu (napríklad slatiných jelšín). Touto činnosťou nielenže človek udržoval (blokoval) sukcesné štádiá v ním požadovanom stave (teda prevažovali porasty tráv a ostríc), ale ich aj plošne zväčšoval. Po ukončení obhospodarovania lokality nastupuje sekundárna sukcesia a po-



**Obr. 6.** Na lokalite Podsuchá južne od Ružomberka sa v roku 1986 vyskytovali slatiny s vysokým obsahom báz a výskytom druhu *Primula farinosa*. Dôsledkom toho že sa územie prestalo obhospodarovať došlo k hromadeniu biomasy a následnému zarastaniu lokality, tak ako ju vidíme na obrázku z roku 2005. Foto: V. Šefferová Stanová a D. Dítě

merne rýchlo degradujú (v porovnaní s východiskovým stavom). V počiatočnom štádiu dochádza k hromadeniu stariny a ubúdaniu konkurenčne slabých druhov, následne lokalita zarastá drevinami (krovinami, neskôr sa pridajú stromy) a v konečnom dôsledku nelesné spoločenstvá úplne zaniknú.

Proces sekundárnej sukcesie súvisí aj so zmenami vodného režimu. Vodný režim môže byť poškodený alebo zničený človekom jednorazovo a nezvratne (odvodnenie), alebo sa zhoršuje postupným zarastaním drevinami, ktoré z rašeliniska „pumpujú“ veľké množstvo vody a spôsobujú pokles hladiny podzemnej vody. Aj keď v holocénnej minulosti boli niektoré slatiny zarastené stromami, nebol úbytok druhov vplyvom zarastania taký ako je dnes. Niektoré druhy to mohli prežiť na svetlinách, pretože druhové zloženie stromov bolo iné, boli to skôr ihličnany ako jelše a na lokalitách bol neporušený vodný režim a lokality boli väčšinou veľké (Hájek in verb.).

#### Poškodzovanie a ničenie lokalít

Napriek tomu, že sa význam slatín akceptuje v celej Európe, pokračuje poškodzovanie veľkého množstva lokalít aj v súčasnosti. Príkladom je prírodná rezervácia Močiar na Slovensku. Táto jedinečná slatina s recentnou tvorbou pramenitu bola vážne narušená potom, čo sa starosta blízkej obce rozhodol v roku 2005 vykopať bazén (obr. 7). Pre tento účel sa zo slatiny odviedla voda, bez ktorej zostala na pomerne dlhý čas takmer polovica lokality. Potrebné záchranné opatrenia sa realizujú pri spracovaní programu záchrany pre PR Močiar v rámci projektu ŠOP SR.



**Obr. 7.** Rezervácia Močiar. Prvý obrázok zachytáva jazierko s vývermi minerálnych vôd z 27. 4. 2005 a na druhom obrázku vidíme stavebné úpravy a vykopanie bazéna. Obrázok je z 3. 4. 2006. Foto: D. Dítě

## Manažment

### Všeobecné odporúčania

Hydrologické systémy, ktoré dotovali slatinné rašeliniská vytvárali po stáročia stabilné podmienky pre vegetáciu na živiny chudobných substrátoch, a to bez akéhokoľvek ľudského zásahu. Počas posledných pár storočí sa však v dôsledku odvodnenia zmenilo veľa slatín na nízkoprodukčné lúky a pasienky, ktoré nemožno bez pravidelného manažmentu udržať (Kotowski 2002 in Middleton et al. 2006).

Manažment na zachovanie otvorených slatinných spoločenstiev s charakteristickým druhovým zložením je nevyhnutný. Bez primeraného manažmentu by totiž prirodzená sukcesia viedla k zarastaniu slatín kompetične silnými trávami (*Molinia* sp., *Calamagrostis* sp., *Phragmites australis*) až k vytvoreniu krovinných a lesných formácií. Významná časť slatín je udržiavaná tzv. ochranárskym manažmentom, ktorý je zameraný na zachovanie hodnôt biodiverzity územia.

Možnosti ochrany vo veľkej miere ovplyvňujú vonkajšie faktory, ako využívanie priľahlej pôdy, či ukladanie znečisťujúcich látok z ovzdušia. Takéto negatívne vplyvy možno zmierniť vhodnými zásahmi, napr. intenzívnejším kosením alebo pasením, odstraňovaním zarastania. Treba tiež zvažovať obmedzenia vo využívaní okolitej pôdy, čo zahŕňa kontrolu pri hĺbení kanálov na poľnohospodárskej pôde a v hospodárskych lesoch, menšie používanie hnojív.

### Aktívny manažment

#### Kosenie

Kosenie je tradičný spôsob obhospodarovania slatinných lúk a podporuje druhovú bohatosť. Ručné kosenie, ktoré sa uprednostňuje na veľmi malých lokalitách, nemožno používať na veľkých územiach. Pre väčšie lokality sa vyžadujú špeciálne upravené kosačky, ktoré nepoškodzujú pôdu. V súčasnosti sa slatiny kosia ľahkými, zvyčajne malými mechanizmami, ktoré sú prispôbené prostrediu (obr. 8). Špeciicky sú upravené aj pneumatiky vozidiel (nízky tlak, zdvojené kolesá). Po kosení sa biomasa z plochy odstraňuje. Táto metóda, najmä zber a odnos materiálu (biomasy), je veľmi práca a náročná vzhľadom na podmáčaný terén a jeho nedostupnosť.

Manažmentové odporúčania pre slatiny v Českej republike sú nasledovné (Háková ed. 2003):

	Optimálny manažment	Alternatívny manažment
TYP MANAŽMENTU	kosenie a odstránenie čerstvej alebo suchej biomasy	kosenie a odstránenie čerstvej alebo suchej biomasy
VHODNÝ INTERVAL	raz za 1 – 2 roky, 2 × ročne alebo bez kosenia	raz za 1 – 2 roky alebo 2 × ročne
MINIMÁLNY INTERVAL	raz za 3 – 5 rokov alebo bez kosenia	raz za 3 roky
PRACOVNÝ NÁSTROJ / HOSPODÁRSKE ZVIERA		
1. VHODNÉ	ručné kosenie kosou alebo vyžínačom	–
2. MOŽNÉ		motorové kosačky
3. NEVHODNÉ	dobytok, ťažké mechanizmy na kosenie, hnojenie, vápnenie	dobytok, ťažké mechanizmy na kosenie, hnojenie, vápnenie

Na vápnatých slatinách sa neodporúča pasenie a používanie hnojív. Ak sa lokalita nachádza v oblasti, kde sa pasie, je nutné ju oplotiť. Veľmi mokré biotopy s dominanciou machov majú schopnosť prispôbiť sa nepravidelnému manažmentu, napr. v intervale 3 – 5 rokov, ale len v prípade ak nedochádza k invázii kompetitívnych tráv ako napr. *Molinia*. Optimálny čas na kosbu je neskoré leto, keď lokality nie sú také mokré ako na jar alebo v skorom lete. Motorové kosačky možno používať len počas suchých



**Obr. 8.** Kosenie a obracanie sena na slatinných lúkach.  
Foto: T. Dražil

období na suchých lúčnych lokalitách. Na veľmi mokrých stanovištiach a na lokalitách, kde rastú trsy tvoriace rastlinné druhy, sa ich použitie neodporúča (Háková ed. 2003).

Vo Švédsku patrí kosenie k základným odporúčaniam pre manažment vápnatých slatín. Kosenie raz za dva roky sa považuje za dostatočné a odporúča sa dokonca aj na lúkach s výskytom orchideí, ako aj ďalších cievnatých rastlín s dvojročným cyklom, vzácnych mäkkýšov a na zemi hniezdiacich vtákov. Pre nízkoprodukčné slatiny sa akceptuje kosenie s 3 – 5 ročným cyklom. Medzi odporúčané náradia patria kosy a vyžínače. Pokosený materiál sa musí z plochy odstrániť (Sundberg 2006).

Agro-environmentálne schémy v Poľsku (MoARD 2007) zahŕňajú nasledujúce odporúčania pre kosenie lokalít s vegetáciou nízkych ostríc a machorastov:

- kosiť každý rok v období medzi 15. júlom a 30. septembrom;
- povinnosť nepokosiť viac ako 50 % lokality v jednom roku a striedať kosené plochy; celé územie možno kosiť len raz za 2 roky;
- kosiť na výšku 5 – 15 cm;
- kosiť takým spôsobom, aby nedochádzalo k deštrukcii pôdy a rastlín; zákaz kosiť do kruhu od vonjšieho okraja smerom dovnútra;
- povinnosť odstrániť alebo zhrabať pokosený materiál do stohov najneskôr do 2 týždňov po kosbe (výnimky v odôvodnených prípadoch);
- zákaz hnojenia a pasenia.

Používaním ťažkej techniky v slatinách sa poškadzujú rastliny aj štruktúra pôdy. Vo Veľkej Británii, v rámci projektu LIFE, preto vyvinuli prototyp špeciálneho zariadenia na použitie v mokradiach. Projekt sa začal v roku 1997 a jeho súčasťou bol aj vývoj zariadenia, ktoré bude schopné kosiť, zberať a odstraňovať pokosený materiál zo slatín a zároveň nebude mať veľký tlak na podklad. Na rozdiel od konvenčných kombajnov a podobných zariadení, nový mechanizmus vyvinutý pre slatiny môže zdolať močaristý terén bez rizika zapadnutia do mäkkého povrchu a dokáže pokosiť veľké slatinné územia, vrátane malých plôch krovín. Pokosený materiál sa seká na malé kúsky a súčasne nakladá (potrubím s vysokým tlakom vzduchu) do nákladného auta bez nutnosti opätovného vjazdu mechanizmov do tohto krehkého biotopu (Broads Authority 2007).

### Pasenie

Extenzívne pasenie sa niekedy odporúča ako alternatívny manažment slatín. Pre minimalizovanie nechcených efektov spásania a zošlapávania sa však musia vytvoriť vhodné podmienky. V prípade výskytu ohrozených druhov treba najprv zistiť ich reakciu na pasenie a až následne sa rozhodnúť, či pasťvu povolíť alebo nie. Pasenie sa síce odporúča ako alternatíva ku koseniu alebo opusteniu územia, ale možno pri ňom očakávať zníženie druhovej bohatosti (Stammel et al. 2003).



Vo Francúzsku sa extenzívne pasenie často považuje za najprirodzenejší spôsob starostlivosti, pretože má najmiernejší a najprospernejší ekologický vplyv na dané územie. Súčasťou manažovaného ekosystému sú bylinožravce, ktoré v niektorých prípadoch vytvárajú podmienky podobné minulosti, kedy tieto biotopy udržiavali voľne žijúce veľké bylinožravce. Pretože sú v rašeliniskách často náročné podmienky (nízka teplota, vodou nasýtená pôda, kyslosť, vegetácia s nízkou nutričnou hodnotou atď.), používajú sa na tento účel zvieratá, ktoré patria medzi tradičné, odolné a na tieto podmienky dobre adaptované plemená. Spásaním a zošľapovaním zabraňujú hromadeniu biomasy (stariny). Intenzitu pasenia však treba posúdiť starostlivo, treba nájsť vyváženie medzi nedostatočným a nadmerným spásaním. V literatúre sa zvyčajne uvádza hodnota 0,2 až 0,8 VDJ/ha. Odporúča sa začať s menším počtom zvierat a ten postupne zvyšovať (Dupieux 1998).

V Škótsku sa slatiny sprístupňujú pre dobytok počas najsuchších mesiacov leta. Spásajú sa minimálne dva týždne každý rok a kontroluje sa ich zošľapovanie. Mierne zošľapovanie pomáha udržiavať druhovú bohatosť, silnému však treba zamedziť, pretože podporuje rast poľných burín, napr. *Cirsium arvense*. Pomôckou je, že počet stôp dobytká by nemal byť väčší ako by bol po náhodnom prechode stáda cez lúku alebo slatinu (Scottish Natural Heritage 2005).

Vo Švédsku sa pasenie považuje za „druhé najlepšie rozhodnutie“ pre manažment vápnatých slatín. Vysoká intenzita pasenia však môže mať negatívny vplyv na vzácne druhy, napr. *Vertigo geyeri*, kým iné druhy, napr. niektoré druhy chrobákov, z neho profitujú. Znamená to, že úroveň pasenia sa musí veľmi starostlivo nastaviť pre špecifické podmienky a druhové zloženie na každej lokalite. Vo všeobecnosti sa však odporúča extenzívne pasenie. Na menších územiach by sa malo pásť každý druhý rok, alebo počas krátkeho obdobia vo vegetačnej sezóne (Sundberg 2006). Pásenie dobytká vytvára otvorené plochy a plôšky odhalenej rašeliny, čo veľa druhov vyžaduje. V Európe sa vo všeobecnosti dobytok nepasie v prirodzených slatinách; na pastvu sa využívajú len mierne odvodnené slatinné lúky (Buglife 2007). Je to aj preto, že vo Švédsku sú slatiny oveľa väčšie ako u nás. Malé lokality sú väčšinou pastvou dosť ničené, aj vďaka tomu že sa tam stáda v lete ochladzujú. V Bílych Karpatech tak bolo zničených viacero lokalít (Hájek, in verb.).

### Obnovný manažment

Slatiné systémy, ktoré sú aj v súčasnosti rašelinotvorné, sú už dnes v Európe veľmi vzácne. Hoci niektoré povodia môžu mať veľa slatinných druhov, slatinná vegetácia ktorá vytvára rašelinu už väčšinou vymizla a slatiny boli zmenené na slatinné lúky odvodňovaním, hnojením a premenou na kosné lúky (Grootjans & Diggelen 1995).

Pri rozhodovaní o cieľoch obnovy treba vychádzať zo súčasného stavu, v akom sa daná lokalita nachádza, a porovnať ho so stavom minulým, pred nejakým výrazným poškodením. Analýzou týchto dát by sme mali identifikovať hlavné príčiny narušenia rašeliniska a následne stav, aký chceme obnovou dosiahnuť.

### Odstránenie krovín a stromov

Náletové dreviny sa na lokalitách objavujú buď po zásahu do vodného režimu alebo po ukončení obhospodarovania. Svojím rastom odčerpávajú z lokality vodu, menia druhové zloženie spoločenstiev a tým ju ďalej poškodzujú. Obnova slatín, ktoré sú silno porastené krovinami a stromami, je niekedy technicky veľmi obtiažna. Slatiny sú mokré a často zradné miesta, kde môžu veľké stroje ľahko zapadnúť a vážne poškodiť tento citlivý biotop.

Jedným z riešení je v praxi stále využívaný ručný výrub krovín. Pre niektoré lokality je to jediná vhodná metóda. Je však veľmi prácna, nákladná a preto vhodná len pre malé územia. Mladé porasty môžeme odstraňovať mulčovaním alebo krovinozom, staršie porasty výrubom. Častokrát diskutované je použitie chemických inhibítorov rastu. To sa v podmienkach mokradí neodporúča. Odstraňovanie náletových drevín a ich výmladkov je vhodné v období vegetačného kludu a je potrebné, aby bola drevná hmota z lokality odstránená. Ak sukcesia pokročila tak, že na lokalite sa vyvinul les a pôvodné druhy už nie sú zastúpené, v takom prípade obnova nemá zmysel.

Po prvom čistení veľmi zarastených slatín je zvyčajne potrebné vykonať opakované odstránenie drevitých výhonkov rôznych druhov listnatých stromov.

Aby bolo možné realizovať „klasické“ poľnohospodárske činnosti – teda kosenie – je potrebný obnovný manažment spočívajúci v jednorazovom odstránení drevín výrubom. Osvedčilo sa realizovať výrub v zime s následným spálením zvyškov po ťažbe na hromadách (mimo citlivých biotopov). Vzhľadom na rozľahlosť lokality a ťažkú strojovú dostupnosť i v zime (lokalita je podmáčaná a prakticky pôda nepremfza i pri silných mrazoch) nie je vhodné vyvážať celé dreviny mimo plochu napr. na štiepkovanie. V nasledujúcej vegetačnej sezóne je efektívne plochy mulčovať, ale iba ľahkou mechanizáciou prispôsobenou mokraďovým podmienkam (ťažká mechanizácia rašelinu stláča, čím sa menia jej vlastnosti, stroje môžu zapadnúť a vytvárajú ryhy v rašeline). Mulčovaním sa jednak odstraňuje výmladky drevín, zároveň sa zlikvidujú menšie zvyšky po výrube a urovná povrch terénu. Častokrát je potrebné aby sa zvyšky pňov odstraňovali zvlášť (obr. 9), pretože ak by zostali na ploche a zarástli vegetáciou, pri následnom mulčovaní alebo kosení by sa mohli stroje poškodiť. Tým sa plochy pripravujú na pravidelné kosenie (Dražil et al. 2009).



**Obr. 9.** Odstraňovanie zvyškov pŕíkov motorovou pílou. Foto: V. Šefferová Stanová, T. Dražil

Takýmto spôsobom sa na lokalite v rokoch 2007 – 2009 v rámci projektu organizácie DAPHNE – Inštitútu aplikovanej ekológie uskutočnila veľkoplošná obnova nelesných slatinných spoločenstiev a zabezpečila sa dlhodobá starostlivosť o slatinné lúky. Z najviac ohrozených plôch sa na rozlohe 34 ha odstránili dreviny, 46 ha sa jednorazovo pomulčovalo a následne sa začalo opäť raz ročne kosiť ľahkou mechanizáciou (obr. 10).



**Obr. 10.** Príklad obnovy slatinných lúk v rezervácii Belianske lúky. Na prvom obrázku je stav z roku 2007 a na druhom je to isté miesto v roku 2009. V zime boli dreviny vyrúbané, v roku 2008 bola plocha pomulčovaná a v roku 2009 pokosená. Foto: T. Dražil

### Mulčovanie

Mulčovanie je na zarastených rašeliniskách veľmi efektívne, pretože odstraňuje náletové dreviny aj vegetáciu a umožní konkurenčne slabším druhom, aby sa prejavili. Lokalita Beňadovské rašelinisko na Orave bola dlhodobo neobhospodarovaná a vzácny druh *Carex chordorrhiza* bol zaznamenaný iba v malej populácii a v sterilnom stave. V roku 2003 bola lokalita pomulčovaná a následne sa objavila veľká, kvitnúca populácia tohto druhu.

Dôležité je, aby bolo mulčovanie robené ľahkou mechanizáciou, ktorá je adaptovaná na mokraďové podmienky (obr. 11). Použitím ťažkej mechanizácie môže dôjsť k stlačeniu rašeliny. Pri mulčovaní je biomasa rozsekaná na drobné kúsky a nie je možné ju z lokality odstrániť. Odporúčame, aby sa tento spôsob obhospodarovania použil maximálne dva roky po sebe a potom je vhodné pokračovať v kosení a následnom odstraňovaní biomasy.



**Obr. 11.** Príklad ľahkého traktora (malotraktor Aebi Rasant Terratrac TT55 s mulčovačom Seppi 175), ktorý má široké kolesá a je adaptovaný na mokraďové podmienky. V ťažkom zarastenom teréne je schopný vyčistiť a pomulčovať asi 1 hektár slatinných lúk za deň. Foto: T. Dražil

V roku 2007 bol na Belianskych lúkach založený experiment na sledovanie vplyvu mulčovania na obnovu zarastajúcich slatín s vysokým obsahom báz. Založené boli 3 trvalé plochy veľkosti 15 × 15 m v type s expanziou trstiny, v hustom poraste vrb a riedkom poraste briez. Plochy sú umiestnené tak, aby boli čo najpodobnejšie, čo sa týka vegetačného zloženia. V rámci každej trvalej plochy je umiestnených 9 veľkých štvorcov veľkosti 3 × 3 m. V rámci každého štvorca bol v rohu lokalizovaný štvorec veľkosti 1 × 1 m, ktorý je rozdelený na 4 štvorce (0,5 × 0,5 m) pre druhový záznam s hodnotami dominancie. Pre celú plochu veľkosti 3 × 3 m sa vykoná štandardný fytoecologický zápis. Zaznamenávané je druhové zloženie vyšších a nižších rastlín s odhadom pokryvnosti. Testované sú 3 manažmentové opatrenia: ponechanie bez zásahu, mulčovanie plochy s odstránením biomasy (imitácia kosenia) a mulčovanie plochy s ponechaním biomasy na lokalite. Vegetačný záznam je robený koncom júna, resp. začiatkom júla a plochy sú následne pomulčované.

Reakcia typických slatinných druhov na mulčovanie je rôzna – pokryvnosť niektorých druhov vzrástla, u iných poklesla. Zdá sa že niektoré druhy ako *Equisetum palustre*, *Potentilla erecta* alebo orchidey sú mulčovaním potláčané. Môže to byť spôsobené veľkým množstvom biomasy, ktorá bola ponechaná na povrchu pôdy. Iné druhy po mulčovaní zvýšili svoju pokryvnosť na všetkých troch plochách. Sú to napríklad druhy *Bryum pseudotriquetrum*, *Juncus articulatus*, *Campyllum stellatum*. Takže slatinné druhy reagujú na mulčovanie individuálne. Hoci, niektoré druhy ako *Eriophorum latifolium*, *Parnassia palustris* reagujú rôzne na troch lokalitách a majú pozitívne aj negatívne reakcie na mulčovanie (pravdepodobne v závislosti na vodnom režime). Takže reakcia druhov nie je iba druhovo špecifická, ale vplyv má aj množstvo biomasy a hydrologické podmienky mikrolokality. Keď sme porovnali vplyv opakovaného mulčovania počas dvoch rokov s tradičným prístupom (mulčovanie v prvom roku a následné kosenie), nezaznamenali sme žiadne preukazné zmeny vo vegetácii na všetkých troch experimentálnych plochách. Po iníciaľnom mulčovaní v roku 2007 bola vrstva posekanej biomasy hrubá niekoľko centimetrov a úplne pokryla povrch pôdy. Po roku sa biomasa na plochách stále ešte nachádzala a pokrytie cievnatých rastlín bolo nižšie o polovicu, ale po dvoch rokoch bola takmer všetka biomasa rozložená a cievnaté rastliny mali opäť vyššiu pokryvnosť. Rýchly rozklad biomasy na slatinách dobre saturovaných podzemnou vodou môže byť vysvetlením prečo nemalo mulčovanie negatívne dôsledky na slatinnú vegetáciu. Tieto výsledky sú zatiaľ predbežné po dvoch rokoch trvania experimentu. Naše výsledky potvrdili, že mulčovanie nemá negatívne dôsledky ak je realizované dva roky po sebe. Ukázali, že je to veľmi efektívna metóda na obnovu slatín zarastených náletovými drevinami (Madaras et al. 2011). Je ale dôležité podotknúť, že je potrebný dlhodobější zber dát z takýchto experimentov, pretože krátkodobé efekty môžu byť zavádzajúce.

Podobný experiment s totožným dizajnom zberu dát sa založil v roku 2008 aj v NPR Kláštorské lúky. Tu sa zameriava iba na dva typy vegetácie, porasty husto zarastené trstinou a pôvodne husté vrbové porasty, kde sa mulčovaním a frézovaním kompletne odstránili dreviny. V podrade oboch typov sa ešte pred obnovou vyskytovali indikačné druhy slatín, celkový stupeň degradácie tu bol však oveľa vyšší ako na Belianskych lúkach a vyskytovali sa tu už aj niektoré invázne taxóny napr. *Impatiens parviflora*. Zber dát tu začal až po iniciálnom obnovnom zásahu a preto sa experiment výlučne zameriava na sledovanie vplyvu následného manažmentu po obnove. Podobne ako pri Belianskych lúkach sa potvrdilo, že opakované mulčovanie dva roky po sebe nemá na slatinnú vegetáciu preukazne negatívny vplyv v porovnaní s prístupom, keď po obnovnom kosení nasleduje hneď ďalší rok kosenie. Čo je veľmi zaujímavé je fakt, že aj plochy vo vrbových porastoch, kde sa vykonal úvodný obnovný zásah (odstránenie viac ako 30 ročných porastov krovín) a následne zostali bez zásahu, sa vyvíjajú rovnakým smerom, ako mulčované alebo kosené plochy. Dá sa to vysvetliť veľkou zotrvačnosťou takéhoto zásahu. Je preto možné konštatovať, že aj občasné mulčovanie slatinných plôch (raz za 3 roky) môže mať pozitívny vplyv na slatinnú vegetáciu v porovnaní s úplným bezzásahovým režimom (Galvánek ined.). Je dôležité sledovať aj obsah živín a ak nastúpia náročnejšie druhy, je vhodné s mulčovaním prestať.

### Kosenie zarastajúcich slatín

Základnou technikou na zachovanie druhovej diverzity je kosenie na konci sezóny. Nie je to však najefektívnejší obnovný zásah na opustených lúkach s dominanciou tráv. V takýchto prípadoch je oveľa efektívnejšie kosenie na začiatku sezóny (Huhta et al. 2001, Hájková et al. 2009). Mala by sa tak redukovať kompetenčná schopnosť tráv.

Kosenie *Phragmites australis* alebo *Molinia* sp. je najefektívnejšie na začiatku kvitnutia. Väčšina zásobných látok, ktoré sa počas tohto obdobia vytvorili, sa odstráni s nadzemnými časťami rastlín, čo oslabí ich životaschopnosť. Tento postup je účinný, ak sa opakuje každoročne počas niekoľkých rokov (Hájková et al. 2009).

Trstina často zarastá rašeliniská, ktorých vodný režim sa zdá dosť stabilný a v podrade sa nachádzajú takmer všetky pôvodné druhy. Stimulom pre jej rast môže byť eutrofizácia, spôsobená dodatočným prísunom živín alebo krátkodobým preschnutím lokality, napr. počas roka chudobného na zrážky. Optimálna doba kosenia trstiny je v mesiacoch jún, júl, kedy druh kvitne a živiny sú sústredené v stonkách a nie v koreňoch. Lysák (ined.) odporúča prvé kosenie výhonkov trstiny na jar (nad kvetenstvom vstavačov májových) a potom druhé kosenie v lete. Kosenie dva krát ročne je najefektívnejšie na potlačenie trstiny aj bezkolenca. Častým zlým príkladom ochranného manažmentu posledných rokov je kosenie trstiny na konci vegetačnej sezóny. Takýmto spôsobom jej rast podporujeme, pretože živiny sú už uložené v koreňovej sústave a v ďalšom roku bude porast trstiny ešte vitálnejší.

V PR Sliacke travertíny sa v rokoch 2004 – 2009 na trvalých plochách sledoval vplyv obnovného kosenia na lokalite, kde slatinné rašelinisko takmer úplne zarástlo hustým porastom trstiny. Výsledky sledovania ukázali, že kosením sa dá postupne znižovať hustota trstiny a zvyšovať zastúpenie slatinných druhov. Ide však o dosť pomalý a postupný proces, rok po prvom zásahu, došlo dokonca k zhutnutiu porastu trstiny, ústup začal až v ďalších rokoch. Čo je potešiteľné, v hustom poraste trstiny slatinné druhy dokážu prežiť a po obnovení kosenia sa začala postupne zvyšovať ich populačná hustota. Na najmenšej sledovanej ploške 0,25 × 0,25 m sa počet indikátorov slatín spomedzi cievnatých rastlín takmer zdvojnásobil. Pružnejšie však reagujú skôr cievnaté rastliny ako machorasty. Veľmi pozitívne na kosenie reagovali najmä druhy *Primula farinosa*, *Carex panicea*, *Briza media*). Trajektória vývoja obnovovaných plôch však nie je úplne jednoznačná a na ich vývoj vplyva množstvo faktorov (hydrologický režim, počasie v danom roku, absencia diaspór cieľových druhov v niektorých častiach obnovovanej plochy). Výsledky naznačujú, že úplná obnova slatín s expanziou trstiny môže byť veľmi zdĺhavým procesom s neistým výsledkom. Je veľmi pravdepodobné, že aj napriek pravidelnému koseniu v dlhšom časovom slede sa nepodarí trstinu na takejto lokalite úplne eliminovať (Galvánek ined.).

Po tom, čo zostali slatinné lúky vo Švajčiarsku bez manažmentu, došlo k redukcii druhovej diverzity a zhoršeniu stavu populácií niektorých typických slatinných druhov. Výsledky experimentu s kosením ukázali, že bez ohľadu na dĺžku obdobia bez manažmentových zásahov (do 35 rokov), je obnova slatinných rastlinných spoločenstiev pomerne rýchla, v prípade že nedošlo k expanzii bezkolenca alebo

trstiny a problémom je iba akumulácia stariny. Na územiach, ktoré zostali bez manažmentu ešte dlhšie, môže byť obnova úspešná v prípade, ak v zmysle hydrologie a stavu živín zostala lokalita bezo zmien a vo vegetácii a/alebo v semennej banke sa nachádzajú charakteristické slatinné druhy (Billeter 2007).

V moravskej časti Bielych Karpát bol robený experiment na prameniskovej slatine *Carici flavae-Crato-neuretum filicini*, ktorá bola zarastená bezkolencom (*Molinia*). Cieľom bolo zistiť či je možná obnova druhového zloženia kosením. Výsledok bol pozitívny pri plochách ktoré boli kosené dva krát ročne a túto metódu môžeme odporučiť ako najefektívnejší spôsob obnovy slatín zarastajúcich bezkolencom. Na kosených plochách sa preukazne zvýšil počet druhov cievnatých rastlín aj machorastov a tiež pokrývnosť machorastov. Kosenie na jeseň malo pomalý efekt na cievnaté rastliny. Na kosenie reagovali pozitívne predovšetkým druhy šíriace sa generatívne, naopak u klonálnych slatinných druhov ako *Eriophorum latifolium* nebola zaznamenaná pozitívna reakcia na kosenie (Hájková et al. 2009).

### Zníženie vplyvu vyžívania príľahlých území

Vo Švédsku navrhl sériu odporúčaní, aby sa v slatinách znížili negatívne vplyvy z príľahlých území, napr.: vo vzdialenosti menšej ako 200 m od slatiny by sa mali vylúčiť akýkoľvek odvodňovacie aktivity, vrátane udržiavania existujúcej siete kanálov; v prípade holorubu v príľahlom lese by sa mala okolo slatiny ponechať 20 m zóna bez výrubu; budovanie ciest by sa malo vyhýbať časti povodia, ktorá dotuje vodou slatinu (Sundberg 2006). Prísun živín by mal byť redukovaný vytvorením ochranných zón okolo rašeliniska, ktoré by neboli hnojené (Bergamini et al. 2009).

### Odstránenie povrchovej vrstvy pôdy

Inou možnosťou ako zvýšiť vodnú hladinu a odstrániť živiny z mineralizovanej rašeliny je odstrániť povrchovú vrstvu pôdy. Takúto techniku možno použiť na malých izolovaných lokalitách, ktoré boli narušené nadmerným transportom živín a zmenami vodného režimu (Brülisauer & Klötzli 1998). Hĺbka, do akej sa pôda odstraňuje, závisí na koncentrácií živín v rôznych pôdnych horizontoch. Vo väčšine prípadov stačí odstrániť pôdu do hĺbky 30 cm (Pfadenhauer 1991). Diggelen et al. (1998) odstránili povrchovú vrstvu pôdy do hĺbky 50 cm na deviatich holandských lokalitách s rôznym hydrologickým režimom, obsahom živín v pôde a s rôznym stupňom izolácie druhov. Takýmto zásahom znížili obsah živín v pôde, ktorá bola predtým využívaná na poľnohospodárske účely, čím sa na všetkých lokalitách zvýšila biodiverzita.

Naopak, Rybníček (1999) nedoporučuje pokusy relatívne zvýšiť hladinu podzemnej vody na narušených a vysychajúcich lokalitách odstránením povrchových vrstiev rašeliny a v každom prípade to nie je možné realizovať veľkoplošne. Je potrebné si uvedomiť, že odstránením vrchných rašeliných horizontov sa môžeme „prekopať“ nielen bližšie k hladine podzemnej vody, ale tiež do vrstiev rašeliny inej kvality a iného pôvodu, akú vyžadujú spoločenstvá, ktoré chceme obnoviť alebo udržať. Vzniknuté druhotné spoločenstvá potom majú úplne iný charakter ako tie pôvodné a odkryté plochy často zarastú burinami. Platí to hlavne pre vrchoviská, kde sa môžeme dostať na minerálnu vrstvu.

### Iné vhodné postupy

#### Hydrologický monitoring

Podzemná voda má kľúčový význam pre existenciu slatinných rašelinísk. Ich obnova a manažment sa takmer vždy týka manipulácie s miestnym vodným režimom. Preto pre plánovanie obnovy slatinného rašeliniska je nevyhnutné čo najdokonalejšie poznať hydrologické podmienky na lokalite. Nepochopenie hydrologických informácií o lokalite môže viesť k nesprávnemu zásahu bez pozitívneho efektu na rašelinisko. Spoznanie hydrologických podmienok rašeliniska zahŕňa:

- Zbežný hydrologický prieskum celého povodia: mapovanie ciest odtoku vody (toky prirodzené a umelé, erózne kanály, antropogénne odvodňovacie prvky ako odvodňovacie kanály, rúry, šachty...).
- Podrobné informácie o vodnom režime priamo na lokalite a bezprostrednom okolí získané pravidelným monitoringom hladiny podzemnej a povrchovej vody (hydrologický monitoring).

Hydrologický monitoring zahŕňa pravidelné merania hladín vody v pozorovacích objektoch určených na tieto účely. Hladiny podzemných vôd sa merajú v hydrogeologických vrtoch s malým priemerom (sondách, piezometroch). Hladiny povrchovej vody sa merajú priamo v tokoch, kanáloch, jazerách, príp. vodných nádržiach pomocou vodomernej laty. Vyhodnotenie údajov o hladinách vody nám pomôže pomerne presne určiť (Janáková, ined):

- Rozkolísanosť hladín vody v jednotlivých častiach rašeliniska počas roka – identifikácia najohrozenejších a najstabilnejších oblastí z hľadiska zásobovania vodou
- Presný smer prúdenia podzemnej vody na rašelinisku
- Fungovanie rašeliniska z pohľadu zásobovania vodou
- Súvislosť zmeny rôznych prírodných podmienok rašeliniska (napr. vegetačné spoločenstvá...) so zmenou vodného režimu (ekohydrologické analýzy)
- Obnova kvalitatívnych a kvantitatívnych hydrologických podmienok

Zachovanie štruktúry a funkcie mokraďi si vyžaduje poznanie hydrologických podmienok. V severozápadnej Európe sa neustále zvyšuje tlak verejnosti na obnovu slatín, ktoré sú silne narušené melioráciami a vplyvom poľnohospodárskej činnosti. Rozsiahle projekty na obnovu slatín uskutočnili v severnom Nemecku, Holandsku a Švajčiarsku (Brülisauer & Klötzli 1998; Grootjans et al. 2002; Klimkowska et al. 2007).

Pri posudzovaní možností ekologickej obnovy chránených území (často malých resp. fragmentovaných lokalít) treba brať do úvahy celý hydrologický systém, pretože hlavné príčiny ich degradácie sa zvyčajne nachádzajú mimo nich. A keďže je prúdenie podzemnej vody rozhodujúcim faktorom pri tvorbe slatín, zmeny vegetácie vo vnútri územia priamo súvisia s hydrologickými zmenami mimo neho (Diggelen et al. 1995). Väčšiu tvorbu rašeliny možno dosiahnuť zvýšením hladiny podzemnej vody až po povrch pôdy a minimalizovaním kolísania vodného stĺpca (Pfadenhauer 1991).

Obnova území, ktoré boli odvodnené, spočíva v blokovaní alebo vyplnení odvodňovacích kanálov. Prvým krokom je záznam stavu a vlastností kanálov (zaznamená sa ich sklon, šírka a hĺbka) a zmapuje sa ich výskyt. Monitoruje sa tiež hladina a kolísanie podzemných vôd. Vegetačná mapa môže byť užitočnou dodatočnou informáciou o hydrologických podmienkach. Podľa zaužívaných metód sa potom do týchto kanálov vkladá v pravidelných intervaloch rad prehrádzok, ktoré slúžia ako nepriepustná bariéra: prúdenie sa spomalí, zvýši sa vodná hladina v kanáloch a tým aj v celom území. Takéto zásahy sú často veľmi prácne, pretože počet prehrádzok, ktoré sa musia vybudovať na lokalite s hustou sieťou kanálov, môže byť obrovský. Náročné je aj samotné skonštruovanie prehrádzok a testovanie ich efektívnosti (Duplieux 1998). Niektoré detaily konštrukcie prehrádzok, najmä s ohľadom na ich dlhodobú funkčnosť a minimálnu údržbu, zosumarizoval na základe skúseností zo Švédska Sundberg (2006). Zvýšiť hladinu podzemných vôd možno aj zasypaním vhodným materiálom, ideálna je preschnutá rašelina.

Zvýšenie vodnej hladiny na lokalite umožnia vhodné opatrenia v jej okolí, napríklad vytvorenie nárazníkovej zóny s mokraďovou vegetáciou nad rašeliniskom, ktorá zachytáva vodu a umožňuje jej pravidelné prietoky.

V prípade, že sa nedostatok podzemnej vody nahrádza povrchovou vodou, môžu vzniknúť problémy kvôli zníženiu koncentrácie dvojmocných iónov železa (Lammers et al. 2001). Vo všeobecnosti totiž platí, že oksyložená povrchová voda má nízku koncentráciu iónov železa, kým podzemná voda (v podmienkach anoxie) vysokú. Toto má pre slatiny veľký význam, pretože fosfáty s naviazaným dvojmocným (redukovaným) železom sú pre rastliny nedostupné. Prenikanie povrchových vôd do slatín tak môže spôsobiť eutrofizáciu. Povrchová voda sama o sebe má tiež viac živín. Zaplavenie povrchovou vodou počas leta môže v druhovo bohatých slatinách viesť k nežiaducemu a veľmi rýchlemu rastu vysokých tráv (Middleton et al. 2006).

### Nároky druhov, ktoré závisia na biotope

Machorasty – dominanty slatín – sú ekologicky významné. Na pokles vodnej hladiny odpovedajú rýchlejšie ako vyššie rastliny, pretože nemajú cievné zväzky na transport vody z väčších hĺbok. Medzi charakteristické machorasty druhovo bohatých slatín, ktoré veľmi citlivo reagujú na zmeny hydrologických podmienok, patria napr. *Scorpidium scorpioides*, *Drepanocladus cossonii*, *Calliergon trifarium*

a *Campylium stellatum*. Považujú sa preto aj za významné indikátory hydrologických zmien, chemizmu vody a obsahu živín (Mälson & Rydin 2007).

Populácie machorastu *Drepanocladus vernicosus* sú ohrozené predovšetkým ničením prirodzených stanovišť zmenami vodného režimu (meliorácie), upustenie od tradičného obhospodarovania (kosenie, extenzívna pastva), intenzifikáciou poľnohospodárskeho využívania krajiny a celkovým zvyšovaním obsahu živín, ktoré vedie k zmenám v konkurenčných pomeroch medzi jednotlivými druhmi a teda k znevýhodňovaniu tohto konkurenčne slabého druhu. Pre jeho udržanie je zásadné zaistenie stabilného vodného režimu. Optimálna hladina podzemnej vody je v rozmedzí 0 až 9 cm pod povrchom, krátkodobo znesie pokles až na 35 cm. Trvalý pokles 20 a menej cm je pre druh kritický (<http://www.ochranaprirody.cz/res/data/140/018695.pdf>).

*Liparis loeselii* je malá orchidea, ktorá vyžaduje pomaly rastúcu vegetáciu, vysoký obsah vápnika v pôde a ľahký prístup k podzemnej vode (napr. Cederberg & Löfroth 2000). Zdá sa, že rozhodujúcim faktorom na jej prežitie je prítomnosť vegetácie v raných sukcesných štádiách. Na mnohých miestach možno takéto podmienky dosiahnuť kosením alebo pasiením (nie však nadmerným pasiením). Druh je závislý na stabilnom hydrologickom režime. V prípade dočasných hydrologických zmien, ako sú napr. záplavy alebo poklesnutie vody, nekvitne a prežíva vo vegetatívnom štádiu. Ak sú však zmeny trvalé, v priebehu 3 alebo 4 rokov mizne. Počet jedincov klesá po každej, aj krátkodobej záplave (Jersáková & Kindlman 2004).

Medzi najpozoruhodnejšie a zároveň najohrozenejšie bezstavovce, ktoré sú závislé na slatinách, patria motýle. V plnom rozsahu to platí najmä o druhoch *Coenonympha oedippus* (na Slovensku vyhynutý) a *Coenonympha tullia*. Druhy *Maculinea teleius*, *Maculinea nausithous*, *Lycaena helle* (na Slovensku vyhynutý) a *Euphydryas aurinia* (nezvestný, pravdepodobne vyhynutý) sa viažu na prechodné biotopy slatiných až mokrých lúk.

Očkáň striebrokoký (*Coenonympha tullia*) je tyrfofilným druhom. Jeho biotopom sú rašeliniská vrchoviskového a prechodného typu, rašelinné lúky, slatiny, prameniská. Živnými rastlinami sú hlavne páperníky (*Eriophorum* spp.) ale aj kostravy (*Festuca* spp.) alebo ostrice (*Carex* spp.). Vyskytuje sa lokálne v dolinách a kotlinách vyšších a chladnejších pohorí Slovenska kopírujúc takmer všetky oblasti s významnejším výskytom rašelinísk – údolia Malej a Veľkej Fatry, Liptovskej kotliny, Popradskej kotliny, Hornádskej kotliny, v Horehronskom podolí, na Hornej Orave, na severnom Slovensku v okolí Bardejova. Zvlášť na rozlohou menších a izolovaných rašeliniskách je priamo ohrozený predovšetkým sukcesnými procesmi. Vplyvom melioračných zásahov a intenzívneho obhospodarovania podmáčaných rašelinných lúk na mnohých lokalitách vyhynul. ([http://www.lepidoptera.sk/docs/coenonympha\\_tullia.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/coenonympha_tullia.html), február 2011).

Na druh pôsobí negatívne tiež intenzívna pastva, zalesňovanie a silné požiare stanovišť (Dennis et Eales 1997). Ako manažmentové opatrenie sa odporúča občasná extenzívna pastva, potláčanie sukcesie stromov a krov, zakladanie malých riadených požiarov a na odvodnených lokalitách odstránenie drenáží a obnova vodného režimu. Posledné z opatrení je komplikované faktom, že prezimujúce larvy neznášajú dlhšie zaplavenie v predjarom období. Preto občas praktizovaný postup pri revitalizácii rašelinísk, ktorý spočíva v ich dočasnom úplnom zaplavení je z hľadiska ochrany druhu neprijateľný. Na druhej strane, pokiaľ je v suchších častiach lokality prítomný dostatok vhodných trsov *Eriophorum* spp. (samičky kladú vajíčka jednotlivito na suché časti báz trsov živných rastlín), druh dokáže na lokalite prežiť aj najvlhšie obdobia roka (Joy et Pullin 1999). Druh je jednogeneračný, imága sa liahnu v júni až začiatkom augusta. Z dlhodobého hľadiska sa osvedčila metóda kompletného narušenia trsov ostríc na tretine plochy stanovišta (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=182>).

Na biotopy slatín a prechodných rašelinísk sú viazané tiež viaceré významné druhy vážok, napr. druhy európskeho významu *Leucorrhinia pectoralis*, *Coenagrion ornatum* (obr. 12) a na Slovensku v súčasnosti vyhynutý druh *Coenagrion mercuriale*.

*Leucorrhinia pectoralis* sa vyskytuje roztrúsene po celom území Slovenska, pričom väčšina údajov je koncentrovaná na Záhorí, ďalšia rozmnožujúca sa populácia je na Spiši a pravdepodobne aj na Podunajsku. Je možné predpokladať populácie aj v iných vhodných oblastiach (Orava). Biotopom sú stojaté vody s močaristým charakterom, typicky slatiny a prechodné rašeliniská s bohato vyvinutým litorálom, ale nie príliš husto zarastené, oslnené, s lesným porastom v susedstve lokality, s mierne kyslou

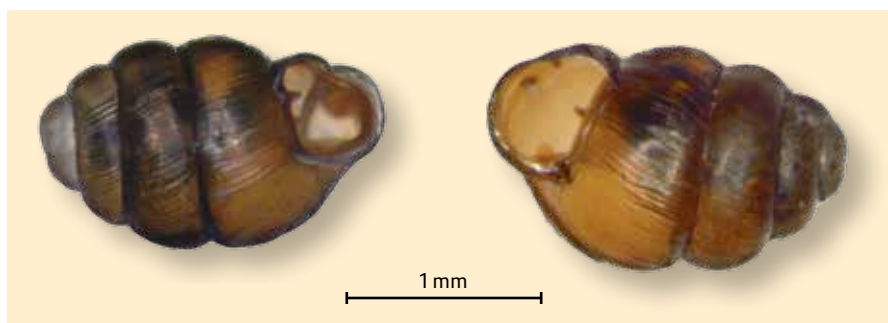
až neutrálnou vodou, mezo- až dystrofné (Šácha, ined.). Podľa Dolného et al. (2008) je to tyrfofil 2. stupňa, ktorý toleruje, ale nevyžaduje kyslé vody (pH 5,0 – 7,5). Vývin lariev je dvojročný, preto neznáša veľké kolísanie hladiny a vysychanie biotopu. Druh je ohrozovaný ničením biotopov aj nevhodným manažmentom biotopov. Medzi nepriaznivé vplyvy patrí ťažba rašeliny, odvodňovanie a iné zmeny vo vodnom režime, následné kolísanie vody a vysychanie vodných plôch, likvidácia litorálu, nadmerné obohacovanie živinami z okolitých poľnohospodársky využívaných pôd a zarastanie krovínami a stromami. Ochrannárske zásahy zahŕňajú ochranu, v prípade potreby aj obnovu vodného režimu slatín. Akýkoľvek aktívny manažment, ako kosenie, odstraňovanie trste alebo krovín, sa musí vykonávať pravidelne, s rozdelením na viac rokov. Odporúča sa tiež periodické prehĺbenie zarastených vodných plôch a tiež prípadne vytváranie nových, aspoň 5 – 10 m<sup>2</sup> veľkých otvorených vodných plôch vystavených slnku ([http://www.nature.cz/natura2000-design3/web\\_druhy.php?cast=1805&akce=karta&id=6](http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_druhy.php?cast=1805&akce=karta&id=6)).

Šidielko ozdobné (*Coenagrion ornatum*) obýva na rozdiel od predchádzajúceho druhu malé tečúce vody. Autochtónne recentné populácie sú potvrdené len na lokalitách Rakša, Mošovce (Šácha 2007, 2009), Plavecký Peter (Homola, Šíbl in verb.) a Balog nad Iplom (David 2010, ined.). V kotlinách a podhoroch severného Slovenska sú typickým osídleným mikrohabitatom drobné stružky (potôčky) na prameniskových slatinách (Šácha 2007). Biotop zodpovedá opisu Dolného et al. (2008), šírka toku je však menšia (do 0,5 m). Lokality sú oslnené, len s roztrúsenými drevinami. Tok je plytký, pomaly tečúci. Vegetácia má vyvinuté machové a bylinné poschodie, byliny sú vysoké do 0,5 m. Vyskytuje sa tu *Drosera anglica*, *Primula farinosa*, *Carex* spp., *Equisetum* spp. Tok je len veľmi riedko zarastený. Lokality sú situované na vápencovom podloží. Travertínové prameniská však už do biotopu druhu nepatria, pravdepodobne sú príliš mineralizované (Šácha, ined.). Druh je schopný osídľovať aj náhradné biotopy, vrátane kanalizovaných potokov v poľnohospodárskej krajine (viď tiež Waldhauser 2010) za predpokladu, že tieto približne zodpovedajú podmienkam vhodného biotopu (oslnenie, nepremrzanie, nie úplné zarastenie, slabý prúd, alkalické podložie, zásadité pH vody atď.). Waldhauser (2010) uvádza ako faktory ohrozenia eutrofizáciu prostredia, zarastanie toku *Phalaris arundinacea* a najmä *Phragmites australis*, zarastanie drevinami a inváznymi neofytmi, úpravy vodných tokov, spevňovanie koryta, jeho čistenie, výsadby drevín. Ako manažmentové opatrenia odporúča



**Obr. 12.**  
Šidielko ozdobné (*Coenagrion ornatum*) je zriedkavý, vzácny druh s malým počtom lokalít. V posledných rokoch sa však podarilo objaviť nové lokality, na ktorých sa vyskytujú životaschopné populácie. Vyskytuje sa v nížinách a kotlinách. Ohrozené je likvidáciou biotopu, znečistením vody, nadmernou pastvou, ale aj zarastaním biotopu.  
Foto: D. Šácha





**Obr. 13.** Vzácne mäkkýše – *Vertigo geyeri* a *Vertigo angustior* sú veľmi drobné, ich ulita má sotva 2 mm.  
Foto: M. Horsák

mozaikovitú kosenie brehov a likvidáciu drevín. V Maďarsku sa za faktory ohrozenia považujú regulácie tokov, bagrovanie koryta, odstraňovanie vegetácie a znečistenie (<http://szitakotok.hu/>, júl 2010).

Významnou zložkou fauny vápnných slatín sú mäkkýše. Dobrá dostupnosť vápnika spôsobuje, že spoločenstvá mäkkýšov týchto biotopov sú bohaté na druhy. Zastúpené sú tu jednak mokradové druhy ako aj lúčne a dokonca aj lesné druhy, ktoré sem prenikajú z okolitých biotopov, pravdepodobne za ľahko dostupným zdrojom vápnika. Medzi charakteristické patria vlhkomilné druhy *Vertigo geyeri*, *V. angustior* (obr. 13) a tiež *V. moulinsiana*, ďalej druhy nelesných biotopov *Vallonia pulchella* a *V. costata*. Do skupiny lesných druhov patrí napr. *Monachoides vicinus* (Hájek et al. 2005). Aj v zložení spoločenstiev mäkkýšov sa prejavuje tzv. poor-rich slatinný gradient a so zvyšujúcim sa obsahom vápnika rastie aj počet druhov mäkkýšov (Horsák & Hájek 2003). Vo vápnných prameniskových slatinách vnútorných Karpát je významný výskyt viacerých druhov, ktoré sa považujú za reliktné. Okrem už spomínaného *Vertigo geyeri* je to tiež *Pupilla alpicola*.

Základným predpokladom ochrany druhov európskeho významu *Vertigo geyeri*, *V. moulinsiana* a *V. angustior* viazaných na vápnné slatiny je zachovanie nenarušeného vodného režimu. Druhou požiadavkou je zabezpečenie riadeného manažmentu biotopov. Druhy negatívne reagujú na intenzívnu pastvu a s ňou spojené zošľapávanie a eutrofizáciu fekáliami zvierat (Sundberg 2006, Ausdena et al. 2005), naopak pravidelné, najlepšie ručné kosenie s neskorším odstránením biomasy (najlepšie po usušení na seno, keď jedince zalezú z posekanej biomasy do opadu) druhom jednoznačne prospieva. V prípade vegetácie s dobre zachovalou štruktúrou je vhodné kosiť porasty (okrem bezkolenca) koncom leta (august), zatiaľ čo narušené časti s porastami bezkolenca a trste radšej v skoršom období. Termín kosenia by mal byť volený s ohľadom na priebeh počasia v predchádzajúcich dňoch, ktoré ovplyvňuje množstvo jedincov prítomných na vegetácii. Kosenie je vhodné vykonávať raz za dva roky. Vhodné je plochu rozdeliť na pásy a striedavo kosiť každý rok inú časť. Pokiaľ na lokalite nedochádza k expanzii trste je možné kosiť aj menej často, napr. stačí raz za 5 rokov. Pokiaľ na lokalite alebo v jej okolí prebieha intenzívna pastva, je vhodné lokalitu oplotiť a zamedziť tak prístupu hospodárskych zvierat. *Vertigo angustior* znesie aj extenzívnu pastvu. Pokiaľ sa na lokalite tento typ manažmentu vykonáva, odporúča sa ho zachovať (Marhoul & Turoňová 2008).

Taktiež viaceré druhy pavúkov sú typickými obyvateľmi vápnných slatín: *Gnaphosa niggerima* (Svatoň 1989), *Agyneta cauta*, *Agyneta subtilis* (Svatoň 1995) alebo *Dolomedes plantarius*. Odčerpávanie vody, vrátane vody podzemnej, je hlavným problémom mnohých slatín a jeho výsledkom môže byť ich vysychanie. Ochranou povrchu slatín pred vysychaním sa zabezpečuje vhodný biotop pre pavúka *Dolomedes plantarius*. Rovnako je potrebné monitorovať zdroj a kvalitu vody (Buglife 2007).

#### Finančné nároky a možné zdroje financovania

Produkcija sena na rašeliniskách nie je ekonomicky zaujímavá. Znamená to, že ochrana prírody často musí platiť za kosenie rovnako na súkromnej ako aj na štátnej pôde. Tradičné kosenie sena kosačkami (kosenie, zber a niekedy likvidácia nepredajného sena) stojí v Holandsku približne 300 – 500 €/ha. Cenu síce znižujú príjmy za predané seno (Bokdam et al. 2002), ale nie je veľa možností na predaj materiálu nakoseného na slatinách. Hlavnými limitujúcimi faktormi sú teda cena a nedostatok fondov na kompenzáciu problémov s trhom (nemožnosť predat seno zo slatiny). Ďalším faktorom je nedostatok adekvátnej techniky.

Jedným z riešení pre malé plochy je využívanie dobrovoľníkov alebo zamestnancov na tradičné ručné kosenie kosami. Ručné kosenie miestnymi hospodármi, ktoré podporila WWF/Biebrza National Park Coalition, stálo 315 €/ha. Takéto verejné projekty sú veľmi dôležité na udržiavanie dobrých vzťahov s miestnym obyvateľstvom (Bokdam et al. 2002).

Niektoré indikatívne poplatky za manažment a obnovu vápnatých slatín vo Švédsku (Sundberg 2006):  
– udržiavací manažment oprávnený na dotáciu z agro-environmentálnej schémy Európskeho poľnohospodárskeho fondu pre rozvoj vidieka (EAFRD). Strojové kosenie, vrátane povinného odstránenia pokoseného materiálu sa kompenzuje sumou cca 450 €/ha. Na ručné kosenie kosou možno získať cca 700 €/ha, ak sa kosí každý rok. Tieto sumy nepokrývajú celkovú cenu práce, ktorá je cca 2 700 €/ha;  
– prehradzovanie kanálov: celková cena konštrukcie jednej prehrádzky je cca 1 600 €, vrátane plánovania, materiálu a práce (vrátane času na transport materiálu a vybavenia na miesto realizácie prehrádzky);  
– cena za čistenie zarastaných území sa stanovuje na cca 1 000 – 1 100 €/ha, ale s veľkou mierou variability, podľa toho, či sa odhad robil na základe objemu odstránených krovín, pôdnych podmienok a pod.

V súčasnosti predstavujú najvýznamnejšiu finančnú podporu dotácie z agro-environmentálnych schém. Na Slovensku môžu poľnohospodári pri pravidelnom hospodárení na slatiných rašeliniskách poberať podporu z Programu rozvoja vidieka. Viac na [www.mpsr.sk](http://www.mpsr.sk).

### Podakovanie

Ďakujeme Tomášovi Dražilovi a Dobromilovi Galvánkovi za podklady a informácie k textu a Dušanovi Šáchovi za informácie o ekologických nárokoch a nárokoch na manažment vybraných druhov vážok.

Manažmentový model pre slatinné rašeliniská vychádza z publikácie: Šefferová Stanová, V., Šeffer, J. & Janák, M., 2008: Management of Natura 2000 habitats. 7230 Alkaline fens. <http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/7230>, ktorá bola pripravená v rámci projektu Európskej komisie „Management Models for Natura 2000 sites“.

### Literatúra

- Ausdena, M., Halla, M., Pearson, P., Strudwick, T., 2005: The effects of cattle grazing on tall/herb fen vegetation and molluscs. *Biological conservation*, Vol. 122/2: 317-326.
- Bergamini, A., Pauli, D., Peintinger, M., Schmid, B., 2001: Relationships between productivity, number of shoot and number of species in bryophytes and vascular plants. *J. Ecol.*, 89: 920 – 929.
- Bergamini, A., Peintinger, M., Fakheran, S., Moradi, H., Schmid, B., Joshi, J., 2009: Loss of habitats specialists despite conservation management in fen remnants 1995–2006. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 11: 65–79.
- Billetter, R., Peintinger, M., Diemer, M., 2007: Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4–35 years of abandonment. *Bot. Helv.*, 117: 1-13.
- Bokdam, J., Brackel, A. Van, Werpachowski, C., Znaniecka, M., 2002: Grazing as a conservation management tool in peatland. Report of a Workshop held 22-26 April 2002 in Goniadz (PL). <http://inbo.be/docupload/2134.pdf> (18. september 2007).
- Bosáčková, E., 1974: Ochránársky výskum močiarnych biocenóz Turčianskej kotliny (vegetačné pomery význačnejších lokalít). *Českoslov. Ochr. Prír.*, Bratislava, 14: 59-102.
- Broads Authority, Wetland Harvest Project. <http://www.broadsauthority.gov.uk/managing/land/fen/management/fen-harvester.html> (15 September 2007).
- Brülisauer, A., Klötzli, F., 1998: Notes on the ecological restoration of fen meadows, ombrogenous bogs and rivers: definitions, techniques, problems. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, 64: 47-61.

- Buglife – the Invertebrate Conservation Trust, 2007: Managing Priority Habitats for Invertebrates. Fens. Series has been funded by the Department for Environment, Food and Rural Affairs as a resource for landmanagers and advisors. <http://www.buglife.org.uk/conservation/adviceonmanagingbaphabitats/fens.htm> (15 September 2007).
- Cederberg, B., Löfroth, M. (eds), 2000: Swedish animals and plants in the European network Natura 2000. ArtDatabanken, SLU, Uppsala (in Swedish, summary in English).
- Dennis, R.L.H., Eales, H.T., 1997: Patch occupancy in *Coenonympha tullia* (Muller, 1764) (Lepidoptera: Satyrinae): habitat quality matters as much as patch size and isolation. *Journal of Insect Conservation* Vol. 1, Nr. 3: 167-176.
- Diessen, K., 1992: Peatland vegetation and the impact of man. In: Bragg, O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P., Robertson, R.A. (eds.). *Peatland Ecosystems and Man: an Impact Assessment*. University of Dundee and International Peat Society, p. 213-223.
- Diggelen, R. Van, Bakker, J., Klooker, J., 1998: Top soil removal: new hope for threatened plant species? In: Cooper, A., Power, J., (eds.) *Species Dispersal and Land Use Processes*. Proceedings 6th annual conference International Association for Landscape Ecology (IALE UK), p. 257-263.
- Diggelen, R. Van, Grootjans, A.P., Wierda, A.K., 1995: Hydro-ecological landscape analysis: a tool for wetland restoration. *Z. f. Kultutechnik und Landentwicklung*, 36: p. 125-131.
- Dítě, D., 2007: Rastlinné spoločenstvá minerotrofných rašelinísk v tatranskej oblasti. (Msc.) Dizer. Pr., depon in: BÚ SAV, Bratislava, 52 pp. + prílohy.
- Dítě, D., Hájek, M., Hájková, P., 2007: Formal definitions of Slovakian mire plant associations and their application in regional research. *Biologia*, 62: 400-408.
- Dítě, D., Pukajová, D., Hájek, M., Hájková, P., 2006: Minerotrofné rašeliniská (Trieda *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*) v tatranskej oblasti. *Ochr. Prír., Banská Bystrica*, 25: 17-30.
- Dolný, A., Bárta, D. et al., 2008: *Vážky České republiky – Ekologie, ochrana a rozšíření*. Taita Publishers, Hradec Králové, 672 pp.
- Dražil, T., Šefferová Stanová, V., Šeffler, J., Dítě, D., Ripka, J., Celer, S., Ksiažek, J., Žuffová, A., Janáková, A., Šoltés, R., 2009: Program starostlivosti o Národnú prírodnú rezerváciu Belianske lúky na r. 2009 – 2018. ŠOP SR – Správa TANAP a DAPHNE, Tatranská Štrba.
- Dupieux, N., 1998: La gestion conservatoire des tourbières de France: premiers elements scientifiques et techniques. *Espaces Naturels de France, programme Life Tourbières de France*, 244 pp.
- Grootjans, A., Alserda, A., Bekker, R., Janáková, M., Kemmers, R., Madaras, M., Stanová, V., Ripka, J., Van Delft, B., Wolejko, L., 2005: Calcareous spring mires in Slovakia: Jewels in the Crown of the Mire Kingdom. *Staphia* 85, Neue Serie, 35: 97-115.
- Grootjans, A.P., Bakker, J.P., Jansen, A.J.M., Kemmers, R.H., 2002: Restoration of brook valley meadows in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 478: 149-170.
- Grootjans, A., Diggelen, R. Van, 1995: Assessing the Restoration Prospects of Degraded Fens. In: Wheeler, B. D., Shaw, S. C., Fojt, W. J., Robertson, R. A. (eds.): *Restoration of Temperate Wetlands*. John Wiley & Sons, p. 73-91.
- Grootjans, A.P., Schnipper, P.C., Van Der Windt, H.J., 1986: Influence of drainage on N-mineralisation and vegetation response in wet meadows II. *Cirsio-Molinietum* stands. *Acta Oecologica/Oecologia Plantarum*, 7: 3-14.
- Háková, A. (ed.), 2003: *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000*. Ms. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Hájek, M., Háberová, I. 2001: *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* R. Tx. 1937. In: Valachovič M. (ed.), *Rastlinné spoločenstvá Slovenska 3. Vegetácia mokradí*. Veda, Bratislava, p. 187-275.
- Hájek, M., Hájková, P. 2007: Hlavní typy rašeliníšť ve střední Evropě z botanického hlediska. *Zprávy Čes. Bot. Společn.*, 22: 19-28.
- Hájek, M., Horsák, M., Hájková, P., Dítě, D., 2006: Habitat diversity of Central European fens in relation to environmental gradients and an effort to standardise fen terminology in ecological studies. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8: 97-114.
- Hájek, M., Horsák, M., Poulíčková, A., Vašutová, M., Hájková, P., 2005: Ohrozená pestrost života na karpatských lučních prameništích. Společnost pro přírodu a krajinu ACTAEA. Rožnov pod Radhoštěm. 86 pp.

- Hájková, P., Hájek, M., Kintrová, K., 2009: How can we effectively restore species richness and natural composition of a *Molinia* invaded fen? *Journal of Applied Ecology* 46: 417-425.
- Holdena, J., Chapman, P.J., Labadz, J.C., 2004: Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography*, 28, 1: 95-123.
- Horníčková, J., 1988: Inventarizačný výskum vegetácie oblasti Lazy – Pod Suchý Hrádok pri Pribyline. *Ochr. Prír., Príroda*, Bratislava, 9: 9-43.
- Horsák, M., Hájek, M. 2003: Composition and species richness of molluscan communities in relation to vegetation and water chemistry in the Western Carpathian spring fens: the poor-rich gradient. – *J. Mollusc. Studies*. 69: 349-357.
- Hutha, A.P., Rautio, P, Tuomi, J., 2001. Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: short-term and predicted long-term effects. *J. Veg. Sci.* 12: 677-686.
- Immerová, B., 2005: Historická analýza krajinej štruktúry NPR Kláštorské lúky. Msc. Depon. in: Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 25 pp.
- Jankovská, V., 1988: A reconstruction of the Late-glacial and Early-Holocene evolution of forest vegetation in the Poprad basin, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, p. 303-319.
- Jankovská, V., 1989: Historie Československých rašelinišť v pozdním glaciálu a v době poledové. Rašeliniště a jejich racionální využití. *Dům techniky ČSVTS, České Budějovice*, p. 47-62.
- Jankovská, V., 2001: Rašeliniště – významné přírodní archívy. *Chrán. Územ. Slov.*, Banská Bystrica, 48: 12-14.
- Jeník, J., Soukupová, L., 1989: Evropský význam československých rašelinišť. Rašeliniště a jejich racionální využití. *Dům techniky ČSVTS, České Budějovice*, p. 26-38.
- Jersáková, J., Kindlmann, P., 2004: Zásady péče o orchidejová stanoviště. Kopp nakladatelství České Budějovice.
- Joy, J., Pullin, A. S., 1999: Field studies on flooding and survival of overwintering large heath butterfly *Coenonympha tullia* larvae on Fenn's and Whixall Mosses in Shropshire and Wrexham, U.K.. *Ecological Entomology*, 24: 426-431.
- Kemmers, R. H., Jansen, P. C., 1998: Hydrochemistry of rich fen and water management. *Agricultural Water Management*, 14: 399-412.
- Klimkowska, A., Diggelen, R. Van, Bakker, J.P. & Grootjans, A.P., 2007: Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Elsevier, Biological Conservation*, 140: 318-328.
- Lammers, L.P.M., Smolders, J.P., Roelofs, J.G.M., 2001: The restoration of fens in the Netherlands. In: Lammers, L.P.M.: Tackling biochemical questions in peatlands. PhD thesis, Katholieke Universiteit Nijmegen, 160 pp.
- Madaras, M., Grootjans, A.P., Šefferová Stanová V., Galvánek, D., Janáková, Dražil, T., Wotejko, L., 2012: Calcareous spring fen Belianske lúky Meadows; the largest spring fen in North Western Europe. In: Grootjans, A.B., Šefferová Stanová, V., Jansen, A. (eds), 2012: Calcareous mires of Slovakia. Landscape setting, management and restoration prospects, 110pp.
- Marhoul, P., Turoňová, D. (eds), 2008: Zásady managementu stanovišť druhů v evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. Praha, p. 137-140.
- Mälson, K., Rydin, H., 2007: The regeneration capabilities of bryophytes for rich fen restoration. *Biological Conservation*, 135: 435-442.
- Middleton, B., Grootjans, A., Jensen, K., Venterink, H.O., Margóczy, K., 2006: Fen Management and Research Perspectives: An Overview. In: Bobbink, R., Beltman, B., Verhoeven, Jost A., Whigram, D.F. (eds) *Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation, and Restoration. Ecological Studies*, Vol. 191: 247-268.
- Michalko, J., Berta, L., Magic, D., 1986: Geobotanická mapa ČSSR. Slovenská socialistická republika. Bratislava, 168 pp.
- Ministry of Agriculture and Rural Development of Poland, 2007: Rural Development Programme for 2007-2013. Annex 10. Detailed description of agri-environmental packages and the calculation of the amount of agri-environmental payment.
- Paulissen, M., Espasa Besalú, L., De Brujn, H., Van Der Ven, P.J.M., Bobbink, R., 2005: Contrasting effects of ammonium enrichment on fen bryophytes. *Journal of Bryology*, 27: 109-117.
- Pfadenhauer, J., 1991: Massnahmen zur Pflege und Entwicklung von Feucht- und Nasswiesen. *Biotopfflege Biotopentwicklung*, 1: 32-39.

- Poulíčková, A., Hájek, M., Rybníček, K. (eds), 2005: Ecology and palaeoecology of spring fens of the West Carpathians. Palacký University, Olomouc, 209 pp.
- Raučina, Š., 1968: Prehľad výskytu rašelinísk na západnom Slovensku. Vydavateľstvo Slavín, Bratislava, 72 pp.
- Rozborová, Z., Hájek, M., 2008: Changes in nutrient limitation of spring fen vegetation across environmental gradients in the West Carpathians. *Journal of Vegetation Science*, 19: 613 – 620.
- Rybníček, K., 1988: Rašelinistište v Oraviciach – popis a odůvodnění ochrany. (msc). Depon in: Výskumná stanica ŠL TANAP-u, Tatranská Lomnica, 3 pp.
- Rybníček, K., 1999: Společenstva prameništ a rašelinist. In: Petříček, V. (ed.): Péče o chráněná území, Díl I. Nelesní společenstva. Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha, p. 128-150.
- Scottish Natural Heritage, 2005: East Scotland Grassland Management Scheme. Fens and fen meadows. <http://213.121.208.4/about/ab-pa09h4.asp> (19 September 2007).
- Schumann, M., Joosten, H., 2008: Global Peatland Restoration Manual. Institute of Botany and Landscape Ecology, Greifswald University, Germany. <http://www.imcg.net/>
- Stammel, B., Kiehl, K., Pfadenauer, J., 2003: Alternative management on fens: Response of vegetation to grazing and mowing. *Applied Vegetation Science*, 6: 245-254.
- Stanová, V., 2000: Súčasný výskyt rašelinísk na Slovensku a faktory ich ohrozenia. In: Stanová, V. (ed.) Rašeliniská Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, p. 3-9.
- Stanová, V., 2002a: Prechodné rašeliniská a trasoviská. In: Stanová, V., Valachovič, M. (eds): Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, p. 69-70.
- Stanová, V., 2002b: Slatiny s vysokým obsahom báz. In: Stanová, V., Valachovič, M. (eds): Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, p. 71-72.
- Stanová, V., Valachovič, M. (eds), 2002: Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 11 pp.
- Sundberg, S., 2006: Åtgärdsprogram för bevarande av rikkärr inklusive arterna gulyxne *Liparis loeselii* (NT), kalkkärrsgrynsnäcka *Vertigo geyeri* (NT) och större agatsnäcka *Cochlicopa nitens* (EN). Naturvårdsverket Report 6501.
- Svatoň, J., 1989: Náčrt fauny pavúkov (*Araneae*) CHN Rakšianske rašelinisko. In: Kadlečík, J. (ed.), 1990: Inventarizačný výskum chráneného náleziska Rakšianske rašelinisko 1988 – 1989. Msc. Depon in: S-NP Veľká Fatra. 19 pp.
- Svatoň, J., 1995: Fauna pavúkov (*Araneae*) NPR Kláštorské lúky v Turčianskej kotline. Msc. Depon in: S-NP Veľká Fatra. 15 pp.
- Šácha, D., 2007: Nové lokality *Coenagrion ornatum* (Sély, 1850) v Turci. Poster. In: Zoologické dny Brno 2007. Zborník abstraktov z konferencie, Brno. p. 95.
- Šácha, D., 2009: Príspevok k poznaniu vážok (Odonata) Turca. *Entomofauna Carpathica*, 21 (1-2): 11-17.
- Šefferová Stanová, V., Šeffer, J., Janák, M., 2008: Management of Natura 2000 habitats. 7230 Alkaline fens. [ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/7230](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/7230)
- Šmarda, J., 1961: Vegetační poměry Spišské kotliny. Studie travinných porostů. Vydavateľstvo SAV, Bratislava, 268 pp.
- Vicherek, J., 1956: Příspěvek k poznání Podtatranských lučních porostů. *Biológia*, Bratislava, 11/6: 345-349.
- Waldhauser, M., 2010: Šidélko ozdobné *Coenagrion ornatum* – Mýty, fakta, náhody, překvapení. Prezentácia. Odonatologické dny, Znojmo.
- Wolejko, L., Herbichowa, M., Potocka, J., 2005: Typological differentiation and status of Natura 2000 mire habitats in Poland. *Stapfia* 85, zugleich Kataloge der OÖ. Landesmuseen, Neue Serie, 35: 175-219.
- Žďárek, P., 1994: Výsledky sedmiletého výzkumu avifauny SPR Kláštorské lúky (okr. Martin) metódou hromadného odchyту ptáků do nárazových sítí. In: Kadlečík, J. (ed.): Turiec 1992 – Zborník odborných výsledkov inventarizačných výskumov v povodí rieky Turiec a XXVIII. Tábora ochrancov prírody Turček 1992. Slovenský zväz ochrancov prírody a krajiny Martin, p. 149-176.

7

# Manažmentový model pre vrchoviská

Viera Šefferová Stanová  
Daniel Dítě  
Milan Janák

## 7. Vrchoviská



*Trojrohé pleso vo Vysokých Tatrách postupne zaniká procesom rašelinenia, na ktorom sa podieľajú predovšetkým rašelinníky. Časom na mieste vodnej hladiny vznikne vrchovisko.*  
Foto: D. Dítě

### Opis a definícia biotopu

Vrchovisko je špecifickým typom rašeliniska a je pre živé organizmy jedným z najextrémnejších biotopov vôbec. Pretože jediným zdrojom živín je zrážková voda, prostredie je veľmi kyslé a na živiny mimoriadne chudobné. Tieto faktory sa významne prejavujú v druhovom zložení vegetačného krytu, ktorý je tvorený iba nemnohými druhmi rastlín, prispôbeným extrémnym životným podmienkam. Existencia vrchovísk je podmienená vplyvom atmosférickej vlhkosti a sú vyživované predovšetkým zrážkovou vodou – ombrogénne (cf. Sjörs 1950), nad hladinou podzemnej vody, teda supraakvaticky. V podmienkach obmedzeného prístupu kyslíka sa tu hromadia odumreté organické zvyšky v rôznom stupni rozkladu, čím vzniká rašelina. Tvoria ju najmä rašelinníky. Rašelinník je odolnejší voči rozkladu ako väčšina rastlín, pretože vzhľadom na svoje chemické zloženie je rezistentný voči mikrobiálnym dekompozitorom. Prírastok živej vrstvy vrchoviska býva 2 mm/rok (Lindsay 1995), tento údaj však nemožno úplne zovšeobecniť. Ak produkcia preyšuje dekompozíciu v celom profile vrchoviska, vrchovisko narastá. Termín aktívne vrchoviská znamená, že na väčšine plochy vrchoviska stále prebieha proces tvorby rašeliny. Povrch vrchoviska tvoria vyvýšeniny (bulty), v mozaike so zníženinami (šlenky, jazierka). Podstatnú časť živej aj odumretej biomasy tvoria rašelinníky, ktoré sa aktívne podieľajú na vytváraní kyslého prostredia a tvorbe rašeliny. Patria sem nasledovné biotopy (Stanová & Valachovič 2002):

- Ra1 Aktívne vrchoviská (naturovský kód biotopu je 7110\*) – je to prioritný biotop európskeho významu.
- Ra2 Degradované vrchoviská schopné prirodzenej obnovy (naturovský kód biotopu je 7120) – je biotop európskeho významu.

Biotop zahŕňa spoločenstvá troch zväzov: *Oxycocco microcarpi-Empetrium hermaphroditi* Nordhagen ex Du Rietz 1954, *Sphagnion medii* Kästner et Flössner 1933 a *Sphagnion cuspidati* Krajina 1933. Na Slovensku sú vrchoviská prirodzene veľmi vzácne, pretože sa vyskytujú na južnej hranici ich európskeho rozšírenia. Patria medzi veľmi ohrozené biotopy Slovenska.

Významnou funkciou rašelinísk je, že z nahromadených odumretých organických zvyškov v rôznom stupni rozkladu vieme rekonštruovať post-glaciálny vývoj okolitej krajiny. Zároveň sú významnou zásobárňou uhlíka na zemi. Ich odvodnením a ťažbou rašeliny dochádza k uvoľňovaniu skleníkových plynov. Ochrana, obnova a rozumné využívanie rašelinísk sú zásadné a veľmi rentabilné opatrenia na dlhodobé zmiernenie zmeny klímy a zachovanie ich biodiverzity (Parish et al. 2008). Rašeliniská sú kľúčové miesta pre udržanie prirodzeného vodného režimu v krajine a ochranu pred nepriaznivými dôsledkami podvodní.

### Celkové rozšírenie

Rašeliniská, vrátane vrchovísk pokrývajú viac ako 400 miliónov ha v približne 180 krajinách a predstavujú jednu tretinu z celkovej rozlohy mokradí. Predpokladom existencie vrchoviska je klíma, ktorá determinuje množstvo vody v krajine zo zrážok. Teplota ovplyvňuje tvorbu ale aj rozklad organického materiálu. K tvorbe rašeliny dochádza iba vtedy, ak bilancia medzi tvorbou a rozkladom je pozitívna. Rašeliniská sú preto dominantným ekosystémom hlavne v chladných (boreálnych a subarktických) a humídnych (oceánických a humídnych tropických) oblastiach (Parish et al. 2008). Najväčšie vrchoviská vznikli v pásme tajgy v oblasti Sibíri na území Ruska. V Európe v Škandinávii (Švédsko, Fínsko), na Britských ostrovoch, vo východnej Európe – pobaltské štáty, Bielorusko, európska časť Ruska. Smerom na juh ich zastúpenie klesá, tu sa vyskytujú skôr vo vyšších polohách a v oblastiach s vyšším úhrnom zrážok – napr. alpská a karpatská oblasť.

### Rozšírenie na Slovensku

Na Slovensku sú vrchoviská prirodzene veľmi vzácne, pretože sa vyskytujú na južnej hranici ich európskeho rozšírenia (Stanová 2002). Plošne najväčšie a najtypickejšie vyvinuté vrchoviská na našom území vznikli v Oravskej kotline, ďalej existujú vzácne v podhorí Západných Tatier, v Podtatranskej brázde západ aj východ a v podhorí Vysokých Tatier (Šoltés et al. 2001). Inde na našom území nachádzame ojedinele už iba netypicky vyvinuté, obvykle maloplošné vrchoviská, ktoré majú bližšie skôr k minerotrofným, kyslým a na živiny chudobným slatinám s nízkym obsahom báz (biotop Ra3).

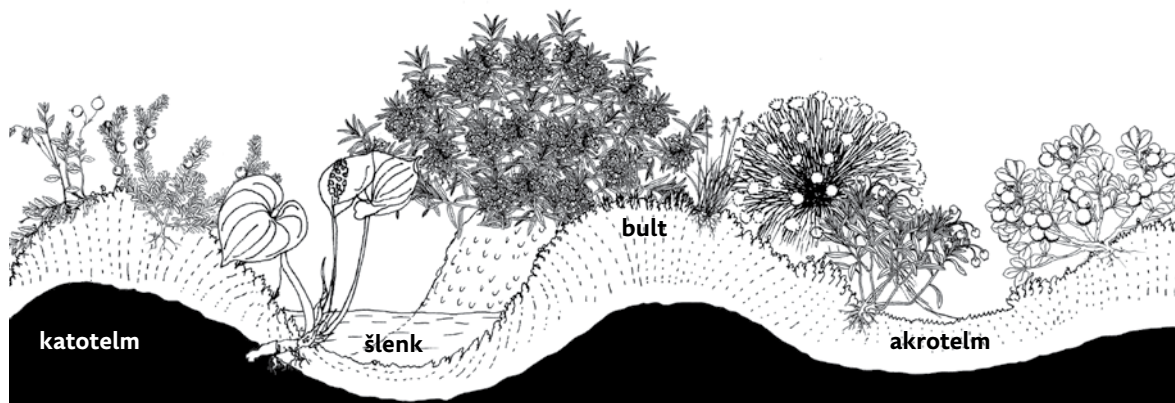
### Charakteristika biotopu, ekológia a variabilita

Existenciu biotopu vrchovísk podmieňuje niekoľko synergicky pôsobiacich faktorov. Ich vznik na našom území začal až v Holocéne, najmä vo vlhkom období Atlantiku (cf. Jankovská 1989; Šoltés et al. 2001). Z pohľadu vzniku vrchoviska poznáme dva hlavné spôsoby. Terestrializáciou vznikajú vrchoviská v procese primárnej sukcesie postupného zazemňovania vodnej plochy, napríklad horského jazera. V tomto prípade vzniku vrchoviska predchádza fáza slatiny s nízkym obsahom báz. Na Slovensku takto vznikla veľká väčšina vrchovísk v oblasti Vysokých Tatier (cf. Dítě 2010). Druhým spôsobom vzniku vrchoviska je paludifikácia. V tomto prípade vrchovisko začne vznikať priamo na povrchu minerálnej pôdy alebo horniny, v prípade humídnej klímy často bez prechodu cez minerotrofné štádium (Viceníková 2000). Na Slovensku sa tento typ vrchovísk vyskytuje predovšetkým na Orave, ale aj v Tatrách, kde ich v záveroch dolín (napr. Veľká Studená dolina) nachádzame vo výškach až 2000 m.

Veľmi významným znakom profilu vrchoviska je, že ostáva stále nasýtený vodou. V dôsledku efektívnej retenčnej schopnosti rašelina postupne uvoľňuje menej vody, ako je jej prísun zrážkami, takže voda v aktívnych a nenarušených vrchoviskách tvorí 88 – 97 % hmotnosti vrchoviska, zvyšok pripadá na uloženú rašelinu (Ivanov 1981). Vrchovisko si vytvára vlastnú vrstvu vody, ktorá kopíruje jeho vyklenutý tvar a nachádza sa nad hladinou podzemnej vody v jeho okolí. Vďaka tomu je každé vrchovisko samostatným hydrologickým systémom (Wołejko et al. 2005). V profile vrchoviska rozoznávame dve vrstvy: akrotelm a katotelm (obr. 1). Akrotelm sa nachádza na povrchu, je to vrstva hrubá menej ako 50 cm. Táto živá vrstva tvoriaca povrchovú štruktúru je prevažne zložená zo stoniek rašelinníkov. V nej dochádza k výmene vody s prostredím, obsah vody je v tejto vrstve premenlivý a hydrologické procesy sú dynamické. V prípade sucha sa akrotelm dostáva nad hladinu vody. Katotelm leží pod akrotelmom a jeho hrúbka môže byť mnoho metrov, napríklad vo Veľkej Británii sa pohybuje v rozmedzí 1 až 5 m. Prostredie je pomerne stabilné, hydrologické procesy sú veľmi pomalé a vrstva je kompletne nasýtená vodou. V katotelme sa nachádza anaeróbné prostredie, nie sú tam prítomné takmer žiadne živé organizmy, takže nedochádza k dekompozícii (Wheeler & Shaw 1995).

Na okraji vrchoviska sa vytvára zamokrená zóna, ktorú nazývame lagg. V nej sa voda vrchoviska dostáva do kontaktu s podzemnou vodou. Býva preto lepšie zásobená živinami, menej kyslá, často s prítomnosťou slatinných prvkov (Damman & French 1987). Wheeler et al. (1995) zaznamenali, že vo všeobecnosti menšie vrchoviská nemusia mať vyvinuté typické elementy, akými sú bulty, šlenky, vrchoviskové jazierka, alebo zamokrená zóna v okolí vrchoviska.





Obr. 1. Štruktúra vrchoviska (prevzaté z publikácie Viceníková 2002).

Na nenarušených vrchoviskách je hladina podzemnej vody vysoká, iba niekoľko centimetrov pod povrchom. Iba počas klimaticky veľmi suchého obdobia môže byť hladina podzemnej vody 10 – 20 cm pod povrchom (Brooks & Stoneman 1997).

Pre existenciu a typ vegetácie je ďalším dôležitým faktorom štruktúra vrchoviska, teda jeho mikrorelief. Ten je členitý a je tvorený mikrostanovištiami (obr. 1) s odlišnými ekologickými podmienkami, pričom základné typy sú kopčekovité vyvýšeniny (bulty) a zníženiny obvykle vyplnené vodou (šlenky). Pre bulty sú typické viaceré kríčkovité chamaefyty (*Empetrum nigrum*, *Vaccinium uliginosum*) a rašelinníky (*Sphagnum magellanicum*, *S. rubellum*), pre šlenky submerzné druhy rašelinníkov (*Sphagnum cuspidatum*, *S. recurvum*) a niektoré druhy typické aj pre minerotrofné slatiny (*Carex limosa*, *Drosera anglica*, *Rhynchospora alba*, *Scheuchzeria palustris*). Okrem šlenkov sú na rozľahlých, mladších vrchoviskách časté jazierka (od niekoľko m<sup>2</sup> až po niekoľko ha). Vo všeobecnosti je vrchovisko obvykle súčasťou rašeliniskového komplexu, v ktorom sa striedajú prvky slatín s nízkym obsahom báz s vrchoviskovými prvkami. Okrem toho môžeme pozorovať niekoľko vývojových štádií – od iniciálnych nelesných, cez štádiá s kosodrevinou až po lesné vrchoviská porastené drevinami *Pinus sylvestris* a *Picea abies*. Nápadný je zakrpatený vzrast stromov spôsobený minimálnymi prírastkami, ale ich vek môže byť veľmi vysoký (cf. Viceníková 2000).

### Vegetácia

**Aktívne vrchoviská** sú prioritným biotopom 7110\* európskeho významu; v národnom prehľade je uvedená jednotka Ra1 (Stanová & Valachovič 2002). Vegetácia je charakterizovaná niekoľkými typmi a zahŕňa viacero rastlinných spoločenstiev. Z pohľadu vegetácie rozoznávame dve podjednotky Ra1a – vegetácia vyvýšenín a bultov a Ra1b – vegetácia šlenkov a jazierok.

### Vysokohorské spoločenstvá vrchovísk s prevahou chamaefytov

Najnovší prehľad o vysokohorskej vegetácii mokraďí Západných Karpát, vrátane vrchovísk publikovala Sekulová et al. (2011). Zahŕňa nasledovné asociácie zväzu *Oxycocco microcarpi-Empetrium hermaphroditum* Nordhagen ex Du Rietz 1954 (trieda *Oxycocco-Sphagnetum* Br.-Bl. et Tüxen ex Westhoff et al. 1946):

*Trichophoro cespitosi-Sphagnetum compacti* Warén 1926 – toto boreálne spoločenstvo sa vyznačuje dominanciou druhu *Sphagnum compactum*, ktorý je sprevádzaný druhmi *Carex pauciflora*, *Trichophorum cespitosum* a občasne aj inými druhmi vrchovísk, ako *Empetrum nigrum* agg., *Eriophorum vaginatum* a *Vaccinium uliginosum*. Vo vrchoviskách sa vyskytujú aj druhy z okolitých subalpínskych spoločenstiev ako *Homogyne alpina*, *Nardus stricta*, *Campanula alpina* a *Ligusticum mutellina*. Spoločenstvo je druhovo chudobné a zvyčajne sa nachádza na miernych svahoch. Bolo zaznamenané v nadmorskej výške 1500 – 2100 m n.m. vo Vysokých a Západných Tatrách. Hodnoty pH boli v rozsahu 3,6 – 5,4 a konduktivita 5 – 47  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Sekulová et. al 2011).

*Carici lachenalii-Eriophoretum vaginati* (Krajina 1933) Šoltés in Valachovič et al. 2001 – v tomto vrchoviskovom spoločenstve dominujú rašelinníky (*Sphagnum compactum*, *S. palustre*, *S. capillifolium*, *S. girgensohnii*) a *Eriophorum vaginatum*. Vegetácia je obohatená druhmi z okolitých spoločenstiev ako *Carex lachenalii*, *Campanula alpina*, *Oreochloa disticha*, *Festuca picturata*, *Carex atrata*, *C. sempervirens*, čím sa jasne vylišuje od ostatných subalpínskych vrchovísk. Spoločenstvo sa nachádza na dne ľadovcových údolí. Bolo zaznamenané v nadmorskej výške 1550 – 2100 m n.m. v slovenskej a poľskej časti Vysokých Tatier. Hodnoty pH boli v rozsahu 4 – 5,8 a konduktivita 16 – 33  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Sekulová et. al 2011).



**Obr. 2.** Vysokohorské spoločenstvá vrchovísk sa vyznačujú plytkou vrstvou rašeliny s dominanciou rašelinníkov. Často sa vytvárajú v okolí plies a nie sú ohrozené ľudskými aktivitami. Foto: V. Šefferová Stanová

*Empetro nigri-Sphagnetum fuscum* Osvald 1923 – v spoločenstve dominuje *Sphagnum fuscum* a malé kríky (*Empetrum nigrum* agg., *Oxycoccus microcarpus*, *O. palustris*, *Vaccinium uliginosum*, *V. vitis-idaea*) a *Eriophorum vaginatum*. Z iných druhov rašelinníkov boli zaznamenané *Sphagnum magellanicum*, *S. rubellum*, *S. capillifolium*, *S. flexuosum*, *S. fallax* a *Polytrichum commune* a *P. strictum*. Bolo zaznamenané v nadmorskej výške 1400 – 1700 m n.m. vo Vysokých Tatrách. Hodnoty pH vody boli v rozsahu 3,3 – 5,5 a konduktivita 2 – 58  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Sekulová et. al 2011).

*Sphagno capillifolii-Caricetum canescentis* Hadač 1969 – v tomto subalpínskom spoločenstve dominuje *Sphagnum capillifolium*, *S. rusowii* a *S. girgensohnii* spolu so slatinnými druhmi ako *Juncus filiformis*, *Carex canescens* a *C. nigra* a zvyčajne je vysoké zastúpenie *Eriophorum vaginatum* a *Polytrichum commune*. Spoločenstvo sa vyvíja zvyčajne v okolí plies (obr. 2) a vzácné na miernych svahoch. Je to prechodný typ medzi minerotrofnými a ombotrofnými rašelinskami, čo je spôsobené vplyvom podzemnej vody. Spoločenstvo bolo zaznamenané v nadmorskej výške 1500 – 1750 m vo Vysokých, Západných a Nízkych Tatrách. Hodnoty pH vody boli v rozsahu 3,4 – 5,5 a konduktivity 3 – 45  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Sekulová et. al 2011).

### Spoločenstvá vrchovísk v montánnom a submontánnom stupni s prevahou hemikryptofytov

Ombrotrofné a oligotrofné spoločenstvá, osídľujúce centrálnu aj okrajovú zónu (laggy) vrchovísk. Fyziognómiu určujú prevládajúce rašelinníky, z hemikryptofytov páperník pošvatý (*Eriophorum vaginatum*), niektoré nízke ostrice (*Carex pauciflora*). Významnou mierou sa uplatňujú kríčkovité chamaefyty, často sa pridružuje aj kosodrevina (cf. Šoltés et al. 2001).

Patria sem nasledujúce spoločenstvá zväzu *Sphagnion medii* Kästner et Flössner 1933 (trieda *Oxycocco-Sphagnetea* Br.-Bl. et Tüxen ex Westhoff et al. 1946):

*Eriophoro vaginati-Sphagnetum recurvi* Hueck 1925 – v spoločenstve dominuje *Eriophorum vaginatum* (obr. 3), ktorý vyrastá z kobercov rašelinníkov, najmä *Sphagnum magellanicum* a *S. fallax*. Sprievodnými druhmi je *Carex rostrata* a *Oxycoccus palustris* agg. Spoločenstvo bolo zaznamenané v nadmorskej výške 700 – 1350 m s centrom rozšírenia na Orave. Toto spoločenstvo bolo najviac zdecimované ťažbou rašeliny (Šoltés et al. 2001).



**Obr. 3.** Páperník pošvatý (*Eriophorum vaginatum*) patrí k typickým druhom vrchovísk.

Foto: V. ŠeffEROVÁ StanOVÁ

*Sphagnetum medii* Kástner et Flössner 1933 – v spoločenstve dominuje *Andromeda polifolia*, *Eriophorum vaginatum* a z rašelinníkov *Sphagnum magellanicum*. V menšej miere sa uplatňuje vres (*Calluna vulgaris*), *Ledum palustre*, *Oxycoccus microcarpus*, *Vaccinium uliginosum* a iné typy rašelinníkov. Spoločenstvo bolo zaznamenané na Orave a v Tatrách (Šoltés et al. 2001).

*Pino mugo-Sphagnetum* Kástner et Flössner 1933 – v spoločenstve dominuje kosodrevina (*Pinus mugo*) spolu s druhmi *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, vyskytujú sa druhy *Eriophorum vaginatum*, *Oxycoccus microcarpus*, z rašelinníkov *Sphagnum magellanicum* a *S. fallax*. Machorasty s prevahou rašelinníkov súvisle pokrývajú takmer celý povrch rašeliniska. Centrom rozšírenia je montánný a submontánný stupeň Vysokých Tatier, spoločenstvo bolo vzácné zaznamenané na Orave a na Muránskej planine (Šoltés et al. 2001).

*Pinetum rotundatae* Kástner et Flössner 1933 corr. Mucina 1993 – *Pinus mugo* × *rotundata* (*Pinus* × *pseudopumilio* (Willk.) Beck) je taxón, ktorý vznikol hybridizáciou medzi kosodrevinou (*Pinus mugo*) a stredoeurópskym endemickým druhom (*Pinus rotundata*) s centrom rozšírenia na rašeliniskách Českej republiky, v hornom Bavorsku a poľskej strane Orlických hôr. Podľa najnovších taxonomických výskumov (Beranová 2008), sú údaje z oblasti Oravy, z úpätia Západných a Belianskych Tatier, ako aj v poľskej strane Karpát mylné a sú to zámery s krížencami druhov *Pinus mugo* a *Pinus sylvestris*. Hoci sa výskyt tohto spoločenstva zo Slovenska udáva (Šoltés et al. 2001), v zmysle najnovších poznatkov ho považujeme za sporný.

### Spoločenstvá vrchoviskových šlenkov

V spoločenstvách šlenkov je prevládajúcou zložkou poschodie machorastov, ktoré tvoria submerzné rašelinníky a pečeňovky. Bylinné poschodie je slabo zapojené, iba okolo 25%, ale často aj menej a druhovo extrémne chudobné, v niektorých prípadoch sú to iba 1 – 2 druhy. Prostredie je veľmi kyslé a dystrofné a spoločenstvá predstavujú väčšinou iniciálne štádiá vrchoviskovej vegetácie. Patria sem nasledujúce spoločenstvá zväzu *Sphagnion cuspidati* Krajina 1933 (trieda *Scheuchzerietalia palustris* Nordhagen 1937):

*Carici rostratae-Drepanocladetum fluitantis* Hadač et Váňa 1967 (syn.: *Carici rostratae-Sphagnetum cuspidati* Osvald 1923) – dominantným druhom je *Carex rostrata*, v sprievode *Eriophorum angustifolium* a submerzných machorastov *Sphagnum cuspidatum* a *Warnstorfia fluitans*. Na Slovensku sa vyskytuje asociácia vrchoviskových šlenkov na okrajoch silne oligotrofných plies (Valachovič et al. 2001), s plytkou vrstvou rašeliny a prímiesou slatinných druhov ako *Carex canescens*, *C. echinata* alebo *Juncus filiformis*, ktoré čerpajú živiny z minerálneho podkladu (Sekulová et. al 2011). Spoločenstvo bolo zaznamenané v nadmorskej výške pod 1700 m vo Vysokých Tatrách. Hodnoty pH vody boli v rozsahu 3,6 – 6,5 a konduktivity 13 – 44  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Sekulová et. al 2011).

*Drepanoclado fluitantis-Caricetum limosae* (Kästner et Flössner 1933) Krisai 1972 (syn. *Sphagno cuspidati-Caricetum limosae* Osvald 1923) – dominantným druhom je *Carex limosa* v sprievode submerzných machorastov *Sphagnum cuspidatum* alebo *Warnstorfia fluitans*, často s výskytom druhu *Carex rostrata*. Pokryvnosť machorastov je zvyčajne 100 %. V subalpínskom stupni bolo spoločenstvo zaznamenané iba na lokalite Mlynické pliesko vo Vysokých Tatrách. Hodnoty pH vody boli v rozsahu 3,8–4,4 a konduktivity 15 – 35  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Sekulová et. al 2011). Spoločenstvo sa nachádza na zopár lokalitách aj v nižších nadmorských výškach.

*Sphagno tenelli-Rhynchosporetum albae* Osvald 1923 – dominantným druhom je *Rhynchospora alba* (obr. 4.) v sprievode submerzných machorastov *Sphagnum cuspidatum* a *S. fallax*. Rašelinisko Rudné, kde sa asociácia na Slovensku vyskytuje, bolo v minulosti vyťažené a zachovala sa iba malá časť, kde sa spoločenstvo vyskytuje (Hájek & Háberová 2001).



**Obr. 4.** Spoločenstvo *Sphagno tenelli-Rhynchosporetum albae* s dominantným druhom *Rhynchospora alba* sa na Slovensku nachádza iba na rašelinisku Rudné na Orave.  
Foto: V. Šefferová Stanová

Vegetácia biotopu **Ra2 Degradované vrchoviská schopné prirodzenej obnovy** (naturovský kód biotopu je 7120) je tvorená pozmenenými spoločenstvami vyššie spomenutých zväzov, predovšetkým zväzu *Sphagnion medii*. Situácia je lokalita od lokality veľmi odlišná a pre každé poškodené vrchovisko jedinečná. Napriek tomu v hrubom členení nájdeme niekoľko spoločných prvkov. Vždy sú to lokality alebo územia na ktorých došlo k narušeniu hydrologického režimu a následnému vysušeniu. Umelé zníženie vodnej hladiny má za následok degradáciu rastlinných spoločenstiev. Zamokrená zóna (lagg) na okraji vrchoviska chýba a je zvyčajne nahradená odvodňovacími kanálmi (Wojtko et al. 2005).

Pre poškodené vrchoviská je charakteristické vyššie zastúpenie tráv (*Calamagrostis spec. div.*, *Deschampsia caespitosa*, *Molinia caerulea* agg.), vresu (*Calluna vulgaris*) a drevín, hlavne *Betula pendula* alebo *B. pubescens*, *Pinus sylvestris*, *Picea abies*. Aj keď tu často nachádzame (niekedy aj všetky) typické vrchoviskové druhy, nemôžeme už hovoriť o typických spoločenstvách. Najmä kríčky ako *Ledum palustre*, *Empetrum nigrum*, *Oxycoccus palustris* alebo *Vaccinium uliginosum* sa dokážu do istej miery vysporiadať s poškodením vrchoviska a ostávajú zastúpené. Obsadzujú (alebo prežívajú) na všetkých aspoň trochu vyhovujúcich miestach a najmä *Oxycoccus* sa dokáže (niekedy len dočasne) šíriť aj na nové plochy, napríklad na obnažené miesta po ťažbe. Takéto plochy dokážu obsadiť aj niektoré ďalšie druhy – napr. *Eriophorum angustifolium*, *E. vaginatum*, *Carex nigra*, alebo v prípade vrchoviska Rudné pri Suhej Hore druh *Rhynchospora alba* (cf. Stanová 2002). Ten tu má jedinu v súčasnosti overenú lokalitu na Slovensku (Dítě & Pukajová 2004).

#### Požiadavky a adaptácie druhov

Schopnosť rastlín prežiť v extrémnych podmienkach vrchovísk je skutočne obdivuhodná. Musia odolávať nedostatku kyslíka, toxickým zlúčeninám, kyslému prostrediu a vyrovnávať sa s akútnym nedostat-

kom živín. Na tieto účely majú rastliny vrchovísk vytvorené dômyselné adaptácie. Rašelinníky ako plošne prevládajúce druhy vrchovísk kompenzujú nedostatok živín intenzívnym čerpaním vody. Ich vnútorná stavba tela im umožňuje absorbovať a uchovávať v tele veľké množstvo vody a kontrolovať pH. Všetky ostatné rastliny sú zakorenené v koberci rašelinníkov.

Nízke kríčky, ako andromédka sivolistá (*Andromeda polifolia*), kľukva močiarna (*Oxycoccus palustris*), rojovník močiarny (*Ledum palustre*), šucha obojpohlavná (*Empetrum hermaphroditum*), majú niektoré znaky rastlín suchých stanovišť (xeromorfné modifikácie) – úzke listy, podvinuté okraje listov, hrubú kutikulu pokrytú voskovou vrstvičkou, dobré uzatváranie prieduchov. Táto stavba je podmienená nedostatkom živín. Ten kompenzujú intenzívnym čerpaním vody a intenzívnou transpiráciou, zatiaľ čo dobré uzatváranie prieduchov a vosková vrstvička zabraňuje stratám vody transpiráciou v letnom období, keď povrch rašeliniska môže byť suchší. Nedostatok živín v prostredí nahrádzajú aj tým, že majú vždyzelené neopadavé listy, môžu fotosyntetizovať počas celého roka a zároveň žijú v symbióze s mykorrhiznými hubami, ktoré zväčšujú plochu ich koreňového systému (Viceníková 2002).

Ostrice a ostriciam podobné druhy, ako páperník pošvatý (*Eriophorum vaginatum*), ostroplod biely (*Rhynchospora alba*) a pod., sa vyrovnávajú s nedostatkom živín tým, že presúvajú asimiláty z listov do koreňov, kde ich uskladňujú cez zimu, aby na jar mali dostatok látok potrebných na stavbu jarných výhonkov. Páperník pošvatý má vytvorený systém pletív rozvádzajúcich kyslík až ku koreňom rastlín, podobne ako niektoré mokraďové druhy. Takto sú korene zásobované kyslíkom aj v podmienkach jeho neprítomnosti v pôde (Viceníková 2002).

Ďalším zaujímavým prispôbením sa, vyplývajúcim z nedostatku živín, je mäsožravosť rastlín – rosička okrúhlostá (*Drosera rotundifolia*), či bublinatka menšia (*Utricularia minor*). Ide o rastliny, ktoré si okrem fotosyntézy dopĺňajú živiny priamo trávením živočíšnych bielkovín. Na chytanie hmyzu im slúžia buď žliazky vylučujúce lepkavú tekutinu, alebo pri bublinatkách lapacie mechúriky (obr. 5).

## Flóra vrchovísk

Vzhľadom na extrémne ekologické podmienky tu dokáže rásť len obmedzený počet druhov cievnatých rastlín, ale mnohé z nich patria k vzácnym, ohrozeným a zákonom chráneným druhom, viaceré sú zaradené do Červenej knihy vyšších rastlín SR a ČR (Čeřovský et al. 1999).

Vzácnosť a ohrozenosť väčšiny rastlinných druhov vrchovísk je spôsobená jednak vzácnosťou biotopu na Slovensku, ale predovšetkým ich ohrozením.

Iba v oblasti Oravy a Tatier sa na Slovensku vyskytuje rojovník močiarny (*Ledum palustre*), ostrica malokvetá (*Carex pauciflora*) a až na jednu výnimku i andromédka sivolistá (*Andromeda polifolia*). Extrémne vzácnym druhom je v súčasnosti ostroplod biely (*Rhynchospora alba*), ktorý má v súčasnosti na Slovensku známu jedinú lokalitu.

Iba v Temnosmrečianskej doline sa na Slovensku v súčasnosti vyskytujú druhy *Trichophorum alpinum* a *T. cespitosum*, nachádzame ich tu však aj v iných ako vrchoviskových spoločenstvách.



**Obr. 5.** Rosička okrúhlostá (*Drosera rotundifolia*) je mäsožravá rastlina, ktorá rastie na miestach veľmi chudobných na minerálne živiny. Na listoch má žliazky ktoré vylučujú lepkavý enzým, ktorý rozkladá drobný hmyz.  
Foto: V. Šefferová Stanová

### Trendy

Vrchoviská môžeme na Slovensku považovať aj historicky za mimoriadne vzácne biotopy s výskytom viacerých, pre našu domácu flóru unikátnych druhov rastlín. V priebehu stáročia trvajúcej ľudskej činnosti došlo vo väčšine štátov sveta k poklesu výmery tohto citlivého biotopu. Napríklad v Poľsku sa odhaduje že súčasná rozloha vrchovísk predstavuje iba 1 % z ich pôvodnej rozlohy (Wołejko et al. 2005). Táto skutočnosť sa týka i Slovenska, kde viaceré lokality zanikli alebo boli poškodené, najmä v uplynulých desaťročiach (porovnaj napr. s prácou Raučina & Janota 1963). Niektoré typické rastlinné spoločenstvá vrchovísk, napríklad asociácia *Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae* sa ocitli na hranici vyhynutia. Situácia je i v súčasnosti nepriaznivá a stav väčšiny ostávajúcich slovenských vrchovísk sa zhoršuje. Výnimkou sú niektoré vrchoviská vzniknuté zazemnením plies v oblasti Vysokých Tatier.

### Ohrozenia

V minulosti došlo u nás, tak ako vo všetkých okolitých štátoch, k zničeniu alebo v lepšom prípade poškodeniu biotopu a poklesu jeho výmery. Hlavným dôvodom bola ťažba rašeliny alebo snaha o „lepšie“ využitie pre človeka neplodnej plochy vrchoviska, napr. zalesnením. K hlavným faktorom, ktoré v minulosti zapríčinili úbytok a degradáciu biotopu boli odvodňovanie, ťažba rašeliny, zalesňovanie, stavebná činnosť a sukcesné zmeny spôsobené v prípade vrchovísk často odvodnením. Všetky ohrozenia pretrvávajú až do súčasnosti, napriek tomu, že takmer všetky lokality už majú zabezpečenú územnú ochranu v rámci malo- alebo veľkoplošných chránených území. Súčasná ochrana rašelinísk je spravidla neudržateľná a má negatívny vplyv na biodiverzitu.

### Zvýšenie emisií skleníkových plynov

Rašelinové ekosystémy sú najefektívnejšou zásobárňou uhlíka zo všetkých suchozemských ekosystémov. Zatiaľ čo pokrývajú len 3 % svetovej výmery pôdy, ich rašelina obsahuje toľko uhlíka, ako všetka suchozemská biomasa, dvakrát toľko ako všetky globálne lesné biomasy, a majú zhruba rovnaký obsah uhlíka ako v atmosfére. Rašeliniská sú najväčšou zásobárňou uhlíka na zemi (Parish et al. 2008).

Rašeliniská sú zásobárňou uhlíka, ktorý sa z nich len pomaly dostáva do atmosféry vo forme CO<sub>2</sub> a CH<sub>4</sub>. Ťažbou a využívaním rašeliny tento proces výrazne urýchľujeme, čo má za následok rozširovanie problému antropogénneho skleníkového efektu. Po odvodnení rašeliniska môžu vzrásť emisie CO<sub>2</sub> až o 400 %, okrem toho vzrastá tiež množstvo uvoľneného N<sub>2</sub>O. Oba uvedené javy sú následkom zvýšenej aktivity aeróbného rozkladu rašeliny (Turutsky & Louise 2006).

Pokusmi o obnovu procesu rašelinenia je možné zmeniť vyťažené rašelinisko, ktoré je zdrojom uhlíka pre atmosféru, na miesto kde dochádza k ukladaniu uhlíka. Rašeliniská sú kľúčové miesta pre udržanie prirodzeného vodného režimu v krajine a ochranu pred nepriaznivými dôsledkami podvodní.

### Ťažba rašeliny

Rašelina ako surovina širokého využitia je ľuďmi využívaná už od stredoveku. S nástupom mechanizácie ťažby sa začala využívať ďaleko intenzívnejšie. Veľký vzostup ťažby začal na prelome 19. a 20. storočia v Európe (Vasander et al. 2003). V Európe je podiel ťažbou zničených rašelinísk obzvlášť vysoký vďaka dlhej histórii jej osídlenia, vysokej hustote populácie a hlavne kvôli príhodným klimatickým podmienkam pre poľnohospodárstvo. Extenzívnym využívaním rašelinísk stratila Európa 62 % tohto ekosystému (Joosten & Clarke 2002).

Ťažba rašeliny je jedným z dôvodov odvodňovania vrchoviska. V minulosti išlo o postupný a relatívne pomalý proces. Rašelina bola ťažená ručne z nakopaného čela vrchoviska, pričom v prípade veľkých vrchovísk (ako je napríklad poľská Puścizna Wielka neďaleko hraníc so Slovenskom), už niekoľko desiatok metrov od ťaženého čela vrchoviska dokázala existovať prakticky nezmenená, typická vrchovisková vegetácia aj so štruktúrou bultov a šlenkov. Táto situácia je zreteľná na severnom okraji vrchoviska dodnes (Dítě, ined.). Miesta po vyťažení osídľuje náhradná vegetácia tvorená slatinnými aj lúčnymi druhmi a sú využívané na pastvu. V prípade strojovej ťažby rašeliny, čo je prípad nášho najväčšieho

vrchoviska Rudné pri Suchej Hore (obr. 6), dochádza po odvodnení lokality k odstráneniu vegetačného krytu naraz na takmer celom povrchu vrchoviska, tým pádom k jeho definitívnej devastácii. V tomto prípade ťažba pre vrchovisko predstavuje nezvratné poškodenie a v tomto stave nepredstavuje ani biotop Ra2. Teda nie je ani schopné prirodzenej obnovy. Ťažbou rašelinísk na Slovensku zanikli skôr minerotrofné slatinné rašeliniská (Záhorie, Spiš, Orava a inde), vrchoviská kvôli svojej vzácnosti v menšej miere.

Z dôvodu nevysporiadania vlastníckych vzťahov je ťažba na tomto území zakázaná. V roku 2007 tu bol zaznamenaný požiar rašelinísk, ktorý sa podarilo uhasiť až po týždni vďaka požiarnym jamám, keďže premočený terén znemožnil prístup techniky. Táto situácia neumožňuje ani realizáciu obnovných opatrení na zmiernenie dopadu drastického odvodnenia a ťažby.



**Obr. 6.** Na rašelinisku Suchá Hora – Rudné bola zahájená ťažba rašeliny v roku 1956 intenzívnym odvodnením a následne bola rašelina ťažená frézovaním povrchu. Na obrázku je odkrytá a preschnutá rašelina. Záber pochádza z roku 1992.

Foto: V. ŠeffEROVÁ StanOVÁ

## Odvodňovanie

Odvodnenie vedie k rozkolísaniu hladiny podzemnej vody s následným prevzdušnením a zvýšenou dekompozíciou vrchných vrstiev rašeliny (Lindsay 1995). Proces odvodňovania začal už v minulosti. Dôvodom bola ťažba rašeliny, alebo vytvorenie vhodnejších podmienok pre zalesnenie alebo poľnohospodárske využitie okolitých pozemkov. Odvodnenie formou melioračných kanálov dokáže veľké, živé vrchovisko do istej miery eliminovať, pričom viac dokáže „odolávať“ centrálna časť vrchoviska ako jeho okraje, ktoré sú tak vystavené prenikaniu lesa z okolia. Vegetačné zmeny sú však citeľné, pričom ako prvé zanikajú miesta s typom biotopu Ra1b – vegetácia šlenkov a jazierok.

Efekty odvodnenia sa prejavia nielen na vlhkostnej charakteristike rašeliny, ale má to vplyv aj na objem vody, ktorý môže byť zadržávaný v rašelinisku. Po odvodnení je „uskladňovacia“ kapacita rašeliniska menšia vďaka stláčaniu rašeliny, mineralizácii a jej vyschnutiu. Následne sa prejavia zmeny na topografii rašeliniska. V prípade vrchovísk môžeme pozorovať znižovanie vyklenutého povrchu rašeliniska. Na lokalite Clara bog v Írsku bolo napríklad pozorované (bez toho, aby došlo k ťažbe) zníženie povrchu vrchoviska za viac ako 100 rokov po čiastočnom odvodnení a vybudovaní cesty cez rašelinisko pri priebežnom poľnohospodárskom využívaní o 5 m (Brooks & Stoneman 1997). Pri znižovaní hrúbky rašelinistých vrstiev sa tiež zvyšuje riziko vertikálneho odtoku vody z vrchoviska do podlažia.

Napriek nepriaznivému vplyvu odvodnenia sprevádzaného vegetačnými zmenami je schopnosť vrchoviska istý čas odolávať nepriaznivému stavu prekvapujúca. Na okraji Prírodnej rezervácie Rudné, ktorá na ploche necelé 2 ha „chráni“ vegetáciu vrchoviska pri suchej Hore prakticky zničeného ťažbou rašeliny nachádzame živé šlenky s druhmi ako *Rhynchospora alba*, *Drosera rotundifolia* na okrajoch s *Andromeda polifolia* iba niekoľko metrov od odvodňovacích priekop hlbokých tri metre. Dlhodobu nakoniec dôjde k úplnému zničeniu vrchoviska, avšak tento stav pretrváva minimálne 30 rokov (Dítě, ined.).

Sprievodným javom odvodnenia a následného poškodenia vrchovísk sú intenzívne sukcesné zmeny. Tie sú pozorovateľné napríklad na lokalite Klinské rašelinisko, kde expanduje z drevín najmä breza. Vrchovisková časť rezervácie je menej postihnutá, ako slatinný okraj, napriek tomu ide o veľmi závažný a ťažko riešiteľný problém.

### Zalesňovanie

Zalesňovaniu vrchovísk obvykle predchádzalo relatívne intenzívne odvodnenie, ktorého cieľom bola „kultivácia“ pôdy a zvýšenie produkcie dreva v zamokrených lesných porastoch (Bufková et al. 2003). Odvodnením došlo k trvalému poklesu podzemnej vody a zániku nelesných rastlinných spoločenstiev na úkor drevín. Pôvodné druhy alebo úplne vymizli, alebo prežili vo zvyškových populáciách na najviac zamokrených miestach v centrálnej časti pôvodného vrchoviska. Takto boli zničené alebo vážne poškodené viaceré oravské vrchoviská, napr. prírodné rezervácie Tisovnica, Spálený grúnik a Medzi bormi, tiež na západnom okraji pôvodne nášho plošne najrozsiahlejšieho vrchoviska Rudné pri Suchej Hore. Napriek odvodneniu a zalesneniu vo všetkých spomínaných prípadoch prežívajú zdecimované populácie viacerých kriticky ohrozených druhov vrchovísk ako *Andromeda polifolia*, *Ledum palustre* alebo v prípade Spáleného grúnika dokonca aj *Scheuchzeria palustris*. Minimálne v prípade vrchoviska Spálený grúnik je ho možné považovať za vrchovisko schopné prirodzenej obnovy (biotop Ra2).

### Poľnohospodárska činnosť

Vzhľadom na extrémnosť biotopu sa poľnohospodárska činnosť podpísala pod zánik lokalít na Slovensku iba ojedinele. Najrozľahlejšou rašelinnou lokalitou, ktorú predstavovala mozaika slatín s nízkym obsahom báz a vrchovísk je lokalita Medzi bormi pri Zuberci v podhorí Západných Tatier. Tu po radikálnom odvodnení v 70-tych rokoch ostala zachovaná iba značne poškodená časť s rozlohou cca 6 ha, ktorá je súčasťou PR Medzi bormi (cf. Dítě 2007). Tá sa skladá z dvoch častí, pričom v menšej z nich prakticky zanikli typické rastlinné spoločenstvá a celá plocha je akútne ohrozená zarastaním smrekom. Na takmer celej ploche kedysi rozsiahlej rašelinnej lokality sú dnes polia alebo trvalé trávne porasty. Takýto spôsob zničenia rašelinnej vegetácie so zastúpením vrchovísk je na Slovensku ale ojedinelý.

### Stavebná činnosť

Stavebnou činnosťou boli zničené viaceré vrchoviská. Najväčšie z nich zanikli vybudovaním Oravskej priehrady (Slanica, Bobrov). Ďalšie vrchovisko bolo vážne poškodené stavbou pily v Oravskej Polhore, do súčasnosti prežila len jeho značne poškodená časť s bohatou populáciou druhu *Andromeda polifolia*. Stavebnou činnosťou boli dotknuté aj niektoré lokality v podhorí Vysokých Tatier, napríklad v okolí Štrbského plesa.

### Nedostatok skúseností a finančných zdrojov na obnovu vrchovísk

Napriek tomu, že vrchoviská patria k najohrozenejším a európsky významným biotopom, ich ochrana a obnova poškodených vrchovísk narážajú na problémy.

Hoci najvýznamnejšie rašeliniská sú chránené zákonom, v mnohých prípadoch bol vodný režim narušený ľudskými aktivitami v okolí, alebo priamo v chránenom území. Takáto ochrana nie je veľmi efektívna, pretože hoci je územie chránené, prebiehajú v ňom degradačné procesy. Vo všeobecnosti máme veľmi málo vedeckých informácií o tom, ako tieto ekosystémy fungujú, a z toho vyplýva aj to, že nevieme, aká forma manažmentu a obnovy by bola pre jednotlivé lokality najefektívnejšia (Stanová 2000).

Súčasný nepriaznivý stav viacerých rašelinísk hornej Oravy poukazuje na to, že výška prostriedkov pre zachovanie jednotlivých typov rašelinísk a komplexnú ochranu biodiverzity rašelinných ekosystémov nie je postačujúca. Okrem rozsahu a druhu revitalizačných opatrení a z toho vyplývajúcej výšky nákladov sú však pre efektívnejšiu a ekologicky vhodnejšiu (účinnnejšiu) reguláciu nežiaducich procesov na rašeliniskách nevyhnutné jemnejšie a o to častejšie a pravidelné regulačné zásahy. Zabezpečenie kontinuity regulačných opatrení a citlivejšieho prístupu k ochrane rašelinísk si ale vyžaduje záruku požadovaného a pravidelného prísunu finančných prostriedkov. Poznatky a skúsenosti získané pri zabezpečo-



vaní manažmentu ochrany rašelinísk v CHKO Horná Orava tieto skutočnosti jednoznačne potvrdzujú. Omeškanie regulačného zásahu do procesov sukcesie drevín a bylín sa nepriaznivo prejavuje posilňovaním sukcesných štádií (zhrubnutie koreňov a zvýšenie vitality sukcesných drevín a bylín, zahustenie a zapojenie porastov sukcesných drevín) a zvýšením intenzity nepriaznivého vplyvu sukcesných procesov na jednotlivé zložky rašelinísk (zmeny mikroklímy, zmeny chemických vlastností na povrchu rašeliniska opadom a následným rozkladom asimilačných orgánov, zmeny vodného režimu odoberaním pôdnej vlhkosti koreňovým systémom sukcesných drevín a bylín, zatienenie vegetácie rašelinísk). Okrem toho, že takýto oneskorený zásah je technicky a finančne náročnejší, jeho realizáciou už v mnohých prípadoch nie je možné vzhľadom na dlhodobý nepriaznivý vplyv sukcesie navrátiť rašelinisku pôvodný stav. Regenerácia takto „poškodených“ plôch rašelinísk je oveľa komplikovanejšia a pomalšia. Vzhľadom na silnú koreňovú a kmeňovú výmladnosť sukcesných drevín (osika, breza, vrbá) dochádza k rýchlej obnove nežiaducich porastov (Trnka 1999).

Napríklad vo Fínsku obnovili 12 000 ha rašelinísk v chránených územiach a vo veľkej miere na to využili finančný nástroj Európskej komisie – LIFE (Lindholm & Heikkilä 2005).

### Manažment

#### Aktívny manažment

Ochrana, obnova a rozumné využívanie rašelinísk sú zásadné a veľmi rentabilné opatrenia na zachovanie ich biodiverzity (Parish et al. 2008).

Vrchovisko s nenarušeným vodným režimom, kde dochádza k tvorbe a akumulácii rašeliny prakticky nevyžaduje žiadne manažmentové opatrenia vzhľadom na fakt, že ide o dlhodobo stabilné spoločenstvá. Základným predpokladom je udržanie hydrologických podmienok. Manažment a revitalizácia sa týka biotopu Ra2 – Degradované vrchoviská schopné prirodzenej obnovy a môže byť realizovaný použitím viacerých spôsobov.

Tradičné nástroje aktívneho manažmentu vykonávané v iných typoch, aj rašelinných biotopov (slatinné rašeliniská) v prípade vrchovísk neprichádzajú do úvahy. Vrchoviská nie je vhodné kosiť a do úvahy neprichádza ani pasienie. Jedinou aktivitou, ktorá je vhodná je selektívne odstraňovanie náletových drevín.

#### Obnovný manažment

Revitalizácia rašelinísk je mladým oborom – znateľný rozmach snáh o oživenie poškodených rašeliniskových biotopov v Európe a Severnej Amerike nastal až v deväťdesiatych rokoch minulého storočia (Rochefort et al. 2003). Obnova vrchovísk predstavuje zložitú problematiku, s ktorou sú na Slovensku iba veľmi nedostatočné skúsenosti a dosiaľ nebolo na našom území obnovené žiadne vrchovisko. Cenné poznatky je možné čerpať zo skúseností najmä niektorých európskych krajín (Veľká Británia, Nemecko, Holandsko), kde sa obnove rašelinísk venujú už dlhodobo a systematicky (Wheeler & Shaw 1995, Brooks & Stoneman 1997). Obnovný manažment sa v prípade degradovaných vrchovísk schopných prirodzenej obnovy týka predovšetkým nápravy poškodeného vodného režimu. Každá lokalita vyžaduje špecifický prístup, ktorému by mal predchádzať hydrologický prieskum. Vodný režim je veľmi citlivý faktor a preto by nemali byť pokusy o jeho nápravu živelné, ale mali by vychádzať z dobrej znalosti podmienok na konkrétnej lokalite.

#### Obnova hydrologických podmienok

Optimalizácia hospodárenia s vodou v rašeliniskách (t.j. zníženie odvodnenia) je jednou z najvyšších priorit. Pri obnove vrchovísk musia byť splnené dve zásadné požiadavky (Wheeler & Shaw 1995):

- Dostatok zrážok v požadovanej kvalite a dostatočná retenčná kapacita povrchu vrchoviska na jeho opätovné zamokrenie.
- Dostupnosť vhodných druhov na rekolonizáciu vrchoviska po jeho zamokrení.

Existuje niekoľko dôvodov alebo prekážok, kedy tieto požiadavky nemôžu byť splnené:

- Povrch vrchoviska nie je schopný udržať zrážkovú vodu. Zvyčajným dôvodom je existencia odvodňovacích kanálov. Následne tvar povrchu vrchoviska inklinuje k vylievaniu vody a prirodzená schopnosť povrchu vrchoviska regulovať hydrologický režim bola stratená.
- Výrazné a hlboké odvodnenie okolia vrchoviska môže výrazne ovplyvniť vodnú bilanciu a hydrologický režim vrchoviska.
- Rašelina na povrchu môže byť minerotrofná – ťažbou sa môže odkryť nižšie položená vrstva slatinnej rašeliny alebo došlo k prieniku podzemnej vody. V takýchto ekologických podmienkach nie je možné obnoviť vegetáciu vrchovísk. Je to možné iba z dlhodobej perspektívy naštartovaním sukcesných procesov.
- Atmosférické znečistenie môže byť limitom pre rast vrchoviskových druhov.
- Druhy vhodné na rekolonizáciu vrchoviska nemusia byť dostupné v blízkosti vrchoviska, pretože všetky refúgiá boli zničené.

Obnove hydrologických podmienok predchádza viacero činností, pričom najefektívnejšou je budovanie prehrádzok v melioračných kanáloch. Táto metóda bola overená na celom rade vrchovísk v iných európskych krajinách (Rowel 1988; Brooks & Stoneman 1997; Bufková et al. 2003). Počet prehrádzok, spôsob ich konštrukcie a zabudovanie v danom úseku odvodňovacej ryhy je potrebné stanoviť na základe jej parametrov, posúdenia stanovištných pomerov (sklon terénu, prietok odvádzanej vody, typ pôdy) a tiež podľa charakteru vegetácie. Práve vegetácia určuje cieľovú hladinu podzemnej vody, ktorú chceme na danom mieste dosiahnuť (Bufková et al. 2003).

#### Stanovenie počtu hrádzí

Cieľová hladina podzemnej vody je veľmi dôležitá pre stanovenie konečného počtu hrádzí umiestnených v danej odvodňovacej ryhe. Hrádze bývajú inštalované tak, aby v celom úseku medzi nimi bola zadržovaná odtekajúca voda (Brooks & Stoneman 1997). Pri určitých vegetačných typoch je potrebné špecifikovať cieľovú hladinu pomocou maximálneho poklesu vody pod korunou hrádzce (tab. 1)

**Tab. 1.** Maximálny pokles hladiny pod korunou hrádzce pre jednotlivé spoločenstvá (podľa Bufková et al. 2003)

Typ spoločenstva	Maximálny pokles hladiny pod korunou hrádzce (v cm pod povrchom)
Aktívne vrchovisko (centrálna časť) Zväzy <i>Oxycocco-Empetrion hermaphroditi</i> a <i>Sphagnion medii</i>	10 – 15
Okrajová časť aktívneho vrchoviska, vrchoviská zarastajúce a stagujúce	30

Dôležitým údajom pre vypočítanie konečného počtu potrebných prehrádzok je sklon terénu. Odvodňovacie kanále na lokalite je nevyhnutné geodeticky zamerať s cieľom získať ich pozdĺžny aj priečny profil. Meniace sa hodnoty nadmorskej výšky brehov a maximálne prípustný pokles hladiny (pod korunou hrádzce) umožňujú vypočítať konečný počet prehradení v konkrétnom úseku melioračného kanála (podľa Bufková et al. 2003).

#### Stanovenie typu hrádzí

Výber konkrétneho typu hrádzce určujú najmä podmienky stanovišta, teda odhadované objemy zadržovanej vody, maximálne prietoky v odvodňovacom kanále, sklon svahu, prebiehajúca erózia, charakter pôdneho profilu a iné. Dôležitým faktorom je zároveň dostupnosť vhodného materiálu a finančné možnosti. Podľa skúseností v národnom parku Šumava (ČR) sa osvedčilo ako materiál na výstavbu hrádzí smrekové drevo. To síce nie je celkom optimálne, vzhľadom na finančné náklady sa ale ukázalo ako rozumný kompromis (cf. Bufková et al. 2003).

Na úsekoch s výrazným sklonom terénu a s očakávanými väčšími maximálnymi prietokmi boli pri revitalizácii šumavských rašelinísk použité drevené hradiace steny. Tie sú postavené z opracovaných dosák zarazených do dna ryhy a tesne spojených pomocou drážok. V hornej časti hrádzce je vyrezaný plytký prepád. Vzhľadom na spôsob umiestnenia (kolmé umiestnenie dosák) je použitie tohto typu prehrade-



**Obr. 7.** Obnova rašelinísk v Krušných horách na lokalite Cínovecký hřbet. Cieľom projektu revitalizácie rašeliniska je zlepšenie podmienok biotopu tetraova hôľniaka. Boli zrealizované opatrenia na revitalizáciu vodného režimu formou zahradenia umelých odvodňovacích kanálov. Na ich prehradenie boli použité drevené hrádzky, stabilizačné prahy a stupne. Tieto opatrenia umožňujú zadržanie vody a zvýšenie hladiny vody v kanáli a jeho okolí a spomalenie povrchového odtoku. Foto: J. Mejsnar

nia vhodné iba na miestach s dostatočnou vrstvou rašeliny. Vzhľadom na to, že nie je potrebné kopať do dna ani stien ryhy, je ich použitie v teréne pomerne šetrné (cf. Bufková et al. 2003). Na Šumave takéto hrádzky boli použité na veľké, hlboké odvodňovacie kanále.

Menšie odvodňovacie ryhy s menším sklonom a/alebo na miestach s nedostatočne hrubou vrstvou rašeliny boli hradené jednoduchšími (aj lacnejšími) hrádzkami. Tie sú vyhotovené z ostro orezaných dosiek položených kolmo k profilu ryhy v dvoch vrstvách prekrývajúcich špáry. Dosky sú spojené klincami a je medzi nimi zovretá vrstva geotextílie (typ Ekogetex, hrúbka 6 mm) pre zvýšenie nepriepustnosti hrádzky. V prípade hrádzky v teréne s väčším sklonom geotextília presahuje dolnú hranu steny (cca o 40 cm) a je položená na prehĺbenú časť dna (nad hrádzkou) a zasypaná materiálom. V hornej časti hrádzky geotextília končí na poslednom prekryve dosiek pod prepacom (podľa Bufková et al. 2003).

#### *Zabudovanie hrádzky v teréne*

Obidva vyššie opísané druhy hrádzky boli skonštruované tak, aby mali dostatočný presah do dna kanála (minimálne 30, optimálne 40 cm, ale aj viac) aj do brehov kanála (minimálne 40 cm, pri veľkých odvodňovacích kanáloch a v strmom svahu až do 1 m). Pre konštrukciu boli použité dosky hrubé 6 cm, drážky široké 2 cm. Rozmery prepadu v hornej časti hrádzky 20 × 5 cm. Hrádzky boli budované zarúbaním dosiek smerom od stredu ryhy ku brehom. Pre stabilitu hrádzky je dôležité dostatočné zapustenie dosiek do dna a brehov kanála. Pre inštaláciu hrádzky v území je všeobecne optimálne obdobie s maximálne nízkou hladinou podzemnej vody, teda obdobie s najnižším úhrnom zrážok.

Projekt LIFE "Realizácia Programu starostlivosti pre rašeliniská Lotyšska" (LIFE 04NAT/LV/000196) bol zameraný na zastavenie negatívneho vplyvu odvodnenia na vybraných vrchoviskách. Hlavné zistenia a odporúčenia projektu sú nasledovné (Pakalne ed. 2008):

- Budovanie prehrádzok na odvodňovacích kanáloch vrchovísk zvyčajne zastaví ďalšiu degradáciu a eliminuje vplyv vysychania, ale neobnoví vrchovisko do stavu pred odvodnením;
- Vyplnenie vody v odvodňovacích kanáloch môže trvať 2 až 12 mesiacov, záleží na výške hrádzky, zrážkach, rozsahu odvodneného územia a filtračných vlastností rašeliny;
- Lepší účinok možno dosiahnuť výstavbou prehrádzok z rašeliny bagrom – môžu byť väčšie, silnejšie proti tlaku vody, sú menšie stavebné a ťažobné náklady a ich pevnosť sa zvyšuje;
- Prehrádzka by mala byť v takej výške a šírke, aby chránila pred zaplavením územie ovplyvnené odvodňovacou priekopou;
- Počet prehrádzok závisí tiež na ekonomických možnostiach. V ideálnom prípade by mali byť vybudované prehrádzky vždy po 10 cm poklese reliéfu, aby sme dosiahli čo najviac podobnú situáciu (hlbka vody) v zaplavenej oblasti. Hlavným cieľom je získať stojatú vodu v širšej oblasti, ktorá bola ovplyvnená odvodnením – je to možné dosiahnuť s menším počtom prehrádzok na kanáloch s malým spádom;
- Malé prehrádzky sa môžu vo výnimočných prípadoch budovať ručne vtedy, ak ide o malý počet prehrádzok, alebo územie nie je prístupné technike. Ich šírka musí byť minimálne 60 cm. Ak sa

predpokladá veľký prietok vody cez prehrádzku, mala by byť podporená radom alebo dvomi radmi drevených dosiek. Dva rady drevených dosiek s rašelinou medzi nimi musia byť zhotovené v oblastiach, kde je očakávaná vysoká voda na jar alebo v lete, ktorá by mohla odplaviť rašelinu;

- Ak máme k dispozícii malé plastové dosky, uľahčujú nám prácu, pretože sú ľahšie ako z dreva a nerozkladajú sa. Takéto dosky sa používajú na stavby prehrádzok v Írsku a Škótsku.

### Obnova vegetácie

V prípade že chceme obnovovať vyťažené alebo ťažené rašelinisko, nestačí snaha obnoviť hydrologický režim zablokovaním kanálov, ale je potrebné vytvorenie funkčného akrotelmu, v ktorom je dominantnou rastlinou rašelinník. Jeho samovoľné uchytenie na rašeliniskách je veľmi pomalé a to aj v prípade vhodného hydrologického režimu. Dôvodom je odstránenie vrchnej vrstvy rašeliny a zachovanie iba hlbších vrstiev, ktoré neobsahujú potrebné diaspóry (Smolders et al. 2003).

Rozsiahly výskum a skúsenosti s takouto obnovou majú v severnej Amerike, kde sú rozsiahle komplexy veľkých, ťažených a následne revitalizovaných vrchovísk. Je vhodná na lokalitách, ktoré neboli vyťažené úplne, ale hĺbka rašeliny je viac ako 50 cm a sú zachované ombotrofné podmienky, indikované pH nižším ako 5,1 a hodnoty elektrickej vodivosti hodnoty menšie ako 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Quinty & Rochefort 2003). Konkrétne postupy pri obnove vrchovísk zahŕňajú:

- introdukciu banky semien z aktívnych vrchovísk,
- zamokrenie lokality blokováním odvodňovacích kanálov a vytváraním malých násypov,
- hnojenie fosforom,
- použitie slameného mulču na zlepšenie mikroklimy povrchu rašeliny (Rochefort et al. 2003).

### Nároky druhov, ktoré závisia na biotope

Nároky druhov, ktoré sú viazané na biotop vrchovísk sú veľmi špecifické. Vyžadujú na prístupné živiny veľmi chudobné a kyslé až extrémne kyslé prostredie. Vrchoviská sa vyznačujú typickou faunou bezstavovcov. Druhy špecializované na tento biotop nachádzame medzi motýľmi, vážkami, chrobákmi a pod. Z motýľov patria k indikačným druhom vrchovísk druhy národného významu *Colias palaeno*, *Vacciniina optilete*, *Boloria aquilonaris*, *Arichanna melanaria*, *Syngrapha microgamma*, *Coenonympha tullia*. Ďalšími indikačnými druhmi sú napr. *Micropteryx aureatella*, *Stigmella lediella*, *Lyonetia ledi*, *Elachista kilmunella*, *Coleophora ledi*, *Athrips pruinosellus*, *Coranarta cordigera* a iné (Patočka et al. 2009).

K charakteristickej skupine bezstavovcov rašelinísk, vrátane rašelinísk vrchoviskového typu patria vážky. Viaceré z týchto druhov sú vzácne a sú zaradené do Červeného zoznamu vážok SR (David 2001). Medzi druhy viazané výlučne na rašeliniská (tyrfobiontné druhy) patria napr. *Aeshna subarctica*, *Somatochlora alpestris*, *Somatochlora arctica*, *Leucorrhinia dubia*, *L. pectoralis*, *L. rubicunda*. Ďalšie druhy vyskytujúce sa na rašeliniskách sú *Pyrrhosoma nymphula*, *Coenagrion armatum*, *C. hastulatum*, *Aeshna caerulea*, *A. juncea* (obr. 8), *Somatochlora flavomaculata*, *Libellula quadrimaculata*, *Sympetrum danae*, *Leucorrhinia albifrons*, *L. caudalis* (www.vazky.sk).

Zo stavovcov sa na vrchoviskách vyskytujú mlok karpatský (*Triturus montandoni*), mlok vrchovský (*T. alpestris*), ľabtuška lúčna (*Anthus pratensis*, obr. 9), tetrov hôľniak (*Tetrao tetrix*), hraboš močiarny (*Microtus agrestis*), myšovka vrchovská (*Sicista betulina*) a iné (Rajtar et al. 2003).

Žltáčik čučoriedkový (*Colias palaeno*) je viazaný na vrchoviská, na ktorých rastie výhradná živná rastlina jeho húseníc – čučoriedka barinná (*Vaccinium uliginosum*). Vyžaduje si pomerne rozsiahle plochy čučoriedok, ako aj ponuku nektáronosných rastlín v okolí (Konvička et al. 2005). Zarasteným rašeliniskám sa vyhýba, je to druh otvorenej krajiny a pre svoju existenciu potrebuje voľný priestor bez zapojených lesných porastov. Je to jednogeneračný motýľ, prezimuje v štádiu húsenice. Výborne lieta – samce rýchlym letom nízko nad zemou vyhľadávajú samice. V súčasnej dobe je žltáčik čučoriedkový jedným z najohrozenejších druhov denných motýľov na Slovensku. Vyskytuje sa len na rašeliniskách Hornej Oravy. Ani v minulosti nepatrila k rozšíreným druhom. Okrem Oravy sa ešte vyskytoval na niekoľkých lokalitách vo Vysokých Tatrách, Popradskej kotline, Veľkej Fatre, Malej Fatre, Branisku a na západnom Slovensku. Jeho populácie boli početné a stabilné. V súčasnosti je však stav väčšiny vrchoviskových



**Obr. 8.** *Aeschna juncea* preferuje stojaté okyslené až rašeliniskové vody. Hoci ide o lokálny a preto v celoslovenskom meradle zriedkavý druh, v oblastiach s výskytom rašelinísk (Tatry) môže byť hojný.  
Foto: D. Šácha

rašelinísk na Slovensku kritický, mnohé z nich boli nenávratne zničené alebo poškodené melioráciami, ťažbou rašeliny, následnou sukcesiou a pod. Príčiny ohrozenia pretrvávajú na niektorých lokalitách (napr. na Hornej Orave) dodnes ([http://www.lepidoptera.sk/docs/colias\\_palaeno.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/colias_palaeno.html)).

Modráčik striebroškrvný (*Vacciniina optilete*) je jednogeneračný motýľ. Imága lietajú od júna do augusta, v závislosti od nadmorskej výšky lokality. Samička kladie vajčká najčastejšie na listy, menej na stonky a kvety čučoriedky barinnej (*Vaccinium uliginosum*). Najvyššia koncentrácia lariev bola zistená na okraji narušených plôch rašelinísk, pozdĺž línie borkovania alebo na ledoch rašelinných bultov. Vždy ide o vyhriate, oslnené časti s dostatkom vlhka. Prezimuje v štádiu húsenice. Populácie sú sedentárne, motýle však vyhľadávajú kvitnúce rastliny s nektárom aj v okolí (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=188>).

Perlovec severský (*Boloria aquilonaris*) obýva vrchoviská a prechodné rašeliniská, riedke rašeliniskové lesy, prameniská horských potokov, vždy však s hojnými porastami živnej rastliny, ktorou je výhradne kľukva močiarna (*Oxycoccus palustris*). Druh je jednogeneračný, zimuje v štádiu húsenice. Je to výrazne heliofilný druh, za potravou zalietava aj do okrajových častí rašelinísk, kde vyhľadáva rôzne rastliny (napr. *Senecio* spp., *Cirsium* spp.). Samce sú aktívni letci, vyhľadávajúci neoplozené samice patrolovaním. Vyskytuje sa ostrovčekovite a lokálne, predovšetkým v chladnejších podhorských a horských oblastiach, najmä na Hornej Orave a v Liptovskej kotline, kde sa vyskytuje na viacerých lokalitách ([http://www.lepidoptera.sk/docs/boloria\\_aquilonaris.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/boloria_aquilonaris.html)). Na lokalitách výskytu býva pomerne hojný. V susednej Českej republike sa druh považuje za kriticky ohrozený (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=35>).



**Obr. 9.** Ľabtuška lúčna (*Anthus pratensis*) obýva rôzne typy vlhkých lúčnych biotopov v severnej časti Slovenska. Medzi typické biotopy patria všetky typy nelesných rašelinísk, prameniská, vlhké lúky a pasienky, horské lúky až do alpínskeho stupňa.  
Foto: J. Svetlík

Príčiny ohrozenia aj manažmentové opatrenia sú v prípade všetkých troch druhov – *Colias palaeno*, *Vacciniina optilete* a *Boloria aquilonaris* veľmi podobné. Vhodne nastavený manažment môže zachrániť, resp. pomôcť aj ďalším druhom hmyzu viazaným na rašeliniská (napr. vážkam). Druhy sú ohrozené zánikom svojich prirodzených biotopov spôsobeným odvodňovaním rašelinísk, ťažbou rašeliny s následným zalesnením, sukcesnými zmenami vedúcimi k rastu drevín a postupnému zapojeniu porastu stromov a krov. Obnovu alebo zväčšenie lokálnych populácií je preto možné dosiahnuť najmä odstránením náletových drevín a zväčšením otvorených plôch, zlepšením/obnovou vodného režimu lokalít (zrušením drenáží a pod.), prípadne odstránením/narušením vrchnej vrstvy rašeliny. Tam, kde populácie nie sú negatívne ovplyvnené sukcesiou, je najlepšou stratégiou nezasahovať do ich vývoja. Nárast početnosti týchto druhov motýľov bol pozorovaný na rašeliniskách regenerujúcich po ukončení ťažby rašeliny (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=188>).

Ďalším druhom viazaným na rašeliniská je očkáň striebrokový (*Coenonympha tullia*). Jeho biotopom sú rašeliniská vrchoviskového a prechodného typu, rašelinné lúky, slatiny, prameniská. Živnou rastlinou je hlavne páperník pošvatý (*Eriophorum vaginatum*), páperník širokolistý (*E. latifolium*), ale aj kostravy (*Festuca* spp.) alebo ostrice (*Carex* spp.). Druh je jednogeneračný, imága sa vyskytujú v júni až začiatkom augusta, prezimuje v štádiu húsenice. Vyskytuje sa lokálne v dolinách a kotlinách vyšších a chladnejších pohorí Slovenska, kopírujúc takmer všetky oblasti s významnejším výskytom rašelinísk – údolia Malej a Veľkej Fatry, Liptovskej kotliny, Popradskej kotliny, Hornádskej kotliny, v Horehronskom podolí, na Hornej Orave, na severnom Slovensku v okolí Bardejova. Podobne ako predchádzajúce druhy je priamo ohrozený predovšetkým odvodňovaním a zmenou využitia pozemkov, sukcesiou drevín a pod. V dôsledku týchto zásahov na mnohých lokalitách vyhynul ([http://www.lepidoptera.sk/docs/coenonympha\\_tullia.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/coenonympha_tullia.html), február 2011). Opatrenia na lokalitách charakteru vrchovísk musia preto smerovať k obnove vodného režimu, blokovaníu sukcesie drevín atď. Keďže prezimujúce húsenice neznášajú dlhšie zaplavenie v predjarnom období, obnova vodného režimu spočívajúca v dočasnom úplnom zaplavení lokality je z hľadiska ochrany druhu neprijateľná. Na druhej strane, pokiaľ je v suchších častiach lokality prítomný dostatok vhodných trsov páperníka (*Eriophorum* spp.), druh dokáže na lokalite prežiť aj najdlhšie obdobia roka. Samičky kladú vajčká jednotlivo na suché časti báz trsov živných rastlín (Joy & Pullin 1999).

Nelesné rašeliniská vrátane vrchovísk sú významným biotopom tetraova hôľniaka (*Tetrao tetrix*) na Slovensku. Druh v súčasnosti hniezdi predovšetkým v pohoriach a kotlinách severného a severovýchodného Slovenska – Vysoké Tatry, Nízke Tatry, Veľká a Malá Fatra, Oravské Beskydy, Oravská Magura, Skorušinske a Chočské vrchy, Roháče, okolie Oravskej priehrady a Liptovskej Mary, Spišská Magura, Levočské vrchy a Čergov. Jeho populácia sa odhaduje na 200 – 300 hniezdných párov, pričom populačný trend vykazuje výrazný pokles (viac ako 50%). Jednou z hlavných príčin ohrozenia druhu u nás i v celej Európe je likvidácia alebo narušenie jeho pôvodných biotopov a tokanísk. K najväčšiemu úbytku došlo práve v prípade rašeliniskových lokalít tetraova v poľnohospodárskej krajine, ktoré zanikli kvôli odvodneniu, premene na ornú pôdu, chemizácii a iným rušivým vplyvom. Napríklad v podhorskej zóne Liptovskej kotliny sa zmenšila oblasť výskytu tetraova od 60-tych rokov 20. storočia o 80 % (Trnka & Karč 2002). Na druh pôsobí negatívne tiež vyrušovanie, najmä v období toku a hniezdenia, zber rastlín a plodov a pod. Nakoľko si druh vyžaduje bezlesnú krajinu, je potrebné kontrolovať sukcesiu drevín na lokalitách, kde táto prebieha. To sa týka predovšetkým lokalít s narušeným vodným režimom (ktorých je však u nás väčšina). Manažmentové opatrenia zahŕňajú výrub zárastov drevín, zväčšovanie otvorených, nelesných plôch a pod. Keďže je však druh citlivý na vyrušovanie, je potrebné manažmentové a obnovné opatrenia na jeho lokalitách vylúčiť aspoň v období toku a hniezdenia (koniec februára – koniec júla). Vzhľadom na poznatky z Českej republiky môže byť najvhodnejším obdobím na vykonávanie výrubu drevín a iných opatrení na tokaniskách a hniezdiskách začiatok októbra (Šímová et al. 2000).

### Finančné nároky a možné zdroje financovania

Lokality vrchovísk nie sú vhodné na pravidelnú poľnohospodársku činnosť (kosenie alebo pasenie) a preto v systéme starostlivosti o ne nie je možné poberať podporu z Programu rozvoja vidieka.

## Podakovanie

Ďakujeme Pavlovi Marhoulovi a Jiřímu Mejsnarovi (DAPHNE ČR) za poskytnutie literatúry o ochrane a manažmente biotopov tetrova hôľniaka v Českej republike a za poskytnutie projektu a fotodokumentácie k obnove rašelinísk v Krušných horách.

## Literatúra

- Beranová, M., 2008: Použití molekulárních markerů v populační genetice a taxonomii na modelu *Pinus mugo*. Kandidátska Dizertačná práca. Jihočeská Univerzita České Budějovice, Zemědělská Fakulta. theses.cz/id/nd6lth/downloadPraceContent\_adipldno\_12772
- Brooks, S., Stoneman, R., 1997: Conserving Bogs. The Management Handbook. The Stationery Office, Edinburgh, 286 pp.
- Bufková, I., Stíbal, F., Zelenková E., Juha, M., 2003: Program revitalizace šumavských mokřadů a rašelinistů. Závěrečná zpráva za rok 2003. Msc. Depon in Správa Národního parku a chráněné krajinné oblasti Šumava, Kašperské Hory.
- Čeřovský, J., Feráková, V., Holub, J., Maglocký, S., Procházka, F. et al., 1999: Červená kniha ohrozených a vzácných druhov rastlín a živočíchov SR a ČR. Díl 5. Vyššie rastliny. Příroda, a. s., Bratislava, 456 pp.
- Dammon, A.W.H., French, T.W., 1987: The Ecology of Peat Bogs of the Glaciated Northeastern United States, U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 85(7.16) Supt. of Documents, Washington D.C.
- David, S., 2001: Červený (ekozozologický) seznam vážek (Insecta: Odonata) Slovenska. In Baláž, D., Marhold, K., Urban, P. (eds), Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska, Ochr. Prír. 20 (Suppl.), 96-99.
- Dítě, D., 2007: Rastlinné spoločenstvá minerotrofných rašelinísk v tatranskej oblasti. (Msc.) Dizer. Pr., depon in: BÚ SAV, Bratislava, 52 pp. + prílohy.
- Dítě, D., 2010: Rašeliniská. In: Koutná, A., Chovancová, B., (eds.): Tatry, Příroda. Baset, Praha, p. 305-311.
- Dítě, D., Pukajová, D., 2004: Súčasný výskyt vzácných vyšších rastlín nelesných rašelinistných spoločenstiev v území Tatranského národného parku a jeho ochranného pásma. Štúdie o Tatranskom národnom parku, Tatranská Lomnica, 7(40): 263-272.
- Hájek, M., Háberová, I., 2001: *Scheuchzerietalia palustris* Nordhagen 1936. In: Valachovič, M. (ed.), Rastlinné spoločenstvá Slovenska 3. Vegetácia mokraďí. Veda, Bratislava, p. 277-296.
- Ivanov, K.E., 1981: Water movement in mirelands. Translated by Thomson, A. and Ingram, H.A.P. from Ivanov, K.E., 1975. Vodoobmen v bolotnykn landshaftakh. Academic Press, London.
- Jankovská, V., 1989: Historie Československých rašelinistů v pozdním glaciálu a v době poledové. Rašelinistě a jejich racionální využití, Dům techniky ČSVTS České Budějovice, p. 47-62.
- Jankovská, V., 1997: Počáteční vývoj rašelinistů České a Slovenské republiky a kryogenní jevy – fakta a úvahy. In: Baranec, T. (ed.) Flóra a vegetácia rašelinisk. Zborník z vedeckej konferencie Orava. SPU Nitra, p. 21-54.
- Joosten, H., Clarke, D., 2002: Wise use of mires and peatlands, International Mire Conservation Group and International Peat Society, Finland, <http://www.mirewiseuse.com>
- Joy, J., Pullin, A.S., 1999: Field studies on flooding and survival of overwintering large heath butterfly *Coenonympha tullia* larvae on Fenn's and Whixall Mosses in Shropshire and Wrexham, U.K. Ecological Entomology, 24: 426-431.
- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L., 2005: Ohrožený hmyz nelesných stanovišť: ochrana a management. Saggiaria, Olomouc, 127 pp.
- Lindholm, T., Heikkilä, R., 2005: Mires in Finland, their Utilization and Conservation. Stapfia 85, zugleich Kataloge der OÖ. Landesmuseen, Neue Serie, 35: 233-246.
- Lindsay, R., 1995: Bogs: The Ecology, Classification and Conservation of Ombrotrophic Mires. Scottish Natural Heritage, Battleby, 119 pp.
- Pakalne, M. (ed.), 2008: Mire conservation and management in especially protected nature areas in Latvia. Latvian Fund for Nature, 183 pp., [www.ldf.lv/upload\\_file/29137/Purvu\\_gramata.pdf](http://www.ldf.lv/upload_file/29137/Purvu_gramata.pdf)

- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minayeva, T., Silvius, M., Stringer, L. (eds), 2008: Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen.
- Patočka, J., Kulfan, J., Štrbová, E., 2009: Motýle (*Lepidoptera*) v európsky významných biotopoch Slovenska. Ústav ekológie lesa SAV, Zvolen, 99 pp.
- Quinty, F., Rochefort, L., 2003: Peatland Restoration Guide, second edition, draft. Canadian Sphagnum Peat Moss Association and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Quebec, QC.
- Rajtar, R., Krištín, A., Kulfan, J., Vavrová, Ľ., Krno, I., Bohuš, M., 2003: Druhové zloženie živočíchov. In Vicieníková, A., Polák, P. (eds.) Európsky významné biotopy na Slovensku. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica v spolupráci s DAPHNE – Inštitútom aplikovanej ekológie. 151 pp.
- Raučina, Š., Janota, D., 1963: Rašeliniská na Slovensku, ich využitie a ochrana. Čs. Ochr. Prír., Bratislava, 1: 17-53.
- Rochefort, L., Quinty, F., Campeau, S., Johnson, K., Malterer, T., 2003: North American approach to the restoration of Sphagnum dominated peatlands, *Wetlands ecology and management* 11: 3-20.
- Rowell, T., A., 1988: The peatland management handbook. (Ms.), unpublished, 110 pp.
- Sekulová, L., Hájek, M., Hájková, P., Mikulášková, E., Rozbrojová, Z., 2011: Alpine wetlands in the West Carpathians: vegetation survey and vegetation-environment relationships. *Preslia*, 83: 1–24.
- Sjörs, H., 1950: On the relation between vegetation and electrolytes in North Swedish mire waters. *Oikos*, 2: 241-258.
- Smolders, A.J.P., Thomassen, H.B.M., Van Mullekom, M., Lamers, L.P.M., Roelofs, J.G.M., 2003: Mechanisms involved in the re-establishment of Sphagnum-dominated vegetation in rewetted bog remnants, *Wetlands Ecology and Management* 11: 403-418.
- Stanová, V., 2000: Rašeliniská Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 194 pp.
- Stanová, V., 2002: Aktívne vrchoviská. In: Stanová, V., Valachovič M. (eds): Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, p. 67-68.
- Stanová, V., Valachovič, M. (eds), 2002: Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 225 pp.
- Šimová, P., Málková, P., Bejček, V., Šťastný, K., 2000: Ekologické nároky tetřívka obecného v Krušných horách a jeho management. In: Málková, P. (ed.), Sbor. příspěvků z mezinár. konf. Tetřevovití – Tetraonidae na přelomu tisíciletí. České Budějovice 24.-26. března 2000, p. 90-99.
- Šoltés, R., Hájek, M., Valachovič, M., 2001: *Oxycocco-Sphagnetes* Br.-Bl. et R. Tx. ex Westhoff et al. 1946. In: Valachovič, M (ed.), Rastlinné spoločenstvá Slovenska 3. Vegetácia mokradí. Veda, Bratislava, 277-296.
- Trnka, R., 1999: Ochrana biodiverzity rašelinísk v CHKO Horná Orava. Chránené územia Slovenska 39.
- Trnka, A., Karč, P., 2002: Tetrov obyčajný. In: Danko Š., Darolová E., Krištín A.: Rozšírenie vtákov na Slovensku. VEDA – vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied Bratislava, p. 220-222.
- Turutsky, M.R., Louis, V. St., 2006: Disturbance in boreal peatlands, In: Wieder, K., Vitt, D.H. (eds): Boreal peatlands ecosystems, Springer, p. 359-372.
- Vasander, H., Tuittilla, E.-S., Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M., Sallantausta, T., Heikkilä, R., Pitkanen, M.L., Laine, J., 2003: Status and restoration of peatlands in northern Europe, *Wetlands ecology and management* 11: 51-63
- Vicieníková, A., 2000: Ekologická charakteristika a klasifikácia vrchovísk. In: Stanová V. (ed.), Rašeliniská Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, p. 11-15.
- Vicieníková, A. (ed.), 2002: Svet rašelinísk – príručka pre učiteľov základných škôl. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava.
- Wheeler, G.D., Shaw, S.C., Fojt, W.J., Robertson, R.A. (eds.), 1995: Restoration of Temperate Wetlands. Wiley, Chichester, UK.
- Wheeler, B.D., Shaw, S.C., 1995: Restoration of Damaged Peatlands. University of Sheffield, 211 pp.
- Wojcik, L., Herbichowa, M., Potocka, J., 2005: Typological differentiation and status of Natura 2000 mire habitats in Poland. *Stapfia* 85, zugleich Kataloge der OÖ. Landesmuseen, Neue Serie, 35: 175-219.



# 8

## **Manažmentový model pre vysokobylinné spoločenstvá na vlhkých lúčkach (podzváz *Filipendulenion*)**

Dobromil Galvánek  
Richard Hrivnák  
Milan Janák

## 8. Vysokobylinné spoločenstvá na vlhkých lúkach



Vysokobylinné  
spoločenstvá  
s dominanciou druhu  
*Filipendula ulmaria*.  
Foto: J. Košťál

### Opis a definícia biotopu/biotopov

Jednotka zahŕňa vysokobylinné porasty s prevahou širokolistých, mohutných, konkurenčne silných bylín s občasným, nepravidelným, krátkodobým kosením alebo jeho absenciou. Zaraďujeme ich do podzväzu *Filipendulenion* (Lohmeyer in Oberdorfer et al. 1967) Balátová-Tuláčková 1978. Podľa dominantného druhu, túžobníka brestového (*Filipendula ulmaria*) ich nazývame aj túžobníkové lúky. Porasty sa vyskytujú na podobných stanovištiach ako je tomu v prípade spoločenstiev vlhkých lúk podzväzu *Calthenion*: v alúviách potokov a menších riek, v okolí svahových a podsvahových pramenísk, na hornom okraji litorálu prirodzených a antropogénnych vodných nádrží, okrajoch rašelinísk a pramenísk od kolínneho do montánneho stupňa. Výskyt v nižších a vyšších polohách je menej častý, niekedy nahradený inými typmi vegetácie (napr. vysokobylinnými spoločenstvami (sub)alpínskeho stupňa triedy *Mulgedio-Aconitetea*). Jednotka predstavuje náhradnú vegetáciu po podhorských až horských lužných lesoch. Pre existenciu tejto vegetácie je nevyhnutná dostatočná pôdna vlhkosť počas celého roka (v jarných mesiacoch znáša aj krátkodobé zaplavenie), stredné kolísanie vody v pôdnom profile, dostatočné množstvo živín v pôde a nepravidelné obhospodarovanie (aj jeho absencia). Niektoré typy v rámci tejto vegetácie sú výraznejšie viazané na prúdiacu vodu, ich výskyt je teda striktno viazaný na blízke okolie menších potokov a pramenísk. Ide zväčša o druhovo chudobné až stredne bohaté spoločenstvá s premenlivým druhovým zložením a výraznejšou dominanciou jedného či dvoch bylinných druhov. Druhová bohatosť a zloženie porastov sú závislé od ekologických podmienok prostredia a intenzity obhospodarovania resp. jeho absencie.

Porasty týchto spoločenstiev sú zväčša vysoké (viac ako 1 m), v závislosti od manažmentu jedno alebo viacvrstvé, s výraznou dominanciou niektorých vysokobylinných druhov. Medzi dominantné druhy spoločenstiev patria najmä *Filipendula ulmaria* (obr. hore), *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria*, *Mentha longifolia*, menej častými sú napr. *Carex buekii*. Druhové spektrum porastov formujú okrem už spomínaných dominant, najmä vlhkomilné lúčne druhy, akými sú napr. *Angelica palustris*, *Caltha palustris*, *Cirsium oleraceum*, *Equisetum palustre*, *Lathyrus pratensis*, *Myosotis palustris* agg., *Poa trivialis*. Okrem vlhkomilných lúčnych druhov sa na stavbe porastov podieľajú v závislosti od ekologických podmienok stanovišta aj ďalšie skupiny druhov: nitrofilné a synantropné (napr. *Galium rivale*, *Urtica dioica*), močiarne (napr. *Carex gracilis*, *C. paniculata*, *Phalaris arundinacea*), slatinné (*Carex flava* agg.) či prameniskové druhy (napr. *Cardamine amara*, *Chrysosplenium alternifolium*). Na suchších stanovištiach pristupujú viaceré mezofilné druhy ako napr. *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Poa pratensis* agg., v zatienennejších porastoch uzavretých lesnou vegetáciou lesné sciofyty (napr. *Stachys sylvatica*) a vo vyšších polohách horské a subalpínske druhy (napr. *Senecio subalpinus*). Prítomnosť plazivých druhov bylín a tráv a poschodia machorastov je podmienená nižšou zapojenosťou

vyšších bylinných poschodí a najmä nižším množstvom naakumulovanej fytohmoty na povrchu pôdy. Táto vplyvom nepravidelného kosenia či spásania resp. absenciou akéhokoľvek obhospodarovania môže byť prekážkou rozvoja nižších vrstiev vegetácie. Machorasty majú sporadický výskyt, častejšie ich nachádzame v prameniskových, slatinných a občasne kosených porastoch; najbežnejšími sú druhy ako *Brachythecium rivulare*, *Calliergonella cuspidata*, *Plagiomnium affine* agg.

### Celkové rozšírenie

Výskyt spoločenstiev je známy najmä zo strednej a západnej Európy, menej poznatkov o ich výskyte je z východnej a južnej časti. Vyskytujú sa v Nemecku (Rennwald 2000, Burkart et al. 2004), Poľsku (Matuszkiewicz 2008), Rakúsku (Ellmauer & Mucina in Mucina et al. 1993), Taliansku (Balátová-Tuláčková & Venanzoni 1990), v Českej republike (Hájková & Hájek 2007 in Chytrý 2007), na Ukrajine (Solomakha 1996), v Rumunsku (Coldea 1991), Chorvátsku (Šegulja 1977), Srbsku (Randjelović & Zlatković 1994) a v Bulharsku (Dimitrov 2001).

### Rozšírenie na Slovensku

Na Slovensku je výskyt vegetácie podzväzu *Filipendulenion* známy z väčšiny regiónov (Špániková 1983, Balátová-Tuláčková 1984, Hájková 2007); distribúcia výskytu je nerovnomerná, existujú regióny s množstvom údajov a naopak viaceré, s nedostatočnými alebo chýbajúcimi údajmi. Medzi územia s relatívne hojným a vzhľadom na rôzne typy tejto vegetácie pestrým výskytom patria Biele Karpaty, Slovenský kras, Poľana, Strážovské vrchy, Muránska planina, Liptovská kotlina či Orava (Ružičková 1986, Balátová-Tuláčková & Háberová 1996, Balátová-Tuláčková & Kontrišová 1999, Hájek 1998, Hájková et al. 2001, Hrivnák et al. 2004; cf. Hájková 2007).

### Charakteristika biotopu, ekológia a variabilita

Ekologické nároky spoločenstiev podzväzu *Filipendulenion* sú v mnohom totožné s nárokmi vlhkých lúk podzväzu *Calthenion*. Medzi spoločné znaky patrí predovšetkým dostatočné nasýtenie pôdneho profilu vodou a spôsob akým funguje vodný režim (viď príslušné kapitoly), či relatívne podobné nároky dotýkajúce sa trofie pôd. V oboch prípadoch existujú aj viaceré menšie či väčšie odlišnosti. Vodný režim je v priebehu roka mierne rozkolísanejší pri spoločenstvách podzväzu *Filipendulenion*. Rovnako obsah živín v pôde je častokrát vyšší a to najmä v najvrchnejšej vrstve pôdy (cf. Hájková 2007). Pôdna reakcia je mierne kyslá až mierne zásaditá, teda podobná pre obe skupiny spoločenstiev. Pôdy sú tiež viac-menej podobné, prevládajú minerálne pôdy, zatiaľ čo organozeme sú zriedkavé. Najvýraznejším faktorom formujúcim a zároveň odlišujúcim spomínané podzväzy je obhospodarovanie porastov a jeho intenzita. Zatiaľ čo v prípade podzväzu *Calthenion* je nevyhnutné pravidelné kosenie aspoň raz ročne, pre vegetáciu podzväzu *Filipendulenion* je typické nepravidelné kosenie, často jeho niekoľkoročná absencia, s následným hromadením biomasy na povrchu pôdy. Tento stav vyhovuje konkurenčne silným a fyziognomicky nápadným druhom, ktoré potom potláčajú ostatné druhy a akcelerujú proces hromadenia biomasy (obr. 1). Dlhoročná absencia hospodárenia znamená postupnú sukcesiu smerom ku krovinám a lesným porastom (cf. Hájková 2007).

Vegetácia podzväzu *Filipendulenion* je známa výskytom viacerých ohrozených druhov flóry Slovenska, medzi ktoré patria napríklad *Carex buekii*, *C. paniculata*, *Gladiolus palustris*, *Iris sibirica*, *Trollius europaeus*.

Syntaxonomické postavenie vegetácie spoločenstiev zväzu *Calthion* Tüxen 1937 a teda oboch podzväzov *Calthenion* aj *Filipendulenion* je do značnej miery možné charakterizovať podobne. Nasledovná charakteristika je rovnaká pre obe skupiny vlhkomilnej lúčnej vegetácie. Podzväz *Filipendulenion* (podobne ako v prípade podzväzu *Calthenion*) je/bol akceptovaný vo viacerých národných prehľadoch vegetácie Európy, napr. v Rakúsku (Ellmauer & Mucina in Mucina et al. 1993), v Českej republike (Balátová-Tuláčková 1984), na Slovensku (Mucina & Maglocký 1983). Na druhej strane, vo viacerých krajinách je v rámci vlhkých lúk akceptovaný len zväz *Calthion palustris*, bez vnútorného členenia na podzväzy *Calthenion* a *Filipendulenion*, napr. v Poľsku (Matuszkiewicz 2008). Predošlé prístupy deliace tento typ vegetácie na dva podzväzy sa v niektorých krajinách na základe analýzy vegetačných údajov zmenili



**Obr. 1.** Porasty podzväzu *Filipendulenion* na Podpoľaní.  
Foto: K. Ujházy

a v súčasnosti je akceptovaný jediný zväz. Tak je tomu i v prípade Českej republiky (Hájková & Hájek 2007 in Chytrý 2007) a Slovenska (Hájková 2007, Jarolímek et al. 2008). S touto klasifikáciou sa stotožňujeme, ale pre účely tejto práce sme sa rozhodli nateraz akceptovať delenie na spomínané podzväzy. Súvisí to najmä s tým, že podzväzy sa líšia v nárokoch na manažment a navyše vysokobylinné spoločenstvá podzväzu *Filipendulenion* sú zaradené medzi biotopy európskeho významu, na rozdiel od podmáčaných lúk podzväzu *Calthenion*.

V rámci Katalógu biotopov Slovenska (Stanová & Valachovič 2002) je uvedený samostatný biotop Lk5 Vysokobylinné spoločenstvá na vlhkých lúkach, ktorý obsahovo odpovedá podzväzu *Filipendulenion*. Je súčasťou širšie vymedzeného biotopu európskeho významu 6430 Hygrophilous tall-herb fringe communities of plains and of the montane to alpine belts.

V rámci podzväzu *Filipendulenion* je z územia Slovenska uvádzaných 6 asociácií: *Filipendulo ulmariae-Caricetum buekii*, *Filipendulo ulmariae-Geranietum palustris*, *Chaerophyllo hirsuti-Filipenduletum ulmariae*, *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum ulmariae*, *Filipendulo ulmariae-Menthetum longifoliae*, *Junco inflexi-Menthetum longifoliae* (cf. Mucina & Maglocký 1983, Hájková 2007). Viaceré v minulosti uvádzané spoločenstvá sa v analýze zápisového materiálu zo Slovenska nevylišili a boli zahrnuté do skôr opísaných jednotiek alebo stotožnené s inými (napr. *Iridetum sibiricae*, *Lythro-Filipenduletum ulmariae*). Spoločenstvá *Filipendulo ulmariae-Caricetum buekii* a *Filipendulo ulmariae-Menthetum longifoliae* boli opísané z územia Slovenska, zo Slovenského krasu a západného Slovenska (Háberová 1978, Zlinská 1989).

### Ohrozenia

#### Zanechanie využívania

Hoci sú vysokobylinné spoločenstvá vlhkých lúk často iba sporadicky obhospodarované, prípadne nie sú obhospodarované vôbec, ohrozujú ich procesy sekundárnej sukcesie. Ak sa v ich poraste uchytiť dreviny, proces ich zarastania môže byť veľmi rýchly (Ujházy 2003). Nástup je však často blokován práve vysokými bylinami, ktoré v biotope dominujú a konkurujú semenáčikom drevín do tej miery, že neumožnia ich uchytenie a rast.

Vlhké lúky (podzväz *Calthenion*) sú v podhorských a horských oblastiach v súčasnosti obhospodarované nedostatočne. Z krátkodobého hľadiska to môže spôsobiť zväčšenie rozlohy biotopu túžobníkových porastov podzväzu *Filipendulenion*, ktoré predstavujú sukcesne nadväzujúci vegetačný typ pri absencii obhospodarovania. Z dlhodobého hľadiska je to však ohrozujúce (obr. 2).



**Obr. 2.** Biotop vysokobylinných spoločenstiev podzväzu *Filipendulenion* sa vytvára na miestach vlhkých lúk, kde došlo k zanechaniu hospodárenia (Kubíková, Kysucká vrchovina).  
Foto: D. Dítě

### Plošné zmeny krajiny

Vlhké lúky sa v podhorských oblastiach všeobecne vyskytujú zvyčajne v menších fragmentoch, ktoré veľmi citlivo reagujú na plošné zmeny využívania krajiny. Zmeny okolitej krajiny, napr. veľkoplošné odvodnenie veľmi negatívne ovplyvnili aj tento biotop a na mnohých lokalitách spôsobili jeho premenu na intenzívne využívané porasty, prípadne nepriamo ovplyvnili jeho druhové zloženie, v ktorom sa potom výraznejšie uplatňujú druhy mezofilných lúk, prípadne až ruderalne druhy.

### Odvodnenie

Príame odvodnenie biotopu môže znamenať jeho postupnú úplnú likvidáciu alebo premenu na iné typy biotopov. V minulosti sa takto zničili pomerne veľké plochy vlhkých lúk v podhorských a horských oblastiach, dnes je už takéto odvodňovanie vzácnejšie. Známe sú iba lokálne zásahy v niektorých územiach, kde sa ešte udržalo tradičné obhospodarovanie a kde sa takto drobní vlastníci snažia vylepšiť produkčnú hodnotu svojich pozemkov, napríklad na Kysuciach.

### Nevhodné spôsoby využívania

Biotop si vyžaduje iba veľmi extenzívne využitie a v niektorých prípadoch je dokonca schopný aj dlhodobo prežívať bez využívania (Hájková 2007). Veľmi citlivo preto reaguje na nevhodné alebo príliš intenzívne využitie. Problémom môže byť najmä pastva, ktorá spôsobuje poškodenie pôdneho krytu a podporuje šírenie burín do porastov biotopu. Hospodárske zvieratá pritom nie sú, s výnimkou koní, schopné spásť vysoké porasty bylín a spôsobia skôr jeho zošľapanie, ako spasenie.

Ohrozením môže byť aj príliš časté kosenie alebo mulčovanie. To môže mať pozitívny vplyv na biodiverzitu, ale z pohľadu biotopu paradoxne výrazne oslabuje najmä bylinné dominanty porastov, ktorým sa kosením alebo mulčovaním odoberá ich pomerne veľká časť v porovnaní s nízkymi bylinami.

## Manažment

### Všeobecné odporúčania

Vysokobylinné spoločenstvá na vlhkých lúkach sú biotopom na prechode medzi vlhkomilnými krovínami a lúčnymi spoločenstvami. Udržia sa iba na miestach, kde dochádza k občasnému extenzívnemu obhospodarovaniu. Najvhodnejšie je najmä občasné kosenie, prípadne mulčovanie, pastva je v tomto type biotopu vyslovene nevhodná.

Významným faktorom je tiež trvalé podmáčanie pôdneho profilu, preto je potrebné zabezpečiť na lokalitách biotopu dlhodobu vhodnú hydrologický režim. Optimálne je do existujúceho vodného režimu vyhovujúcemu tomuto typu vegetácie nijako nezasahovať.

### Aktívny manažment

#### Kosenie

Skúsenosti s manažmentom biotopu naznačujú, že občasné kosenie je najvhodnejším spôsobom udržiavania biotopu. Niektoré porasty biotopu však dokážu dlhodobu pretrvať aj bez kosenia, lebo ich výskyt je podmienený najmä hydrologickými podmienkami.

Nie sú nám známe žiadne práce, ktoré by experimentálne stanovili vhodnú intenzitu kosenia porastov biotopu. Háková et al. (2004) udávajú vo svojom manuáli ako minimálny interval kosenie raz za 3–5 rokov. Ak je kosenie menej časté, je potrebné pravidelne odstraňovať prípadný nálet. Háková et al. (2004) odporúčajú interval raz za 10 rokov.

Pri kosení je veľmi dôležitý tiež spôsob akým sa vykonáva. Vzhľadom na to, že pôdny profil je väčšinu roka nasýtený podzemnou vodou, najvhodnejšie je porasty kosiť ručne alebo ľahkou samohybnou technikou. Pri takomto spôsobe nedochádza k stláčaniu pôdy a poškodeniu pôdneho a vegetačného krytu. Avšak takýto spôsob využitia je pomerne nákladný a preto najmä v prípadoch, keď lokality nie sú zaradené do agro-environmentálnych schém, je možné akceptovať aj kosenie bežnou, ťažšou technikou. Je to však prijateľné iba v suchom období, aby sa zabránilo tvorbe rýh v pôde a zhutneniu pôdy. Ak je vlhké počasie, je lepšie sa kosbe ťažkou technikou v danom roku úplne vyhnúť.

Dôležitý môže byť aj termín kosenia. Háková et al. (2004) odporúčajú kosenie koncom leta (august-september). Pri sporadickom kosení raz za niekoľko rokov však termín nehrá až takú významnú úlohu.

Pre porasty biotopu je veľmi vhodné aj mozaikové kosenie, keď sa každý rok odkosí iná menšia časť biotopu. Polohu kosenej plochy je potrebné každý rok striedať, aby sa počas niekoľkoročnej rotácie pokosila aspoň jedenkrát každá časť.

#### Pastva

Pastva je pre tento typ biotopu vyslovene nevhodná (Háková et al. 2004, Mládek & Hejzman 2006). Dôvody súvisia jednak s veterinárnou ochranou zvierat (početný výskyt parazitov vo vlhkom prostredí), ako aj s potrebou ochrániť pôdu nasýtenú podzemnou vodou pred nadmerným zošľapávaním. Navyše pasúce sa zvieratá nie sú schopné s výnimkou koní konzumovať vysoké byliny a porast iba zošľapú. Môžu potom spôsobiť jeho následnú ruderalizáciu a eutrofizáciu.

#### Mulčovanie

Poznanky o vplyve mulčovania na biotop absentujú, dá sa však predpokladať, že občasné mulčovanie v intervale približne raz za 5 rokov by mohlo byť akceptovateľným spôsobom udržiavania biotopu. Takéto mulčovanie by zabraňovalo šíreniu drevín do biotopu a zároveň by vzhľadom na pomerne dlhý interval medzi zásahmi nemuselo významným spôsobom negatívne ovplyvniť dominantné byliny biotopu. Biotop je relatívne tolerantný aj k zvýšenému obsahu živín v pôde, ktorý by mulčovanie mohlo spôsobiť. Najväčším problémom by mohol byť negatívny mechanický vplyv posekanej biomasy na rozvoj vegetácie, keďže biotop sa vyznačuje vysokou produkciou nadzemnej biomasy.

#### Hnojenie

Hnojenie vlhkých lúk sa všeobecne neodporúča vzhľadom na fakt, že vo vlhkom prostredí sa dodatočne hnojivá dokážu veľmi rýchlo využiť a môžu spôsobiť pokles druhového bohatstva a podporiť niektoré ruderalne druhy, prípadne druhy typické pre eutrofné stanovištia. Navyše hrozí aj prenikanie hnojív do podzemných alebo povrchových vôd. Hnojenie vlhkých lúk vylučuje aj agro-environmentálny program.

Porasty biotopu sa pomerne často vyskytujú aj v lokalitách so zvýšeným obsahom živín v pôde (Hájková 2007) a pomerne často tvoria lem mokraďových biotopov obklopených intenzívne využívanou poľnohospodárskou krajinou, kde pôsobia ako prirodzená nárazníková zóna.

### Obnovný manažment

#### Obnova lokalít zarastených drevinami

Biotop je len veľmi zriedka cieľový pre obnovný manažment, najmä pre odstraňovanie náletu. To sa skôr sústreďuje na vzácnejšie biotopy, napríklad slatiny, s ktorými môže byť v kontakte. To však neznamená, že si takéto zásah biotopu niekedy nevyžaduje.

Na odstraňovanie drevín sa najčastejšie využívajú ručné výrubky pomocou motorovej píly. Dôležité je zrezávanie pňov tesne pri povrchu, aby sa umožnilo následné kosenie prípadne mulčovanie. Odstraňovanie drevín v biotope treba zvažovať veľmi citlivo. Po výrube totiž často dochádza k masívnemu vymladzovaniu výhonkov z pňov vyrúbaných drevín a je potrebné lokalitu v nasledujúcich rokoch pravidelne obhospodarovať. Riešením môže byť ošetrovanie rezov na drevinách herbicídmi. Pri aplikácii herbicídu je potrebné postupovať opatrne a zabrániť jeho úniku do pôdy a podzemnej vody.

Na odstránenie drevín, pokiaľ ide o tenšie kmene (priemer do cca 8 cm) je možné využiť aj mulčovač na ľahkom traktore s prídavnými kolesami. Nevýhodou je fakt, že po takomto mulčovaní zostane na zemi veľké množstvo biomasy, ktorá relatívne dlhé obdobie po obnove môže limitovať rozvoj vegetácie.

Pri odstraňovaní väčšieho množstva drevín vzniká problém aj s likvidáciou vyrúbanej biomasy. Ideálne je jej odstránenie z lokality a využitie napr. na štiepku. Na veľkých lokalitách je to však často veľmi problematické, akceptovateľné je preto aj jej spálenie na vhodnom mieste, ktoré je potrebné vybrať, pokiaľ je to možné, v menej hodnotnej časti lokality.

#### Obnova hydrologických podmienok na lokalite

Zmena hydrologických pomerov na lokalitách môže veľmi negatívne ovplyvniť biotop a v konečnom dôsledku spôsobiť nástup ruderálnych druhov, ktoré už nelimituje vysoká vlhkosť stanovišťa. Obnova hydrologických pomerov na lokalitách biotopu môže byť preto veľmi významným obnovným opatrením.

Samotné zlepšenie hydrologického režimu však nemusí byť dostatočné najmä v prípadoch, keď na lokalite došlo k výrazným zmenám stanovišťa (Klimkowska et al. 2007). Obmedzujúci môže byť najmä nedostatok diaspór pôvodných druhov v semennej banke, prípadne v okolí, ak už degradácia biotopu pokročila výraznejšie.

#### Obnova biotopu po jeho zničení

V situáciách, keď došlo k zničeniu biotopu, sa dá tiež zvažovať jeho obnova. Na Slovensku nie sú zatiaľ s takýmto typom obnovy v porastoch podzväzu *Filipendulenion* skúsenosti; v Rakúsku sa však v rámci kompenzačných opatrení obnovujú aj takéto typy lúk. Pri vlhkých lúkach sa ako vhodné metódy javia najmä prenos sena zo zdrojových lúk, prenos drnov zo zdrojových lúk a tiež využitie lokálnych semenných zmesí (Krautzer et al. 2010). Tieto metódy majú slúžiť na prekonanie nedostatku diaspór cieľových druhov na obnovovanej lokalite.

### Iné vhodné postupy

#### Oplocovanie biotopu

Biotop sa pomerne často vyskytuje v okolí menších pramenísk alebo malých vodných tokov v rámci väčších pasienkových komplexov. Ako sme už upozornili v predošlom texte, pastva v biotope sa neodporúča. Preto je veľmi vhodné na pasienkoch ochrániť biotop pomocou drevených oplotení. Osvedče-

né sú najmä ohrady z nahrubo otesaných kmeňov, ktoré sú jednoducho konštruovateľné a nenáročné na údržbu.

Ak voda z prameniska slúži na napájanie hospodárskych zvierat, je tiež potrebné smerovať časť vody z prameniska na suchšiu časť pasienka a napájadlá umiestniť mimo vlhkomilnej vegetácie; zabráni sa tak jej zničeniu, ako aj nepriamemu ovplyvneniu vodného režimu.

### Nároky druhov, ktoré závisia na biotope

Väčšina druhov živočíchov, ktoré nachádzame v biotope vysokobylinných spoločenstiev na vlhkých lúčach podzväzu *Filipendulenion* obýva aj príbuzný biotop podmáčaných lúč horských a podhorských oblastí podzväzu *Calthenion*. Indikačnými druhmi motýľov tohto biotopu sú napr. *Stigmella ulmariae*, *Monochroa lutulentella* (živnou rastlinou je *Filipendula ulmaria*), *Phlyctaenia perucidalis* (na *Cirsium oleraceum*), *Psammotis pulveralis* (na *Mentha* spp.), *Monochroa conspersella* a *Anticollix sparsata* (na *Lysimachia* spp.), *Opostega auritella* (na *Caltha* spp.), *Aricia eumedon* (na *Geranium* spp.), *Lycaena hippothoe* (obr. 3, na *Rumex acetosa*) a ďalšie (Patočka et al. 2009). K významnejším druhom patria napr. druhy európskeho významu ohniváčik veľký (*Lycaena dispar*), mlynárik východný (*Leptidea morsei*), hnedáčik čermeľový (*Melitaea diamina*) – druh národného významu a perlovec krvavcový (*Brenthis ino*, obr. 4).

Perlovec krvavcový (*Brenthis ino*) je viazaný na vlhké a mezofilné lúky, prameniská, v chladnejších oblastiach tiež na rašeliniská, porasty v okolí potokov v hlbokých horských dolinách a pod. Na Slovensku sa vyskytuje najmä v severnejších a chladnejších oblastiach. Obýva vhodné biotopy vo všetkých vyšších horstvách Slovenska – Malá a Veľká Fatra, Vysoké a Nízke Tatry, Slovenské Rudohorie, Slovenský raj, a tiež komplexy rašelinísk na Orave, Liptove a Spiši. V nižších a teplejších pohoriach sa recentne vyskytuje v Bielych Karpatoch a Slovenskom krase. Na lokalitách výskytu v chladnejších oblastiach býva zvyčajne hojný. Je to jednogeneračný motýľ, imága lietajú v júni až júli. Ako živná rastlina húseníc sa uvádza túžobník brestový (*Filipendula ulmaria*), je však isté, že na našom území prebieha vývoj húseníc i na ďalších, doposiaľ nezistených rastlinách, pretože sa vyskytuje aj na lokalitách, kde túžobník brestový (*Filipendula ulmaria*) nerastie. Húsenice sa vyskytujú na živnej rastline jednotlivo. Žerú prevažne v noci, za zamračeného počasia i vo dne ([http://www.lepidoptera.sk/docs/brenthis\\_ino.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/brenthis_ino.html)). Druhu pravdepodobne vyhovuje veľmi málo intenzívne obhospodarovanie vlhkých podhorských a horských lúč, ktoré spôsobuje nástup jeho živnej rastliny túžobníka brestového. Tam, kde je nutné intenzívnejšie kosenie porastov (napr. kvôli iným druhom vyžadujúcim si takýto manažment) sa odporúča uplatňovať mozaikové kosenie s ponechaním okrajov, pruhov alebo plôch s vyššou vegetáciou (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=41>).

Podobné topické nároky ako perlovec krvavcový má aj hnedáčik čermeľový (*Melitaea diamina*). Je to jednogeneračný motýľ, imága lietajú v období od mája do augusta, podľa polohy a miesta, najčastejšie v júni – júli. Samičky kladú vajíčka v kôpkach na listy živnej rastliny, ktorou je u nás najmä valeriana



**Obr. 3.** Ohniváčik štiavový (*Lycaena hippothoe*) sa viaže na spoločenstvá vysokobylinných podmáčaných lúč (úhorov) s výskytom štiavu lúčneho, ktorý je živnou rastlinou jeho húseníc. Foto: H. Kalivoda



**Obr. 4.** Perlovec krvavcový (*Brenthis ino*) sa hojne vyskytuje v rôznych typoch vlhkých travinno-bylinných porastov vo všetkých vyšších pohoriach Slovenska. Foto: H. Kalivoda



dvojdomá (*Valeriana dioica*). Vyskytuje sa, podobne ako perlovec krvavcový, najmä v chladnejších oblastiach súvislých vyšších horských celkov stredného a východného Slovenska (Orava, Liptov a Spiš), kde je miestami aj lokálne hojný. V nižších horských polohách (Malé Karpaty, Strážovské vrchy) je jeho výskyt mimoriadne lokálny a sporadický. V týchto, pre druh hraničných podmienkach neraz vytvára mikropopulácie, ktoré prežívajú na niekoľkých desiatkach metrov štvorcových vhodných plôch [http://www.lepidoptera.sk/docs/melitaea\\_diamina.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/melitaea_diamina.html)). Druh v minulosti utrpel najmä odovodňovaním vlhkých lúk (rekultivácie) a zalesňovaním. V súčasnosti druh ohrozuje najmä sukcesia drevín. Manažment lokalít musí byť preto založený na tradičnom extenzívnom obhospodarovaní a zabraňovaní sukcesným zmenám: odstraňovanie drevín, rotačná mozaiková kosba a predovšetkým zrušenie melioračných drenáží (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=51>).

Na biotop podhorských a horských vlhkých lúk s výskytom viky vtácej (*Vicia cracca*) sa viaže tiež tzv. mezofilná populácia mlynárika východného (*Leptidea morsei*, obr. 5). Hoci väzba druhu na tento biotop nie je jasne vyhranená, opisy lokalít mlynárika východného zo severného Slovenska (Slovenský raj, Nízke Tatry, Kozie chrbty) sa najviac približujú práve spoločenstvám asociácie *Chaeropyllo hirsuti-Filipenduletum ulmariae* Niemann et al. 1973 zaraďovanej do podzväzu *Filipendulenion*. Tieto lokality tvoria v súčasnosti posledné refúgiá tohto európsky významného druhu na Slovensku, po tom čo zanikla xerofilná populácia druhu viazaná na biotop subxerofilných lúk a pasienkov (zväz *Bromion*) ([http://www.lepidoptera.sk/docs/leptidea\\_morsei.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/leptidea_morsei.html)). V susednej Českej republike sa druh považuje za vyhynutý (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=136>). Horské populácie mlynárika východného sú jednogeneračné (máj – jún), pričom nie je vylúčená možnosť výskytu druhej čiastočnej generácie v priaznivých rokoch. Samičky týchto populácií kladú vajíčka na viku vtáču (*Vicia cracca*), pričom vyhľadávajú rastliny na chránených miestach rastúce na okraji lesa. Prezimuje v štádiu kukly, ktorá je pripevnená na živnej rastline. Druh vytvára uzavreté populácie. Je to pomalý letec, výrazne heliofilný, otvoreným plochám sa vyslovne vyhýba. Samce často sajú na vlhkej pôde ([http://www.lepidoptera.sk/docs/leptidea\\_morsei.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/leptidea_morsei.html)). Vzhľadom na nedostatočné poznanie ekológie druhu je obtiažne stanoviť optimálny manažment biotopov. Druhu vyhovujú zatienené miesta s častými ekotónmi lesa a vlhkých lúk. Ako vhodný manažment je možné preto odporúčať mozaikové rotačné kosenie vlhkých lúk raz za niekoľko rokov na začiatku doby letu imág s ponechávaním okrajov plôch s výskytom živnej rastliny (najmä na ekotónoch) nepokosených. Neskoršie kosenie nie je vhodné, pretože by sa ním znížili znášky vajíčok na živných rastlinách.

Na zošľapávaných, mierne ruderalizovaných porastoch vysokobylinných spoločenstiev vlhkých lúk, napr. pri narušení pastvou, sa vyskytujú rôzne druhy širokolistých štiavcov. Tie sú živnou rastlinou húseníc európsky významného ohniváčika veľkého (*Lycaena dispar*) (najmä *Rumex obtusifolius*, tiež *R. crispus*, *R. hydrolapathum*). Motýľ má počas roka dve generácie (apríl – jún a júl – september). Mladé húsenice vyžierajú spodnú stranu listu živnej rastliny. Dospelá húsenica sa cez deň ukrýva na prízemnej časti rastliny. Kuklí sa na rastline alebo pri zemi (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=24>). Z hľadiska ochrany druhu je pri kosení potrebné na lokalitách kde sa vyskytuje zachovávať porasty štiavcov v dostatočnom množstve. Okrem nevhodného termínu kosenia môže byť druh na lokalitách ohrozovaný aj zmenami vodného režimu, sukcesiou (zarastaním krovínami a náletom), plošnou kosbou bez ponechania nepokosených enkláv. Ako vhodný manažment sa pre tento typ biotopu javí mozaiková kosba s ponechávaním aspoň 25% plochy nepokosenej. Preferovaná by mala byť jesenná kosba, pokiaľ možno lištovými



**Obr. 5.** Európsky významný mlynárik východný (*Leptidea morsei*) vytváral na Slovensku dve ekologicky odlišné populácie. Kým xerofilná populácia viazaná na xerotermy Malých Karpát a Slovenského krasu je viac rokov nezvestná, mezofilná populácia známa z podhorských vlhkých lúk pohorí severného Slovenska je stále vitálna. Foto: Ľ. Vítaz

kosačkami. Je nutné zamedziť zarastaniu náletovými drevinami a zmenám vodného režimu, chemickému ošetrovaniu porastov a tiež niektorým nežiaducim mechanickým zásahom (Marhoul & Turoňová 2008).

Ohniváček štiavový (*Lycaena hippothoe*) je jedno-generačný motýľ. Imága sa vyskytujú od konca mája až do začiatku augusta. Niekedy sa objavuje aj druhá generácia na konci augusta – v septembri. Živnou rastlinou húseníc je štiav lúčny (*Rumex acetosa*, syn. *Acetosa pratensis*). Vytvára uzavreté, často veľmi početné populácie. Motýle sa zdržujú na vegetácii vysokej cca 50-100 cm, ich aktivita závisí najmä na počasí, nápadné sú zmeny správania v priebehu dňa. Samce si obhajujú svoje teritóriá a na nich vyčkávajú na samice. Teritóriá sú umiestnené na miestach s najväčšou hustotou nektáronosných rastlín. Druh ohrozuje sukcesia, ako aj zalesňovanie lúk, intenzívna pas-tva, hnojenie a celoplošná kosba lúk v dobe letu imág (nedostatok zdrojov nektáru). Preto sa odporúča biotopy vysokobylinných spoločenstiev vlhkých lúk s výskytom ohniváčka štiavového kosiť na jeseň alebo mozaikovito na začiatku doby letu imág. Neskoršie kosenie je opäť nevhodné, pretože by sa ním zničili znášky vajčiek na horných častiach živných rastlín (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=74>).



**Obr. 6.** Svrčiak zelenkavý (*Locustella naevia*) je obyvateľom podmáčaných lúk od nížin až po podhorské oblasti. Jeho prítomnosť prezradí najčastejšie spev samca, pripomínajúci cvrlikanie lúčnych koníkov.

Foto: R. Jureček

Zo stavovcov sa v biotope vysokobylinných spoločenstiev vlhkých lúk vyskytujú napr. kunka žltobruchá (*Bombina variegata*), užovka obojková (*Natrix natrix*), chrapkáč poľný (*Crex crex*), svrčiak zelenkavý (*Locustella naevia*), trsteniarik spevavý (*Acrocephalus palustris*), dulovnica menšia (*Neomys anomalus*) a dulovnica väčšia (*Neomys fodiens*).

Kunka žltobruchá (*Bombina variegata*) je druhom európskeho významu. Na lúkach, ktoré sa nachádzajú v bezprostrednej blízkosti miest jej rozmnožovania je vhodné využívať ručné kosenie. Na kosenie vzdialenejších porastov (do 200 m) je nutné používať vysoko nastaviteľnú lištu – najlepšie na 15 cm, a to predovšetkým vtedy, ak sa má kosenie realizovať po daždi alebo počas daždivého obdobia. Lepšie je však v takom období kosenie odložiť. Pri mechanizovanom kosení nie je vhodné používanie bubnových kosačiek (Marhoul & Turoňová 2008), ktoré sekajú porast tesne nad povrchom pôdy a ich negatívny vplyv na živočíchy je teda oveľa väčší ako pri použití lištovej kosačky (Konvička et al. 2005).

Občasné kosenie raz za 3 – 5 rokov na konci leta (august – september) tak ako ho odporúčajú pre tento typ biotopu Háková et al. (2004) je vhodné aj z hľadiska druhov vtákov hniezdiacich na vlhkých lúkach, ako sú napr. chrapkáč poľný (*Crex crex*), svrčiak zelenkavý (*Locustella naevia*, obr. 6), trsteniarik spevavý (*Acrocephalus palustris*) a ďalšie. Pri strojovom kosení sa okrem toho na ochranu vtákov uplatňuje kosenie od stredu kosenej plochy k okrajom, prípadne kosenie v pásoch, ktoré má preukázateľne pozitívny vplyv na zníženie mortality vtákov pri kosení. Aj z hľadiska vtákov je pri kosení lúk vhodné ponechať časť plochy nepokosenú a pokosiť ju až v nasledujúcom roku. Preto, ak je to realizovateľné vzhľadom na veľkosť plochy, je vhodné obhospodarovanú plochu rozdeliť na niekoľko častí a každoročne pokosiť inú časť plochy (mozaikové, rotačné kosenie).

### Finančné nároky a možné zdroje financovania

Na financovanie obhospodarovania vlhkých lúk je možné využiť bežné poľnohospodárske dotácie, ktoré financujú dva hlavné európske fondy Európsky poľnohospodársky záručný fond (EPZF) a Európsky poľnohospodársky fond pre rozvoj vidieka (EPFRV). Viac na [www.mpsr.sk](http://www.mpsr.sk).

Zaradenie biotopu do bežného poľnohospodárskeho využívania je však potrebné veľmi zvažovať. Systém poľnohospodárskych podpôr totiž vyžaduje, aby bol biotop využívaný každoročne, čo môže byť pre tento biotop nevhodné a môže spôsobovať jeho postupnú zmenu na spoločenstvá vlhkých lúk z podzväzu *Calthenion*. Fakt, že mnohé lokality, na ktoré sa využívali poľnohospodárske dotácie, boli doposiaľ využívané pomerne nepravidelne (a teda vhodným spôsobom pre biotop), je najmä výsledkom nedostatočnej kontroly dotácií. Kontrola sa však stále sprísňuje a dá sa očakávať, že takýto spôsob obhospodarovania už nebude akceptovateľný v budúcnosti.

Na obnovu biotopu sa dajú využiť najmä nepravidelné projektové zdroje, prípadne zdroje z kompenzačných opatrení pri zničení biotopov. Z projektových zdrojov môžeme spomenúť napríklad projekty LIFE+ alebo Environmentálny fond.

Náklady na odstraňovanie náletu zo zarastených porastov sú dosť variabilné a závisia od mnohých faktorov napr. dostupnosti plôch, typu a miery náletu, možnosti využitia vyrúbaných drevín. Pri realizácii obnovných opatrení v rámci projektu UNDP/GEF na Belianskych lúkach sa pohybovali pri odstraňovaní náletu v podobnom type biotopu náklady na úrovni cca 700-800 EUR/ha (roky 2008–09).

### Literatúra

- Balátová-Tuláčková, E., 1984: *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937. In: Rybníček, K., Balátová-Tuláčková, E., Neuhausl, R., Přehled rostlinných společenstev rašeliníšť a mokřadních luk Československa. Stud. Českoslov. Akad. Věd, Praha, 8: 84-113.
- Balátová-Tuláčková, E., Venanzoni, R., 1990: Beitrag zur Kenntnis der Naß- und Feuchtwiesen in der montanen Stufe der Provinz Bozen (Bolzano), Italien. *Tuexenia* 10: 153-171.
- Balátová-Tuláčková, E., Háberová, I., 1996: Feuchtwiesen des Landschaftsschutzgebietes Slovenský kras (SO Slowakei). *Tüxenia*, 16: 227-250.
- Balátová-Tuláčková, E., Kontrišová, O., 1999: Quell-, Wiesen- und Hochstauden-Gesellschaften der Ordnung *Molinietalia* im Landschaftsschutzgebiet und Biosphärenreservat Poľana (Zentralslowakei). *Tüxenia*, 19: 351-392.
- Burkart, M., Dierschke, H., Hölzel, N., Nowak, B., Fartmann, T., 2004: Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 9. *Molinio-Arrhenatheretea* (E 1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: *Molinietalia*. Futter- und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht *Molinio-Arrhenatheretea*. Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft, Göttingen.
- Coldea, G., 1991: Prodrome des associations végétales des Carpates du sud-est (Carpates roumaines). *Doc. Phytosoc., N. S.* 13: 317-540.
- Dimitrov, M., 2001: Sintaksonomičen analiz na trevnata rastitelnost na teritorijata na UOGS „Jundola“. In: Temniskova, E. (ed.), Trudove na šestata nacionalna konferencija po botanika, Sofia University „St. Kliment Ochridski“ Press, Sofia, p. 263-276.
- Háberová, I., 1978: Rastlinné spoločenstvá alúvií Silickej planiny. *Acta Bot. Slov., ser. A.*, Bratislava, 4: 123-135.
- Hájek, M., 1998: Mokřadní vegetace Bílých Karpat. *Sborn. Přírodověd. Klubu Uherské Hradiště, Suppl.* 4: 1-158.
- Hájková, P., 2007: *Calthion palustris* Tüxen 1937. In: Janišová, M. (ed.), Travnobylinná vegetácia Slovenska – elektronický expertný systém na identifikáciu syntaxónov. Botanický ústav SAV, p. 134-162.
- Hájková, P., Hájek, M., Smatanová, J., 2001: Nelesní mokřadní vegetace Strážovských vrchů. *Ochr. Prír., Banská Bystrica*, 19: 25-46.
- Háková, A., Kladišová, A., Sádlo, J., 2004: Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000. *PLANETA XII*, 3/2004 – druhá část, MŽP ČR, Praha.
- Hrivnák, R., Kliment, J., Kochjarová, J., Bernátová, D., Blanár, D., Hájek, M., Hájková, P., Jarolímek, I., Uhlárová, E., Ujházy, K., Valachovič, M., Zaliberová, M., 2004: Přehled rostlinných společenstiev uvádzaných z Muránskej planiny a bezprostredne susediacich území. *Reussia, Revúca, Suppl.* 1: 191-214.

- Chytrý, M., 2007: Vegetace České republiky 1. Travná a keříčková vegetace. Academia, Praha.
- Janišová, M., 2007: Travnobylinná vegetácia Slovenska – elektronický expertný systém na identifikáciu syntaxónov. Botanický ústav SAV, Bratislava.
- Jarolímek, I., Šibík, J., Hegedúšová, K., Janišová, M., Kliment, J., Kučera, P., Májeková, J., Michalková, J., Sadloňová, J., Šibíková, I., Škodová, I., Uhlířová, J., Ujházy, K., Ujházyová, M., Valachovič, M., Zaliberová, M., 2008: A List of vegetation units of Slovakia. In: Jarolímek, I. (ed.), Diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Slovakia. Veda, Bratislava, p. 295-329.
- Klimkowska, A., Van Diggelen, R., Grootjans, A.P., Kotowski, W., 2010: Prospects for fen meadow restoration on severely degraded fens. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 245-255.
- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L., 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc, 127 pp.
- Krautzer, B., Graiss, W., Haslgrübler, P., 2010: Practical experiences in restoration with semi-natural grassland species in Austria. In Ševčíková, M., Jongepierová, I. & Vondřejc, T.E.: Chances and limitations of using regional seed mixtures. Regional SALVERE Workshop in Czech Republic, OSEVA-PRO, Zubří. p. 24-33.
- Marhoul, P., Turoňová, D. (eds), 2008: Zásady managementu stanovišť druhů v evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, p. 48-52.
- Matuszkiewicz, W., 2008: Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Mládek, J., Hejman, M., 2006: Typy pastevně využívaných TTP dle Katalogu biotopů ČR. In: Mládek, J., Pavlů, V., Hejman, M., Gaisler, J., (eds.): Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. VÚRV, Praha, p. 10-20.
- Mucina, L., Maglocký, Š. (eds), 1985: A list of vegetation units of Slovakia. *Doc. Phytosociol.*, NS, Camerino, 9: 175–200.
- Mucina, L., Grabherr, G., Ellmauer, T., (eds.), 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation. Gustav Fischer Verlag, Jena/Stuttgart/New York.
- Patočka, J., Kulfan, J., Štrbová, E., 2009: Motýle (*Lepidoptera*) v evropsky významných biotopoch Slovenska. Ústav ekológie lesa SAV, Zvolen, 99 pp.
- Randjelović, V., Zlatković, B., 1994: Vegetacija sveze *Calthion* Tx. 1936 u jugoistočnoj Srbiji. *Ekologija* 28-29 (1-2): 19–31.
- Rennwald, E., 2000: Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands mit Synonymen und Formationseinteilung. *Schriftenr. Vegetationsk.* 35: 91–112.
- Ružičková, H., 1986: Trávnaté porasty Liptovskej kotliny. *Biol. Práce*, Bratislava, 32/2: 1–138.
- Solomakha, V. A., 1996: The syntaxonomy of vegetation of the Ukraine. *Ukrain. Phytosoc. Collect.*, Ser. A, 4/5: 1–121.
- Stanová, V., Valachovič, M. (eds), 2002: Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava.
- Šegulja, N., 1977: Nove zajednice sveze *Calthion* na području Vukomeričkih gorica. *Acta Bot. Croat.* 36: 119-124.
- Špániková, A., 1983: Rastlinné spoločenstvá radu *Molinietalia* W. Koch 1926 na Slovensku. *Acta Bot. Slov.*, Ser. A, Bratislava, 7: 9-135.
- Ujházy, K., 2003: Sekundárna sukcesia na opustených lúkach a pasienkoch Poľany. *Vedecké štúdie* 7/2003/A, Technická univerzita, Zvolen.
- Zlinská, J., 1989: *Filipendulo ulmariae-Menthetum longifoliae* eine neue Assoziation für die West Karpaten. *Biologia*, Bratislava 44: 837-847.

# 9

## **Manažmentový model pre podmáčané lúky horských a podhorských oblastí (podzváz *Calthenion*)**

Dobromil Galvánek  
Richard Hrivnák  
Milan Janák

## 9. Podmáčané lúky horských a podhorských oblastí



Porasty s dominanciou  
druhu *Cirsium rivulare*  
na Kysuciach  
Foto: V. Šefferová Stanová

### Opis a definícia biotopu/biotopov

Jednotka zahŕňa kosené vlhké lúky (podzväz *Calthenion* R. Tx. 1937) s výskytom v alúviách potokov a menších riek, v okolí svahových a podsvahových pramenísk, na hornom okraji litorálu prirodzených a antropogénnych vodných nádrží, okrajoch rašelinísk, od kolínneho do montánneho stupňa. V nížinách, ako aj v supramontánnom či subalpínskom stupni sú vzácnejšie, často nahradené inými typmi vegetácie. Jednotka predstavuje náhradnú vegetáciu po podhorských až horských lužných lesoch. Podmienkou existencie porastov je dostatočná pôdna vlhkosť počas celého roka, mierne až stredné kolísanie vody v pôdnom profile a pravidelné obhospodarovanie, predovšetkým kosenie. Ide zväčša o druhovo stredne bohaté spoločenstvá s premenlivým druhovým zložením. Oba faktory sú do značnej miery závislé od ekologických podmienok prostredia a obhospodarovania.

Porasty týchto spoločenstiev sú zväčša stredne vysoké až vysoké, viacvrstvové, kde sa okrem bylinného poschodia pravidelne uplatňujú aj machorasty (najčastejšie *Brachythecium rivulare*, *Calliergonella cuspidata*, *Climacium dendroides*, *Plagiomnium affine* s. lat.). Ich výskyt je častejší a druhová skladba bohatšia najmä v pravidelne kosených porastoch a na organogénnych pôdach. Bylinné poschodie je zväčša výškovo diferencované, kde sa v najvyššej vrstve uplatňujú niektoré vysoké druhy bylín a tráv (napr. *Alopecurus pratensis*, *Cirsium rivulare* – obr. 1, *C. oleraceum*, *Festuca pratensis*), stredná vrstva je druhovo najpestrejšia a v najnižšej vrstve nachádzame viaceré drobné či plazivé druhy (napr. *Lysimachia nummularia*, *Ranunculus repens*). Vo všeobecnosti, prevládajúcimi sú vlhkomilné druhy bylín a tráv (napr. *Caltha palustris*, *Lathyrus pratensis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Myosostis palustris* agg., *Poa trivialis*, *Scirpus sylvaticus*). Na okrajoch výškového gradientu k nim pristupujú niektoré (sub)montánne druhy (napr. *Bistorta major*, *Trollius altissimus* – obr. 2), alebo naopak druhy typickejšie pre nížiny a kotliny (napr. *Cirsium canum*). Okrem vlhkomilných druhov sú v porastoch v závislosti od ekologických podmienok a obhospodarovania prítomné aj viaceré ďalšie skupiny: mezofilné druhy, na časť roka presychajúcich stanovištiach (napr. *Anthoxanthum odoratum*, *Leucanthemum vulgare*, *Plantago lanceolata*); prameniskové druhy, na miestach s prúdiacou vodou (napr. *Cardamine amara*, *Chrysosplenium alternifolium*, *Veronica beccabunga*); druhy minerotrofných rašelinísk (napr. *Carex davalliana*, *C. nigra*, *Eriophorum angustifolium*, *E. latifolium*); močiarne druhy, najmä v porastoch susediacich s litorálnymi močiarnymi porastmi (napr. *Carex gracilis*, *Scutellaria galericulata*).

### Celkové rozšírenie

Výskyt spoločenstiev je známy predovšetkým zo strednej a západnej Európy, vo východnej a južnej časti Európy je o ich výskyte menej poznatkov. Vyskytuje sa v Nemecku (Rennwald 2000, Burkart et



**Obr. 1.** *Cirsium rivulare* patrí k charakteristickým druhom kosných vlhkých lúk. Foto: V. ŠeffEROVÁ StanOVÁ



**Obr. 2.** V jarnom aspekte výrazne dominuje *Trollius altissimus*. Foto: V. ŠeffEROVÁ StanOVÁ

al. 2004), Poľsku (Matuszkiewicz 2008), Rakúsku (Ellmauer & Mucina in Mucina et al. 1993), Taliansku (Balátová-Tuláčková & Venanzoni 1990), v Českej republike (Hájková & Hájek 2007 in Chytrý 2007), na Ukrajine (Solomakha 1996), v Rumunsku (Coldea 1991), Chorvátsku (Šegulja 1977), Srbsku (Randjelović & Zlatković 1994) a v Bulharsku (Dimitrov 2001). V kontinentálnejších častiach Európy s prevahou nížin (napr. v Maďarsku) je táto vegetácia vzácnejšia (Borhidi 2003). V južnej a juhovýchodnej Európe je jej výskyt zriedkavý, obmedzený najmä do horských oblastí (Hájek et al. 2008).

### Rozšírenie na Slovensku

Na území Slovenska je výskyt rastlinných spoločenstiev podzväzu *Calthenion* známy viac-menej z celého územia (Špániková 1983, Balátová-Tuláčková 1984, Hájková in Janišová 2007) s ťažiskom výskytu v karpatskej oblasti; samozrejme distribúcia výskytu nie je rovnomerná a viaceré regióny (napr. Podunajská nížina) nemajú dostatočné resp. žiadne informácie o ich výskyte. Súvisí to aj s faktom, že v nižinách a v nižšie položených kotlinách sa vyskytujú namiesto podmáčaných lúk zaplavované lúky zväzu *Deschampsion*. Naopak, viaceré oblasti Slovenska sú relatívne dobre preskúmané s dobre dokumentovaným výskytom, napr. Biele Karpaty (Hájek 1998), Strážovské vrchy (Hájková et al. 2001), Slovenský kras (Balátová-Tuláčková & Háberová 1996), Poľana (Balátová-Tuláčková & Kontrišová 1999), Muránska planina (Hrivnák et al. 2004), Liptovská kotlina (Ružičková 1986), flyšová časť Slovenska (Hájková & Hájek 2005).

### Charakteristika biotopu, ekológia a variabilita

Ekologické nároky tejto vegetácie sú špecifické a ovplyvnené najmä vodným režimom, obsahom živín či spôsobmi obhospodarovania. Stanovištia ich výskytu sú trvalo ovplyvnené podzemnou vodou. Pôdy ale nikdy úplne nepresychajú, a nie sú ani trvalo zaplavované. Prevažujú minerálne pôdy, ktoré sú väčšinou typu glej, menej častý je pseudoglej, niekedy s organickým sedimentom na povrchu; zriedkavejšie, na okrajoch minerotrofných rašelinísk sú prítomné organozeme. Obsah živín v pôde radí tieto spoločenstvá k mezo až eutrofným, pričom výskyt oligotrofných porastov je okrajový. Pôdna reakcia, ako aj reakcia vody rozlievajúcej sa niekedy po povrchu pôdy (najmä v okolí pramenísk) je mierne kyslá,

cez neutrálnu až po mierne zásaditú (cf. Hájková in Janišová 2007). Veľmi významným faktorom formujúcim fyziognómiu a druhové zloženie porastov je spôsob obhospodarovania a jeho intenzita. Optimálne je kosenie porastov, kedy dochádza k odstraňovaniu fytomasy, podpore konkurečne slabších druhov a k zvyšovaniu druhovej bohatosti. Intenzita kosenia súvisí s vlhkosťnými pomermi. Pri absencii kosenia, či jeho nepravidelnosti, sa na povrchu pôdy kumuluje odumretá fytomasa, ktorá je prekážkou v raste viacerých druhov bylín a tráv a bráni rozvoju vrstvy machorastov. Ďalší vývoj takýchto porastov smeruje k vysokobylinným vlhkomilným spoločenstvám podzväzu *Filipendulenion*. Na konci sukcesného gradientu sú porasty vrb a podhorské až horské lužné lesy s prevahou jelší (cf. napr. Hájková & Hájek 2007 in Chytrý 2007, Hájková in Janišová 2007). Pri optimálnom stave porastov vlhkých lúk sú tieto miestom výskytu mnohých vzácných a ohrozených druhov rastlín (napr. *Carex davalliana*, *C. paniculata*, *C. umbrosa*, *Dactylorhiza majalis*, *Fritillaria meleagris*, *Gladiolus imbricatus*, *Juncus acutiflorus*, *Trollius altissimus*).

Syntaxonomické postavenie vegetácie podzväzu *Calthion* je od istej miery problematické. Uvedený podzväz je/bol akceptovaný vo viacerých národných prehľadoch vegetácie Európy, napr. v Rakúsku (Ellmauer & Mucina in Mucina et al. 1993), v Českej republike (Balátová-Tuláčková 1984), na Slovensku (Mucina & Maglocký 1983). Na druhej strane, vo viacerých krajinách je v rámci vlhkých lúk akceptovaný len zväz *Calthion palustris* Tüxen 1937, bez vnútorného členenia na podzväzy *Calthion* a *Filipendulenion* (Lohmeyer et Oberd. et al. 1967) Balátová-Tuláčková 1978, napr. v Poľsku (Matuszkiewicz 2008). Prípadne, predošlé prístupy deliace tento typ vegetácie na dva podzväzy sa v niektorých krajinách na základe analýzy vegetačných údajov zmenili a v súčasnosti je akceptovaný jediný zväz. Tak je tomu i v prípade Českej republiky (Hájková & Hájek 2007 in Chytrý 2007) a Slovenska (Hájková in Janišová 2007, Jarolímek et al. 2008). S touto klasifikáciou sa stotožňujeme, ale pre účely tejto práce sme sa rozhodli nateraz akceptovať delenie na spomínané podzväzy. Súvisí to najmä s tým, že podzväzy sa líšia v nárokoch na manažment a navyše podmäčané lúky podzväzu *Calthion* nie sú zaradené medzi biotopy európskeho významu, na rozdiel od vysokobylinných spoločenstiev podzväzu *Filipendulenion*.

V rámci podzväzu *Calthion* je z územia Slovenska uvádzaných 8 asociácií: *Cirsietum rivularis* (úvodný obrázok), *Angelico sylvestris-Cirsietum palustris*, *Chaerophyllo hirsuti-Calthetum palustris*, *Scirpetum sylvatici* (obr. 3), *Angelico-Cirsietum oleracei*, *Scirpo-Cirsietum cani*, *Caricetum cespitosae* a *Crepido paludosae-Juncetum acutiflori* (cf. Mucina & Maglocký 1983, Hájková in Janišová 2007). Viaceré v minulosti uvádzané spoločenstvá sa v analýze zápisového materiálu zo Slovenska nevyčlenili a boli zahrnuté do už skôr opísaných jednotiek (napr. *Trollio-Cirsietum rivularis*, *Cirsio palustris-Calthetum*).

V rámci Katalógu biotopov Slovenska (Stanová & Valachovič 2002) je uvedený samostatný biotop Lk6 Podmäčané lúky horských a podhorských oblastí, ktorý obsahovo odpovedá podzväzu *Calthion*. Charakteristiku tohto podzväzu uvádzame vyššie.

### Ohrozenia

#### Zanechanie využívania

V súčasnosti ide asi o najväčšie ohrozenie vlhkých lúk v podhorských a horských oblastiach. Biomasa z týchto lúk sa v minulosti využívala najmä na podstielku vzhľadom na nižšiu krmnu



**Obr. 3.** Škripinová lúka s medúnikom *Holcus lanatus* v plnom kvete pred prvou kosbou. Foto: K. Ujházy



hodnotu. V súčasnosti majú poľnohospodári často prebytok biomasy aj z ornej pôdy a nepotrebujú biomasu na podstielku z vlhkých lúk. Navyše obhospodarovanie vlhkých lúk v horských oblastiach je pomerne náročné na techniku (ťažká technika je nevhodná), preto dochádza k ich opúšťaniu alebo poklesu intenzity využitia po celom Slovensku. Úspešné zmeny biotopu po zanechaní obhospodarovania sú veľmi rýchle a už v priebehu 12 rokov sa môžu zmeniť na jelšové porasty (Ujházy 2003).

### Plošné zmeny krajiny

Vlhké lúky podzväzu *Calthenion* sa na území Slovenska zvyčajne vyskytujú v menších fragmentoch podmienených vhodnými hydrologickými podmienkami. Preto mali na ne veľmi výrazný vplyv zmeny, ktoré sa v krajine udiali v priebehu posledných desaťročí. Plošné odvodnenie pozemkov, intenzifikácia využívania lúk aj ornej pôdy a sprievodná eutrofizácia sa negatívne podpísali na stave vlhkých lúk v mnohých oblastiach aj v prípadoch, keď neboli priamo dotknuté intenzifikačnými zásahmi. Odvodnenie okolitej krajiny môže spôsobiť zmeny ich druhovej skladby či urýchlenie úspešných procesov. V Liptove sa napr. vplyvom zmien okolitej krajiny posunulo druhové zloženie týchto lúk bližšie smerom k mezofilným až suchým lúkam (Halada et al. 2008).

### Odvodnenie

Na stav vlhkých lúk má negatívny vplyv aj priame odvodnenie pozemkov, na ktorých sa nachádzajú. V minulosti počas rozsiahlych rekultivácií boli takto odvodnené veľké plochy vlhkých lúk v podhorských a horských oblastiach, dnes sú už takéto zásahy vzácnejšie a stávajú sa skôr v menšom meradle, paradoxne práve v oblastiach s tradičným súkromným hospodárením, kde sa drobní vlastníci snažia pomocou jednoduchých kopaných kanálov odvodniť svoje pozemky (napr. Kysuce, Poľana).

### Nevhodné spôsoby využívania

Aj keď hlavným problémom pre zachovanie optimálneho stavu biotopu je skôr absencia využívania, lokálne ho môže ohroziť aj nevhodné (napr. príliš intenzívne) využívanie. Problémom môže byť najmä intenzívna pastva s využitím oplôtkových systémov, keď sa na malom priestore môže koncentrovať veľké množstvo hospodárskych zvierat, ktoré spôsobujú rozštiepanie pôdneho krytu, zhutnenie pôdy a na podmáčané pôde môžu úplne devastovať vegetačný kryt. Pastva väčších stád môže tiež ohroziť menšie plochy vlhkých lúk v okolí pramenísk, kde pri napájaní hospodárskych zvierat môže tiež dôjsť k úplnej devastácii porastu či zmenám vodného režimu s priamym vplyvom na vegetáciu. Na kosených plochách je najväčším rizikom najmä kosenie ťažkou technikou. To môže spôsobovať zhutnenie pôdy a vo vlhkom období roka pri zapadnutí techniky tiež hrozí poškodenie pôdneho a vegetačného krytu.

## Manažment

### Všeobecné odporúčania

Vlhké lúky zaradované do tohto biotopu boli v minulosti tradične využívané najmä ako kosné lúky, po kosbe sa na niektorých lokalitách prepásali jednotlivo hospodárskymi zvieratami, najmä hovädzím dobytkom. Kosenie je aj dnes najviac odporúčaným spôsobom ich využívania; pasenie je menej vhodnou alternatívou, najmä vzhľadom na fakt, že extenzívne pasenie (jednotlivých kusov) dobytkom je už dnes čoraz zriedkavejšie.

Pri biotope je potrebné venovať pozornosť aj hydrologickým pomerom na lokalitách, keďže biotop si vyžaduje trvalé podmáčanie počas celého roka.

## Aktívny manažment

### Kosenie

Ako sme už načrtli v predchádzajúcom texte, kosenie s odstraňovaním biomasy je tradičným a najvhodnejším spôsobom využitia vlhkých lúk podhorských a horských oblastí (obr. 4). Keďže ide o biotop s pomerne vysokou produkciou biomasy, kosenie je najvhodnejším spôsobom, ako túto biomasu odstrániť.

Ideálny interval pre kosenie je vzhľadom na produkciu biomasy 1 – 2 krát ročne. Takýto interval bol stanovený aj v slovenskom agro-environmentálnom programe (MP SR 2007) a odporúča ho aj manažmentový manuál v Českej republike (Háková et al. 2004). Tento manuál uvádza ako minimálny interval kosenia porastov 1-krát/2 roky. Pri nižšej intenzite využitia je veľmi pravdepodobná postupná zmena na vysokobylinné porasty podzväzu *Filipendulenion*.

Pri kosení je veľmi dôležitý tiež jeho spôsob. Vzhľadom na to, že pôdny profil je väčšinu roka nasýtený podzemnou vodou, najvhodnejšie je porasty kosiť ručne alebo ľahkou samohybnou technikou. Pri takomto spôsobe nedochádza k stláčaniu pôdy a poškodeniu pôdneho a vegetačného krytu. Tento spôsob využitia požaduje aj agro-environmentálny program. Avšak takýto spôsob využitia je pomerne nákladný a preto najmä v prípadoch, keď lokality nie sú zaradené do agro-environmentálnych schém, je možné akceptovať aj kosenie bežnou, ťažšou technikou. Je potrebné dbať na to, aby sa kosilo v suchšom období, keď je preschnutá vrchná vrstva pôdy. Tým sa zabráni poškodeniu pôdy a tvorbe rýh koliesami spôsobujúcich odvodnenie stanovišťa.

Významným faktorom, ktorý vplýva na druhové zloženie porastov môže byť termín kosenia. Háková et al. (2004) odporúčajú kosenie v letnom období od polovice júna do konca augusta. Náš agro-environmentálny program predpokladá pokosenie všetkých typov biotopov už do 15. júla, je však možné stanoviť výnimky. Skoré kosenie biotopu nebolo výnimkou ani v minulosti, keď v niektorých horských oblastiach (napr. Poľana, Malá Fatra) porasty biotopu patrili k prvým lúkam, ktoré sa tu kosili už začiatkom júna a potom sa kosili koncom leta ešte raz. Súvisí to aj s rýchlym nárastom biomasy v biotope v jarnom období. Skoršou kosbou sa môže tiež eliminovať nástup konkurenčne silnejších druhov tráv a bylín. Pre porasty v Podtatranskej kotline, ktoré sú na prechode do zväzu *Molinion* však Ružičková et al. (2004) odporúčajú neskoršiu kosbu (august-september), aby v porastoch mohli vykvitnúť a vysemeniť sa neskoro kvitnúce byliny. Paušálne nastavenie je preto vždy veľmi problematické a termín by sa mal viac riadiť prirodzenými faktormi ako je napr. poloha územia vo vzťahu ku klimatekovej oblasti či priebeh počasia v konkrétnom roku. Ideálne je tiež mozaikovitité kosenie, keď sa časti lokality kosia s časovým posunom, alebo medziročné striedanie termínov. Najmä mozaikovitité kosenie však môže byť dosť nákladné, preto sa v praxi aplikuje iba ojedinále, najmä v tradične využívaných oblastiach s využitím ručného kosenia alebo ľahkej techniky.



**Obr. 4.** Sušenie sena po kosení podmáčaných lúk (alúvium Polhoranky pri Rabči, Podbeskydská vrchovina).  
Foto: D. Galvánek

### Pastva

Pastva sa všeobecne pokladá za nevhodný spôsob využitia biotopu (Háková et al. 2004, Mládek & Hejcman 2006). Dôvody súvisia jednak s veterinárnou ochranou zvierat (početný výskyt parazitov vo vlhkom prostredí), ako aj s potrebou ochrániť pôdu nasýtenú podzemnou vodou pred nadmerným zošlapovaním.

Pastva je však vo viacerých prípadoch menej nákladná ako kosenie, preto je vhodné uvažovať o nej ako o prijateľnej alternatíve, ak nie je iná možnosť. Skúsenosti s pastvou na slatinných lúkach v Nemecku (Stammel et al. 2003) ukazujú, že pastva síce spôsobuje zmenu druhového zloženia a pokles druhového bohatstva, ale nepôsobí negatívne na viaceré vzácne indikačné druhy.

Dôležitý je tiež spôsob pastvy. V minulosti sa pri tradičnom obhospodarovaní hospodárske zvieratá jednotlivo pásli aj na vlhkých lúkach podzväzu *Calthenion*, vzhľadom na malý počet pasených zvierat však mali iba zanedbateľný vplyv na vlhké lúky. Dnešné stáda sú podstatne väčšie a s ich pastvou na vlhkých lúkach sú spojené oveľa väčšie riziká. Preto neodporúčame pastvu väčších stád na vlhkých lúkach.

### Mulčovanie

V posledných rokoch sa stáva častým spôsobom využitia trávnych porastov aj mulčovanie. Hoci v dotačných podmienkach sa opakuje snaha obmedziť ho a urobiť z neho len doplnkový spôsob manažmentu (Nariadenie vlády SR č. 488/2010), nízke náklady na túto techniku ju v mnohých prípadoch u poľnohospodárov dostávajú do popredia. Skúsenosti z experimentov na Belianskych a Kláštorských lúkach ukazujú, že opakované mulčovanie 2 – 3 roky po sebe nemusí mať negatívny vplyv na podmáčané lúky v porovnaní s konvenčným kosením. O dlhodobých vplyvoch mulčovania na takéto porasty však zatiaľ nemáme dostatok poznatkov, preto je potrebné k jeho aplikácii pristupovať s opatrnosťou.

### Hnojenie

Hnojenie vlhkých lúk sa všeobecne neodporúča vzhľadom na fakt, že vo vlhkom prostredí sa dodatočné hnojivá dokážu veľmi rýchlo využiť a môžu veľmi výrazne podporiť rast niektorých dominantných druhov tráv a bylín. Navyše hrozí aj splach hnojív do podzemných alebo povrchových vôd. Hnojenie vlhkých lúk vylučuje aj agro-environmentálny program (MP SR).

Terénne experimenty ukázali, že zvýšený obsah dusíka môže limitovať možnosti na zlepšenie stavu vlhkých lúk zv. *Calthion*, ktoré boli poškodené eutrofizáciou a odvodnením (van de Riet et al. 2010).

### Obnovný manažment

#### Obnova lokalít zarastených drevinami

Vlhké lúky podzväzu *Calthenion* nebývajú zvyčajne cieľovým biotopom pre odstraňovanie náletových drevín, ktoré sa viac sústreďuje na vzácnejšie kontaktné biotopy slatín. Pri obnovných zásahoch na slatinách sa však často odstraňujú dreviny aj v tomto biotope.

Na odstraňovanie drevín sa najčastejšie využívajú ručné výrubu pomocou motorovej píly. Dôležité je zrezávanie pňov tesne pri povrchu, aby sa umožnilo následné kosenie prípadne mulčovanie. Vríby, jelše, prípadne krušina jelšová, teda najčastejšie sukcesné druhy drevín na vlhkých lúkach, majú veľkú schopnosť zmladzovania. V rokoch nasledujúcich po výrube je preto potrebné hneď aplikovať mulčovanie alebo kosenie, aby nedošlo k opätovnému zarasteniu lokality.

Na odstránenie drevín, pokiaľ ide o tenšie kmene (priemer do cca 8 cm) je možné využiť aj mulčovač na ľahkom traktore s prídavnými kolesami.

Poznanky o vplyve takejto techniky na biotop dosiaľ takmer absentujú. V rokoch 2007 a 2008 sa na lokalitách Belianske lúky a Kláštorské lúky založil manažmentový experiment, ktorého cieľom bolo testovanie mulčovania ako obnovného zásahu na slatinných lúkach a tiež testovanie jeho dlhodobého vplyvu na vegetáciu v porovnaní s kosením. Doterajšie výsledky experimentov naznačujú, že mulčovanie je veľmi efektívnym spôsobom, ako odstrániť súvislý porast vrúb, ktorým zarástli vlhké lúky. Po iniciálnom-obnovnom mulčovaní síce na lokalite zostala pomerne hrubá vrstva mulču, tá sa však postupne rozložila a 2 roky po zásahu už nebola viditeľná. Na lokalitách, kde je narušený vodný režim (napr. Kláštorské lúky) však môže byť rozklad oveľa pomalší a mulč sa tu rozkladal viac ako 2 roky. Opakované mulčovanie 2 roky po sebe nemalo na zloženie porastu preukazný vplyv v porovnaní s bežnou kombináciou obnovného mulčovania a kosenia v nasledujúcom roku. Každopádne mulčovanie považujeme za typ manažmentu vhodný na obnovu zanedbaných vlhkých lúk s tým, že po určitej dobe je lepšie opätovne prejsť na tradičné kosenie lúk.

Pri odstraňovaní väčšieho množstva drevín vzniká problém aj s likvidáciou vyrúbanej biomasy. Ideálne je jej odstránenie z lokality a využitie napr. na štiepku. Na veľkých lokalitách je to však často veľmi problematické, akceptovateľné je preto aj jej spálenie na vhodnom mieste, ktoré je potrebné vybrať, pokiaľ je to možné, v menej hodnotnej časti lokality.

### Obnova hydrologických podmienok na lokalite

Hoci vlhké lúky podzväzu *Calthenion* sú menej citlivé na zmeny hydrologických pomerov ako napr. slatiny zväzu *Caricion davallianae*, odvodnenie a zmena hydrologických pomerov majú taktiež negatívny vplyv na ich stav. Podobne ako pri odstraňovaní náletu však zvyčajne nie sú cieľovým biotopom pre hydrologické obnovy. Veľmi často sa však vyskytujú v komplexe biotopov slatinných rašelinísk a obnovy hydrologického režimu môžu mať aj na ne pozitívny vplyv.

Samotné zlepšenie hydrologického režimu však nemusí byť dostatočné najmä v prípadoch, keď na lokalite došlo k výrazným zmenám stanovišťa (Klimkowska et al. 2007). Obmedzujúca môže byť najmä vysoká úroveň živín v pôde ako aj nedostatok diaspór pôvodných druhov v semennej banke, prípadne v okolí.

### Obnova výrazne degradovaných biotopov

V situáciách, keď došlo k úplnej likvidácii trávneho porastu, alebo vplyvom nadmerného prísunu živín k veľkej eutrofizácii, je potrebné použiť obnovné metódy, ktoré zabezpečia prísun diaspór pôvodných druhov na lokalitu. Na Slovensku nie sú zatiaľ s takýmto typom obnovy v porastoch podzväzu *Calthenion* skúsenosti; v Rakúsku sa však v rámci kompenzačných opatrení obnovujú aj takéto typy lúk. Pri vlhkých lúkach sa ako vhodné metódy javia najmä prenos sena zo zdrojových lúk, prenos drnov zo zdrojových lúk a tiež využitie lokálnych semenných zmesí (Krautzer et al. 2010). Tieto metódy majú slúžiť na prekonanie nedostatku diaspór cieľových druhov na obnovovanej lokalite.

### Iné vhodné postupy

#### Oplocovanie vlhkých lúk v okolí pramenísk

Vlhké lúky podzväzu *Calthenion* sú veľmi časté v okolí svahových pramenísk v rámci väčších komplexov trávnych porastov. Ak sú tieto komplexy využívané na pastvu, môže dochádzať k poškodeniu, prípadne až k úplnej devastácii vlhkomilnej vegetácie v okolí pramenísk. Jednou z možností, ako tomu zabrániť, je výstavba drevených oplôtkov, ktoré chránia prameniská pred pasúcimi sa zvieratami. Osvedčené sú najmä ohrady z drevených kolov.

Ak voda z prameniska slúži na napájanie hospodárskych zvierat, je tiež potrebné napájadlá umiestniť mimo vlhkomilnej vegetácie; zabráni sa tak jej zničeniu, ako aj nepriamemu ovplyvneniu vodného režimu. Voda sa k napájadlám odvedie pomocou rúrok, neodporúča sa však odvedenie vody priamo z prameniska, lebo môže dôjsť k jeho odvodneniu.

**Nároky druhov, ktoré závisia na biotope**

Nápadnou a významnou skupinou bezstavovcov podmáčaných lúk horských a podhorských oblastí sú motýle. Medzi indikačné druhy viazané na tieto biotopy najmä prostredníctvom živných rastlín húseníc patrí napríklad *Opostega auritella* (na *Caltha* spp.), *Phlyctaenia perlucidalis* (na *Cirsium oleraceum*), *Psammotis pulveralis* (na *Mentha* spp.), *Monochroa conspersella* a *Anticollix sparsata* (na *Lysimachia* spp.), *Tischeria szoecsi* (na *Sanquisorba officinalis*), *Glyphipterix trasonella* (na *Juncus* spp.), *Stigmella ulmariae* a *Monochroa lutulentella* (na *Filipendula ulmaria*) (Patočka et al. 2009). Najvýznamnejšími druhmi motýľov viazanými na tento typ biotopov patria však chránené druhy európskeho významu *Maculinea teleius*, *M. nausithous*, *Lycaena dispar*, *Lycaena helle* a *Euphydryas aurinia*, pričom posledné dva druhy sú v súčasnosti na Slovensku nezvestné resp. sa považujú za vyhynuté.

Ohniváčik hadovníkový (*Lycaena helle*) patrí k najohrozenejším druhom motýľov Európy. Obýva najmä mokré lúky a slatiny s veľkou hustotou hadovníka väčšieho (*Bistorta major*). Motýľ je dvojgeneračný, prvá generácia sa vyskytuje v apríli až júni a druhá v júli až auguste. Časť kukiel z druhej generácie prezimuje. Motýľ vytvára uzavreté populácie, je málo pohyblivý. Jeho areál je značne fragmentovaný, čo je spôsobené aj rapídny ubúdaním jeho biotopov. Lokality si vyžadujú extenzívny manažment – doporučuje sa rotačná kosba alebo extenzívna pastva (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=22>).

Hnedáčik chrastavcový (*Euphydryas aurinia*) je v súčasnosti na Slovensku nezvestný. Druh vytváral na Slovensku dva ekologické typy – xerofilný, viazaný na vegetáciu viatych pieskov Záhoria a hygrolfilný, viazaný na podmáčané a rašelinné lúky. Živnou rastlinou húseníc hygrolfilných populácií je čertkus lúčny (*Succisa pratensis*). Druh je jednogeneračný (máj – koniec júna), vyliahnuté húsenice žijú gregaricky v hniezde na živnej rastline, v lete upadajú do letargie (aestivácia) a v prijímaní potravy pokračujú na jeseň. Prezimujú opäť v spoločných hniezdach zhotovených z ostatkov živnej rastliny, po prezimovaní sa rozliezajú a žijú solitérne. Húsenice svoj vývoj dokončia až po druhom prezimovaní, ktoré však prežije iba veľmi malé percento ([http://www.lepidoptera.sk/docs/euphydryas\\_aurinia.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/euphydryas_aurinia.html)). Motýľ má zvláštne nároky na mozaikovitú lokalít. K vývinu húseníc potrebuje husté porasty živnej rastliny situované v nižších trávnatých porastoch. V ich blízkosti však vyžaduje bohatú ponuku nektáronosných rastlín, miesta s vyššou vegetáciou na nocovanie imág a tiež oslnené, záveterné miesta, kde môže prebiehať párenie (skupiny krov, rozhrania lúk a lesov a pod.) (Konvička et al. 2005). Vhodným manažmentom lokalít hnedáčika chrastavcového je buď extenzívna pastva, alebo mozaikovitá kosba (obr. 5) v priebehu júna. Pri kosení musia byť na lúkach ponechávané dostatočne široké okraje ako nepokosené pásy či enklávy. Vhodné je medziročne striedať plochy, na ktorých sa kosenie vynechá. Nepripustná je druhá kosba. Kosené lúky môžu byť na jeseň veľmi mierne prepasené (1 – 2 kravy na hektár), čo zaistí narušovanie trsov tráv. Na menších lokalitách by sa kosenie malo priamo vyhýbať rastlinám s hniezdami húseníc (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=68>).

Podobná starostlivosť o biotopy ako v prípade hnedáčika chrastavcového vyhovuje aj ďalšiemu v súčasnosti nezvestnému druhu perlovcovi mokradovému (*Boloria eunomia*) a tiež lokálne sa vyskytujúce mu hnedáčikovi čermeľovému (*Melitaea diamina*) (Konvička et al. 2005).

Snáď najznámejšími druhmi motýľov mokrých lúk sú modráčik krvavcový (*Maculinea teleius*, obr. 5) a modráčik bahniskový (*M. nausithous*). Ich živnou rastlinou je výhradne krvavec lekársky (*Sanquisorba officinalis*), na kvetoch ktorého sa vyvíjajú húsenice. V jednom kvete sa vyvíja jedna (*M. teleius*) alebo hneď niekoľko húseníc (*M. nausithous*), pričom niekedy medzi nimi dochádza ku konkurencii. Húsenice sa vyvíjajú v kvetoch živnej rastliny 2 – 3 týždne, vo štvrtom instare vypadávajú pod živnú rastlinu a sú adoptované mravcami rodu *Myrmica*. V ich kolóniách sa živia larvami a kuklami mravcov a dokončujú svoj vývin. Imága sú krátkoveké, objavujú sa v júli – auguste. Základnou podmienkou zachovania životaschopných populácií je zachovanie vodného režimu na lokalitách mokrých lúk. Biotopy je vhodné udržiavať pravidelným kosením, ktoré zabráni nežiaducemu zarastaniu. Ani jeden z druhov neznáša kosenie na otave – t.j. v období kvitnutia živnej rastliny. Lúky je preto nutné kosiť pravidelne pred dobou letu imág, teda do 15. júna. Kosenie je vždy nutné vykonávať mozaikovito (t.j. v pruhoch, šachovnicovo a pod.), na malých plochách ručne, na väčších (nad 1 ha) pomocou lištovej kosačky so zvýšenou lištou. Pri mozaikovej kosbe je v danom roku pokosená len časť príslušnej lúky, nepokosené plochy sa



**Obr. 5.**  
 Modráčik krvavcový (*Maculinea teleius*) sa viaže na hostiteľskú rastlinu krvavec lekársky (*Sanguisorba officinalis*) a hostiteľské mravce druhu *Myrmica scabrinodis*. Vyhovujú mu najmä ručne kosené jednokosné vlhké lúky.  
 Foto: H. Kalivoda

kosia až v ďalšom kalendárnom roku. Prípadná druhá kosba na otave je možná až po 15. septembri, opäť s časťou nepokosených plôch (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=193>). Modráčik krvavcový (*Maculinea teleius*) si na rozdiel od modráčika bahňiskového (*M. nausithous*) vyžaduje členitejšie mikrostanišťa lokalít. Tie nachádza na jednokosných, ručne kosených lúkach. Je to spôsobené jeho úzkou väzbou na hostiteľský druh mravca *Myrmica scabrinodis*, ktorý nedokáže prežiť v trvale zamokrených depresiách ani na rovnom povrchu strojovo kosených lúk. Tam, kde nie je možné zaistiť optimálny spôsob hospodárenia na celej lokalite je preto vhodné rozdeliť územie na niekoľko častí obhospodarovaných striedavo každý druhý rok (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=194>).

Z rovnokrídlovcov sa v biotope podmäčianých lúk horských a podhorských oblastí vyskytuje napr. koník žltopásy (*Stethophyma grossum*, obr. 6), ktorý indikuje najmä zachovalosť prirodzeného záplavového režimu v údolných nížinách (Konvička et al. 2005). Ide o vzácny druh zaradený do kategórie menej ohrozených taxónov červeného zoznamu SR. Kelemen et al. (1997) udáva ako faktory ohrozenia nadmernú pastvu, časté kosenie, ale aj odvodňovanie lokalít. Ako kritické obdobie uvádza máj – júl. Ďalší



**Obr. 6.** Koník žltopásy (*Stethophyma grossum*) uprednostňuje vysokobylinnú vlhkomilnú vegetáciu podmäčianých lúk, močiarov a okrajov vôd.  
 Foto: A. Krištín



**Obr. 7.** Pŕhlaviar červenkastý (*Saxicola rubetra*) je typickým druhom vlhkých a mezofilných travinných biotopov. Foto: J. Žiak

mi druhmi sú napr. koník vlhkomilný (*Mecostethus parapleurus*), k. močiarny (*Chorthippus montanus*), kobyľka krátkokrídla (*Conocephalus dorsalis*), kobyľka močiarna (*Conocephalus fuscus*) (Rajtar et al. 2003, Krištín et al. 2005).

Zo stavovcov obývajú podmáčané lúky podhorských a horských oblastí napr. cicavce dulovnica menšia (*Neomys anomalus*) a dulovnica väčšia (*N. fodiens*) – druhy národného významu, alebo z obojživníkov kunka žltobruchá (*Bombina variegata*), ktorá je druhom európskeho významu. Na lúkach, ktoré sa nachádzajú v bezprostrednej blízkosti miest rozmnožovania kunky žltobruchej (*Bombina variegata*) je vhodné využívať ručné kosenie alebo extenzívnu pastvu. Na kosenie vzdialenejších porastov (do 200 m) je nutné používať vysoko nastaviteľnú lištu – najlepšie na 15 cm, a to predovšetkým vtedy, ak sa má kosenie realizovať po daždi alebo počas daždivého obdobia. Lepšie je však v takom období kosenie odložiť. Pri mechanizovanom kosení nie je vhodné používanie bubnových kosačiek (Marhoul & Turoňová eds. 2008), ktoré sekajú porast tesne nad povrchom pôdy a ich negatívny vplyv na živočíchy je teda oveľa väčší ako pri použití lištovej kosačky.

Charakteristickými druhmi vtákov hniezdiacimi na podmáčaných lúkach horských a podhorských oblastí sú napr. chrapkáč poľný (*Crex crex*), močiarnica mekotavá (*Gallinago gallinago*), trasochvost žltý (*Motacilla flava*), ľabtuška lúčna (*Anthus pratensis*), pŕhlaviar červenkastý (*Saxicola rubetra*, obr. 7), svrčiak zelenkavý (*Locustella naevia*) a tiež u nás vzácny hniezdič (zatiaľ dve doložené hniezdenia na Slovensku) trasochvost žltohlavý (*Motacilla citreola*) (Mošanský & Karaska 2002).

Štruktúra a floristické zloženie vegetácie sú významnými faktormi ovplyvňujúcimi hniezdiace druhy vtákov. Výška porastu a jeho štruktúra ovplyvňujú výskyt všetkých druhov, ktoré sa potenciálne vyskytujú na mokrých lúkach. Štruktúra vegetácie, ktorú vtáky preferujú, varíruje medzi vysokým porastom, aký vyžaduje napr. močiarnica mekotavá (*Gallinago gallinago*), až po nízky, intenzívne spásaný porast, vhodný pre cíbika chochlatého (*Vanellus vanellus*) (Benstead et al. 1997).

Populácia močianice mekotavej zaznamenala na Slovensku v posledných desaťročiach výrazný pokles. Veľká väčšina jej posledných súčasných hniezdisk je vážne ohrozená sukcesiou, odvodnením, alebo zmenou vo využití pozemkov. Preto patrí v súčasnosti medzi najohrozenejšie druhy vtákov na Slovensku (Karaska 2002). Okrem vyššieho porastu, ktorý slúži na ukrytie hniezda vyžaduje močiarnica mekotavá v blízkosti hniezdiska vhodné plochy s obnaženým, mäkkým a vlhkým substrátom na zber potravy. Rodičia počas prvých dní života mláďatá krmia a pri zbere potravy sa nepohybujú s nimi na veľké vzdialenosti. Močianice reagujú na manažment lúk (kosenie/pasenie) počas hniezdného obdobia negatívne (Benstead et al. 1997). Je preto vhodné na jej hniezdných lokalitách uplatňovať odloženie termínu kosenia na koniec júla – začiatok augusta. Kosenie by však malo byť pravidelné a prípadne kombinované s extenzívnou pastvou neskôr v pohniezdnom období, nakoľko je nevyhnutné na udržanie charakteru biotopov.



**Obr. 8.** Mozaikovitité kosenie podmáčaných lúk je najvhodnejším spôsobom ich využitia, lebo vyhovuje aj pestrým nárokom živočíšnych druhov (alúvium potoka Struháreň pri Šípkovej, Kysucká vrchovina).  
Foto: D. Galvánek

Podobné nároky na manažment ako močiarnica má aj trasochvosť žltý (*Motacilla flava*), chrapkáč poľný (*Crex crex*) a ďalšie druhy vtákov viazané na biotop podmáčaných lúk podhorských a horských oblastí. Posunutie termínu kosenia na koniec júla je aj v prípade týchto druhov vhodné. Pri strojovom kosení lúk sa okrem toho na ochranu chrapkáčov uplatňuje kosenie od stredu k okrajom, prípadne kosenie v pásoch, ktoré má preukázateľne pozitívny vplyv na zníženie počtu náhodne usmrtených jedincov chrapkáčov pri kosení lúk. Aj z hľadiska vtákov je pri kosení lúk vhodné ponechať časť plochy nepokosenú a pokosiť ju až v nasledujúcom roku, čo nie je v rozpore s minimálnou odporúčanou frekvenciou kosenia potrebnou na udržanie dobrého stavu týchto lúčnych porastov (Háková et al. 2004).

### Finančné nároky a možné zdroje financovania

Na financovanie obhospodarovania vlhkých lúk je možné využiť bežné poľnohospodárske dotácie, ktoré financujú dva hlavné európske fondy Európsky poľnohospodársky záručný fond (EPZF) a Európsky poľnohospodársky fond pre rozvoj vidieka (EPFRV). Viac na [www.mpsr.sk](http://www.mpsr.sk).

Z EPZF sa platia tzv. priame platby na plochu, ktorých poberanie je viazané na dodržiavanie podmienok krížovej zhody tzv. cross-compliance, z EPFRV sa financujú platby za znevýhodnené oblasti (platby LFA), agro-environmentálne platby aj platby NATURA 2000 na poľnohospodárskej pôde.

Náklady na odstraňovanie náletu zo zarastených porastov sú dosť variabilné a závisia od mnohých faktorov napr. dostupnosti plôch, typu a miery náletu, možnosti využitia vyrúbaných drevín.

### Literatúra

Balátová-Tuláčková, E., 1984: *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937. In: Rybníček, K., Balátová-Tuláčková, E., Neuhäusl, R., Přehled rostlinných společenstev rašelinišť a mokřadních luk Československa. Stud. Českoslov. Akad. Věd, Praha, 8: 84-113.

Balátová-Tuláčková, E., Venanzoni, R., 1990: Beitrag zur Kenntnis der Naß- und Feuchtwiesen in der montanen Stufe der Provinz Bozen (Bolzano), Italien. *Tuexenia* 10: 153-171.

Balátová-Tuláčková, E., Háberová, I., 1996: Feuchtwiesen des Landschaftsschutzgebietes Slovenský kras (SO Slowakei). *Tüxenia*, Göttingen, 16: 227-250.

Balátová-Tuláčková, E., Kontrišová, O., 1999: Quell-, Wiesen- und Hochstauden-Gesellschaften der Ordnung *Molinietalia* im Landschaftsschutzgebiet und Biosphärenreservat Poľana (Zentralslowakei). *Tüxenia*, Göttingen, 19: 351-392.

Benstead, P., Drake, M., José, P., Mountford, O., Newbold, C., Treweek, J., 1997: The wet Grassland Guide: Managing floodplain and coastal wet grasslands for wildlife. RSPB, ITE and EN. The Lodge, Sandy, Beds SG19 2DL. 172 pp.

Borhidi, A., 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.

Burkart, M., Dierschke, H., Hölzel, N., Nowak, B., Fartmann, T., 2004: Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 9. *Molinio-Arrhenatheretea* (E 1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: *Molinietalia*. Futter- und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht *Molinio-Arrhenatheretea*. Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft, Göttingen.

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

Dimitrov, M., 2001: Sintaksonomičen analiz na trevnata rastitelnost na teritorijata na UOGS „Jundola“. In: Temniskova E. (ed.), Trudove na šestata nacionalna konferencija po botanika, Sofia University „St. Kliment Ochridski“ Press, Sofia, p. 263-276.

Hájek, M., 1998: Mokřadní vegetace Bílých Karpat. Sborn. Přírodověd. Klubu Uherské Hradiště, Suppl. 4: 1-158.

Hájek, M., Hájková, P., Sopotlieva, D., Apostolova, I., Velev, N., 2008: The Balkan wet grassland vegetation: a prerequisite to better understanding of European habitat diversity *Plant Ecol.* 195: 197-213.



- Hájková, P., Hájek, M., 2005: Diversity of *Calthion* wet meadows in the western part of flysch Carpathians: regional classification based on national formal definitions. *Thaiszia J. Bot.*, Košice, 15: 85-116.
- Hájková, P., Hájek, M., Smatanová, J., 2001: Nelesní mokřadní vegetace Strážovských vrchů. *Ochr. Prír.*, Banská Bystrica, 19: 25-46.
- Háková, A., Klauďišová, A., Sádlo, J., 2004: Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000. *PLANETA XII*, 3/2004 – druhá část, MŽP ČR, Praha.
- Halada, L., Ružičková, H., David, S., Halabuk, A., 2008: Semi-natural grasslands under impact of changing land use during last 30 years: *Trollio-Cirsietum* community in the Liptov region (N Slovakia). *Community Ecology* 9: 115-123.
- Hrivnák, R., Kliment, J., Kochjarová, J., Bernátová, D., Blanár, D., Hájek, M., Hájková, P., Jarolímek, I., Uhlárová, E., Ujházy, K., Valachovič, M., Zaliberová, M., 2004: Prehľad rastlinných spoločenstiev uvádzaných z Muránskej planiny a bezprostredne susediacich území. – *Reussia*, Revúca, Suppl. 1: 191-214.
- Chytrý, M., 2007: Vegetace České republiky 1. Travninná a keříčková vegetace. *Academia*, Praha.
- Janišová, M., 2007: Travninobylinná vegetácia Slovenska – elektronický expertný systém na identifikáciu syntaxónov. *Botanický ústav SAV*, Bratislava.
- Jarolímek, I., Šibík, J., Hegedúšová, K., Janišová, M., Kliment, J., Kučera, P., Májeková, J., Michalková, J., Sadloňová, J., Šibíková, I., Škodová, I., Uhlířová, J., Ujházy, K., Ujházyová, M., Valachovič, M., Zaliberová, M., 2008: A List of vegetation units of Slovakia. In: Jarolímek, I. (ed.), *Diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Slovakia*. *Veda*, Bratislava, p. 295-329.
- Karaska, D., 2002: Močiarnica mekotavá. In: Danko Š., Darolová E., Krištín A.: *Rozšírenie vtákov na Slovensku*. *VEDA – vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied Bratislava*, p. 283-285.
- Kelemen, J. (ed.), 1997: *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez*. *TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó*, Budapest. 388 pp.
- Klimkowska, A., van Diggelen, R., Bakker, J.P., Grootjans, A.P., 2007: Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation* 140: 318-328
- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L., 2005: *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. *Sagittaria*, Olomouc, 128 pp.
- Krautzer, B., Graiss, W., Haslgrübler, P., 2010: Practical experiences in restoration with semi-natural grassland species in Austria. In: Ševčíková, M., Jongepierová, I., Vondřejc, T.E. (eds): *Chances and limitations of using regional seed mixtures*. *Regional SALVERE Workshop in Czech Republic*, OSEVA-PRO, Zubří. p. 24-33.
- Krištín, A., Hruží, V. (eds), 2005: *Rovnokřídlovce (Orthoptera) a modlivky (Mantodea) Poľany: ekológia, rozšírenie a ochrana [Crickets and grasshoppers (Orthoptera) and mantids (Mantodea) of the Poľana Mts.: ecology, distribution and conservation]*. – ŠOP SR, Správa CHKO – BR Poľana & Ústav ekológie lesa SAV, Zvolen, 77 pp.
- Marhoul, P., Turoňová, D., (eds), 2008: *Zásady managementu stanovišť druhů v evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000*. *Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky*. Praha, p. 48-52.
- Matuszkiewicz, W., 2008: *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. *Wydawnictwo Naukowe PWN*, Warszawa.
- Ministerstvo pôdohospodárstva Slovenskej republiky, 2007: *Program rozvoja vidieka SR: 2007 – 2013*. ([www.land.gov.sk](http://www.land.gov.sk))
- Mládek, J., Hejzman, M., 2006: Typy pastevně využívaných TTP dle Katalogu biotopů ČR. In: Mládek, J., Pavlů, V., Hejzman, M., Gaisler, J. (eds): *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. *VÚRV*, Praha, p. 10-20.
- Mošanský, L., Karaska, D., 2002: *Trasochvost žltohlavý*. In: Danko Š., Darolová E., Krištín, A.: *Rozšírenie vtákov na Slovensku*. *VEDA – vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied Bratislava*, p. 442-444.
- Mucina, L., Maglocký, Š. (eds), 1985: *A list of vegetation units of Slovakia*. *Doc. Phytosociol.*, NS, Camerino, 9: 175-200.
- Mucina, L., Grabherr, G., Ellmauer, T. (eds), 1993: *Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation*. *Gustav Fischer Verlag*, Jena/Stuttgart/New York.

- Nariadenie vlády SR č. 488/2010 z 8. decembra 2010 o podmienkach poskytovania podpory v poľnohospodárstve formou priamych platieb.
- Patočka, J., Kulfan, J., Štrbová, E., 2009. Motýle (*Lepidoptera*) v európsky významných biotopoch Slovenska. Ústav ekológie lesa SAV, Zvolen, 99 pp.
- Rajtar, R., Krištín, A., Kulfan, J., Vavrová, L., 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 pp.
- Randjelović, V., Zlatković, B., 1994: Vegetacija sveze *Calthion* Tx. 1936 u jugoistočnoj Srbiji. Ekologija 28–29(1–2): 19-31.
- Rennwald, E., 2000: Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands mit Synonymen und Formationseinteilung. Schriftenr. Vegetationsk. 35: 91-112.
- Ružičková, H., 1986: Trávnaté porasty Liptovskej kotliny. Biol. Práce, Bratislava, 32(2): 1-138.
- Solomakha, V.A., 1996: The syntaxonomy of vegetation of the Ukraine. Ukrain. Phytosoc. Collect., Ser. A, 4/5: 1-121.
- Stammel, B., Kiehl, K., Pfadenhauer, J., 2003: Alternative management of fens: Response of vegetation to grazing and mowing. Applied Vegetation Science 6: 245-254.
- Stanová, V., Valachovič, M. (eds), 2002: Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava.
- Šegulja, N., 1977: Nove zajednice sveze *Calthion* na području Vukomeričkih gorica. Acta Bot. Croat. 36: 119-124.
- Špániková, A., 1983: Rastlinné spoločenstvá radu *Molinietalia* W. Koch 1926 na Slovensku. Acta Bot. Slov., Ser. A, Bratislava, 7: 9-135.
- Ujházy, K., 2003: Sekundárna sukcesia na opustených lúkach a pasienkoch Poľany. Vedecké štúdie 7/2003/A, Technická univerzita, Zvolen.
- Van de Riet, B.P., Barendregt, A., Brouns, K., Hefting, M.M., Verhoeven, J.T.A., 2010: Nutrient limitation in species-rich *Calthion* grasslands in relation to opportunities for restoration in a peat meadow landscape. Applied Vegetation Science 13: 315-325.

# 10

## **Manažmentový model pre vysokohorské vysokobylinné nivy**

Ivan Jarolímek  
Ján Kliment  
Jozef Šibík  
Milan Janák

## 10. Vysokohorské vysokobylinné nivy



Vysokobylinná niva  
s dominantnými druhmi  
*Doronicum austriacum*,  
*Adenostyles alliariae*  
a *Bistorta major*.  
Vysoké Tatry,  
Velická dolina.  
Foto: J. Šibík

### Opis a definícia biotopu/biotopov

Pestrofarebné, druhovo bohaté vysokobylinné nivy predstavujú zaujímavý, fyziognomicky nápadný vegetačný typ vysokohorskej krajiny. V ich porastoch najčastejšie prevládajú stredne vysoké až vysoké druhy tráv (*Calamagrostis arundinacea*, *C. varia*, *C. villosa*, *Deschampsia cespitosa*, *Festuca carpatica*, *Trisetum fuscum*), širokolistých bylín (*Aconitum firmum*, *Adenostyles alliariae*, *Cicerbita alpina*, *Delphinium elatum*, *D. oxysepalum*, *Doronicum austriacum*, *Senecio nemorensis* agg.) a papradí (*Athyrium distentifolium*, *Dryopteris filix-mas*). Zvyčajne maloplošné porasty jednotky osídľujú stanovištia, kde chladná klíma, lavíny, plazivý sneh alebo akumulácia väčšieho množstva snehu bránia vývoju lesa. Zároveň ide o miesta chránené pred vetrom (záveterné svahy, kary, terénne zníženičky v okolí potokov a pramenísk, úpätia skalných stien, prirodzené svetliny v horských lesoch a v porastoch kosodreviny a pod.), v zime chránené pred mrazom hrubou snehovou pokrývkou, v porovnaní so širším okolím s teplejšou mezo- resp. mikroklímou a s dostatkom zrážok. Pôdy sú zvyčajne hlboké, humózne, s dostatočnou zásobou pôdnej vlhky a živín (cf. Jeník 1961, Kliment et al. 2007, Kočí 2007).

Vysokohorské vysokobylinné nivy svojou mimoriadne vysokou druhovou rozmanitosťou a nápadnou pestrosťou v čase kvitnutia (obr. hore) zaujali pozornosť botanikov už v raných štádiách fytoecenologického výskumu, v slovenskej časti Západných Karpát od polovice 20. storočia (cf. Domin 1925, 1930; Pawłowski et al. 1928; Braun-Blanquet 1930; Krajina 1933; Sillinger 1933 a i.), patria teda medzi najstaršie opísované rastlinné spoločenstvá.

### Celkové rozšírenie

Prevažne pôvodné, čiastočne reliktné spoločenstvá jednotky sa vyskytujú na karbonátoch aj horninách kryštalinika v stredne vysokých až vysokých pohoriach mierneho pásma od Pyrenej, Álp, Karpát a hercýnskych pohorí strednej Európy po severnú Európu, balkánske pohoria a južnú Sibír (Kočí 2007); v lesnom pásme sú viazané na edaficky resp. mechanicky podmienené prirodzené bezlesie (úsypové kužele, lavínové dráhy a pod.). Spoločenstvá nižšie hodnotených biotopov sú svojím rozšírením obmedzené na pohoria západnej, strednej a juhovýchodnej Európy (cf. Karner & Mucina 1993), niektoré podjednotky len na oblasť Karpát.

### Rozšírenie na Slovensku

Na Slovensku sú porasty vysokohorských vysokobylinných nív najlepšie vyvinuté v (supramontánnom) subalpínskom a alpínskom stupni centrálnych pohorí Západných Karpát (Západné, Vysoké a Belianske

Tatry, Nízke Tatry, Krivánska Malá Fatra, Veľká Fatra, Chočské vrchy); ich výskyt bol zaznamenaný aj na Muránskej planine, v Slovenskom raji a v Bukovských vrchoch, fragmentárne tiež v iných pohoríach (napr. vo Veporských vrchoch).

### Charakteristika biotopu, ekológia a variabilita

Vysokosteblové a vysokobylinné spoločenstvá, hodnotené v rámci manažmentového modelu, sú v zmysle Katalógu biotopov Slovenska (Stanová & Valachovič 2002) priradované k štyrom jednotkám: **AL5 Vysokobylinné spoločenstvá alpínskeho stupňa**, **AL6 Vysokosteblové spoločenstvá horských nív na silikátovom podklade**, **AL7 Vysokosteblové spoločenstvá vlhkých skalnatých žlabov na karbonátovom podklade** a **AL8 Horské vysokosteblové spoločenstvá na suchších a teplejších svahoch**. Z nich len biotop AL5 je súčasťou širšie vymedzeného biotopu európskeho významu 6430 Hygrophilous tall-herb fringe communities of plains and of the montane to alpine belts (cf. Viceníková & Polák 2003), ostatné patria medzi biotopy národného významu. Syntaxonomicky sú zaradované do jedinej triedy **Mulgedio-Aconitetea** Hadač et Klika in Klika et Hadač 1944. V slovenskej časti Karpát je táto trieda zastúpená tromi radmi, z ktorých súčasťou formačnej skupiny Al Alpínske biotopy sú len dva: rad **Adenostyletalia alliariae** Br.-Bl. 1930 združujúci subalpínske spoločenstvá vysokých širokolistých bylín a papradí a rad **Calamagrostietalia villosae** Pawłowski et al. 1928, kam patria vysokosteblové kvetnaté subalpínske lúky. Tretí rad – **Petasito-Chaerophylletalia** Morariu ex Kopecký 1969 zahŕňa prirodzené vysokobylinné nitrofilné spoločenstvá na brehoch riek a potokov v podhorskom až vyššom horskom, vzáčne až subalpínskom stupni (biotop Br6 Brehové porasty devätsilov). Subalpínske listnaté kroviny s vrbou sliezskou (zväz *Salicion silesiaca* Rejmánek et al. 1971), niektorými autormi (Kočí 2001, 2007) zaradované taktiež do tejto triedy, patria do osobitného biotopu Kr4 Spoločenstvá subalpínskych krovín. Nízke krovité spoločenstvá s vrbou švajčiarskou (*Salix helvetica*) (zväzy *Calamagrostion villosae* Pawłowski et al. 1928 p. p. a *Trisetion fusci* Krajina 1933 p. p.) sú v Katalógu biotopov Slovenska (Stanová & Valachovič 2002) hodnotené ako osobitný biotop Kr5 Nízke subalpínske kroviny.

Rad *Adenostyletalia alliariae* združuje druhovo bohaté a v čase kvitnutia nápadne pestré vysokobylinné spoločenstvá subalpínskeho a alpínskeho stupňa. Vyskytujú sa na miestach chránených pred vetrom, na dostatočne prevlhčených a živných nívnych pôdach (lavínové dráhy, okraje snehových výležísk a pod.). V nižších polohách sa vyskytujú najmä vo vlhkých depresiách, vo vyšších polohách aj na balvanitých sutinách pod skalnými stenami a na svahoch s plytkou skeletnatou pôdou, na mylonitoch aj na karbonátovom podklade. Na Slovensku doň patrí jediný zväz *Adenostylon alliariae* Br.-Bl. 1926 s podzväzmi *Adenostylon alliariae* Klika in Klika et Hadač 1944 a *Delphinenion elati* (Hadač ex Hadač et al. 1969) Boşcaiu et Mihăilescu 1997 (Kliment et al. 2007).

V rámci radu *Calamagrostietalia villosae* možno pozorovať výraznú diferenciáciu spoločenstiev na základe geologického podkladu, na čo upozornili už Hadač et al. (1969). Prvú skupinu, osídľujúcu horniny kryštalinika, tvoria zväzy *Calamagrostion villosae* Pawłowski et al. 1928 a *Trisetion fusci* Krajina 1933, diferencované taxónmi *Agrostis pyrenaica*, *Carex sempervirens* subsp. *silicicola*, *Festuca picturata*, *Gentiana punctata*, *Ligusticum mutellina*, *Luzula alpinopilosa* subsp. *obscura*, *Oreogeom montanum*, *Pulsatilla scherfelii*, *Sedum alpestre*. Spoločenstvá zväzov *Calamagrostion arundinaceae* (Luquet 1926) Oberdorfer 1957, *Calamagrostion varia* Sillinger 1932 a *Festucion carpaticae* Bělohávková et Fišerová 1989 naopak spája prítomnosť početných kalcifytov a hemikalcifytov resp. rastlín viazaných na chránené záveterné polohy, ako napr. *Bupleurum longifolium*, *Campanula elliptica*, *Carex sempervirens* subsp. *tatorum* (Zapať.) Pawł., *Cirsium erisithales*, *Crepis mollis*, *Cyanus mollis*, *Digitalis grandiflora*, *Galium anisophyllum*, *Hieracium prenanthoides*, *Jacea pseudophrygia*, *Knautia maxima*, *Laserpitium latifolium*, *Lilium martagon*, *Linum extraaxillare*, *Lotus corniculatus*, *Origanum vulgare*, *Phleum hirsutum*, *Pyrethrum clusii*, *Rubus saxatilis*, *Scabiosa lucida*, *Sesleria albicans*, *S. tatrae*, *Thesium alpinum*, *Tragopogon orientalis*, *Vicia oreophila*, *V. sylvatica* a i. (Kliment et al. 2007, 2010).

Výsledkom súčasného zohľadnenia oboch klasifikačných prístupov je nasledovné triedenie:

Biotop AL5 zahŕňa vysokobylinné spoločenstvá zväzu *Adenostylon alliariae* s podzväzmi *Delphinenion elati* (AL5a) a *Adenostylon alliariae* (AL5b), čo v podstate zodpovedá členeniu jednotky v Katalógu biotopov Slovenska (Stanová & Valachovič 2002); existenciu zväzu *Dryopterido-Athyrium distentifolii*

Holub ex Sýkora et Štursa 1973 zaradovaného do podjednotky A15b sa na území Západných Karpát nepodarilo potvrdiť (Kliment et al. 2007).

Do biotopu A16 patrí acidofilné krídlo radu *Calamagrostietalia villosae*, t. zn. vysokosteblové a vysokobylinné spoločenstvá zväzov *Calamagrostion villosae* (A16a) a *Trisetion fusci* (A16b).

Súčasťou biotopu A17 sú spoločenstvá zväzu *Festucion carpaticae* spolu s asociáciou *Geranio sylvatici-Calamagrostietum variaie* (Sillinger 1932) Kliment et al. 2004 (syn. *Calamagrostietum variaie altherbosum* Sillinger 1932; cf. Stanová & Valachovič 2002), ktorú však Kliment et al. (2004) na základe výsledkov syntaxonomickej revízie zaradili do zväzu *Calamagrostion variaie*.

Čiastočné zmeny nastali aj v obsahu jednotky A18, kam na rozdiel od hodnotenia v Katalógu biotopov Slovenska (Stanová & Valachovič 2002) popri zväze *Calamagrostion arundinaceae* zaradujeme aj asociáciu *Convallario majalis-Calamagrostietum variaie* (Sillinger 1933) Kliment et al. 2004 (zväz *Calamagrostion variaie*).

### A15 Vysokobylinné spoločenstvá alpínskeho stupňa

Biotop A15 je v slovenskej časti karpatského oblúka reprezentovaný jediným zväzom ***Adenostyilion alliariae***, združujúcim mozaikovito vyvinuté, druhovo bohaté, kvetnaté, vlhkomilné spoločenstvá vysokých širokolistých bylín a papradí v subalpínskom a alpínskom stupni (obr. 1). Osídľujú tu relatívne hlboké, minerálne bohaté pôdy na stanovištiach chránených proti vetru, v zime pokrytých hrubou vrstvou snehu. Spoločenstvá zväzu sú rozšírené v pohoriach západnej a strednej Európy od Pyrenej cez Alpy a Vysoké Sudety až po Karpaty a pohoria Balkánskeho polostrova (cf. Karner & Mucina 1993, Kočí 2007 a i.). Na Slovensku dosahujú optimum výskytu v subalpínskom stupni Západných, Vysokých, Belianskych a Nízkych Tatier, známe sú aj z Krivánskej Malej Fatry, Veľkej Fatry a Oravských Beskýd (Kliment et al. 2007).

**Druhové zloženie** (Kliment et al. 2007, Šibík et al. 2008):

Diagnostické taxóny: *Acetosa arifolia* (konšt.), *Adenostyles alliariae* (konšt., dom.), *Athyrium distentifolium* (konšt., dom.), *Cicerbita alpina* (dom.) (obr. 2), *Doronicum austriacum* (konšt., dom.), *Milium*



**Obr. 1.** V čase kvitnutia sú spoločenstvá s dominantným druhom *Adenostyles alliariae* nápadné svojím vzhľadom i sfarbením ako na bázičkoch (vľavo, Krivánska Malá Fatra), tak i na kyslom substráte (vpravo, Vysoké Tatry, Hlínska dolina). Foto: J. Šibík

*effusum* (konšt.), *Ranunculus platanifolius*, *Silene dioica*

Konštantne zastúpené taxóny: *Aconitum firmum*, *Alchemilla* spec. div., *Calamagrostis villosa*, *Geranium sylvaticum*, *Homogyne alpina*, *Hypericum maculatum*, *Ligusticum mutellina*, *Soldanella carpatica*, *Veratrum album* subsp. *lobelianum*, *Viola biflora*.

Na rozdiel od chápania v Katalógu biotopov Slovenska (Stanová & Valachovič 2002) sú sem zaradené biotopy hodnotené na úrovni podzväzov (cf. Kliment et al. 2004, 2007):

Podzväz ***Delphinienion elati* (biotop A15a)** zahŕňa vysokobylinné, chiono- a hygrofilné, hemisciofilné, druhovo bohaté, kvetnaté spoločenstvá na karbonátovom substráte v montánnom až alpínskom stupni. Osídľujú stredne až veľmi hlboké, silne humózne, skeletnaté, husto prekonené pôdy s dostatkom vlahy na dnách i okrajoch lavínových žlabov, dnách menších úžľabín, úsypových kuželoch pod skalnými stenami, skalnatých svahoch a pod., v chránených polohách s hrubou a dlhotrvajúcou snehovou pokrývkou. Predstavujú synekologický (substrátový) analóg spoločenstiev podzväzu *Adenostylenion alliariae*, oproti ktorým ich diferencujú viaceré prevažne hemikalcifilné a hygrofilné byliny (*Cardus personata*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Cortusa matthioli*, *Festuca carpatica*, *Galeobdolon luteum* s. l., *Geum rivale*, *Luzula sylvatica*, *Thalictrum aquilegifolium*, *Valeriana excelsa* subsp. *sambucifolia*). Na Slovensku sa vyskytujú vo vysokých pohoriach Západných Karpát (Krivánska Malá Fatra, Veľká Fatra, Nízke Tatry, Západné Tatry, Belianske Tatry, vzácné Vysoké Tatry), zriedkavo v inverzných polohách Muránskej planiny, prevažne na karbonátoch, zriedkavejšie na melafýroch a iných bázických horninách.

Spomedzi endemitov a subendemitov Karpát (Kliment 1999, Kliment et al. 2010) sú v spoločenstvách podzväzu *Delphinienion elati* početnejšie zastúpené druhy *Aconitum firmum*, *Hylotelephium argutum* a *Leucanthemum rotundifolium*; zriedkavo až ojedinele *Campanula serrata*, *C. tatrae*, *Cyanus mollis*, *Euphrasia tatrae*, *Festuca carpatica*, *Hesperis matronalis* subsp. *nivea*, *Linum extraaxillare*, *Luzula alpinopilosa* subsp. *obscura*, *Ranunculus pseudomontanus*, *Soldanella hungarica* a *Trisetum fuscum*. Zo západokarpatských endemitov a subendemitov medzi častejšie patrí *Soldanella carpatica*, ďalšie (*Cardaminopsis halleri* subsp. *tatrica*, *Carex sempervirens* subsp. *tatorum*, *Cerastium arvense* subsp. *glandulosum*, *Erysimum wahlenbergii*, *Saxifraga wahlenbergii*, *Sesleria tatrae*) sú zastúpené viac-menej sporadicky.

**Druhové zloženie** (Kliment et al. 2007, 2010):

Diagnostické taxóny: *Delphinium elatum* (dom.), *Epilobium alpestre* (konšt.)

Konštantne zastúpené taxóny: *Acetosa arifolia*, *Aconitum firmum* (dom.) (obr. 3), *Adenostyles alliariae* (dom.), *Alchemilla* spec. div., *Chaerophyllum hirsutum*, *Deschampsia cespitosa*, *Doronicum austriacum* (dom.), *Gentiana asclepiadea*, *Geranium sylvaticum*, *Geum rivale*, *Heracleum sphondylium*, *Hypericum maculatum*, *Luzula sylvatica*, *Milium effusum*, *Primula elatior*, *Senecio nemorensis* agg. (*S. hercynicus*, zriedkavo *S. germanicus*) (dom.), *S. subalpinus*, *Silene dioica*, *Soldanella carpatica*, *Stellaria nemorum*,



**Obr. 2.** *Cicerbita alpina* vo vysokohorských nivách väčšinou rastie roztrúsene, len zriedka tvorí väčšie súvislé porasty. Foto: I. Jarolímek

*Thalictrum aquilegifolium*, *Valeriana excelsa* subsp. *sambucifolia*, *Veratrum album* subsp. *lobelianum*, *Viola biflora*.

Dominantné taxóny: *Dryopteris filix-mas*.

**Fytocenológia:** Do podzväzu *Delphinienion elati* možno podľa súčasných poznatkov s istotou zaradiť štyri asociácie: *Aconito firmi-Adenostyletum alliariae* Domin 1930 nom. invers. propos., *Petasito kablikiani-Senecietum nemorensis* Hadač et al. 1969, *Geranio robertiani-Delphinietum elati* Kliment et al. 2004 a *Daphno mezerei-Dryopteridetum filicis-maris* Sýkora et Štursa 1973, ktoré s výnimkou asociácie *Aconito-Adenostyletum patriae* v rámci Slovenska medzi vzácné až veľmi vzácné spoločenstvá. Asociácia *Chaerophyllo hirsuti-Cicerbitetum alpinae* (Kästner 1938) Sýkora et Hadač 1984 bola zachytená len v netypickom vývoji na úpäti Západných Tatier (Kliment et al. 2007).

Podzväz ***Adenostylenion alliariae* (biotop A15b)** združuje floristicky bohaté, kvetnaté, vlhkomilné spoločenstvá vysokých širokolistých bylín a papradí v subalpínskom až alpínskom stupni na silikátovom podklade. Viac-menej konštantné zastúpenie v porastoch majú druhy vysokosteblových nív (*Calamagrostis villosa*, *Festuca picturata*, *Gentiana punctata*, *Homogyne alpina*, *Ligusticum mutellina*, *Luzula alpinopilosa* subsp. *obscura*, *Oreogalum montanum*), z ktorých väčšina v spoločenstvách vysokobylinných nív na karbonátoch (podzväz *Delphinienion elati*) celkom chýba. Porasty jednotky boli zdokumentované v Západných, Vysokých a Nízkych Tatrách, v Krivánskej Malej Fatre, vzácné vo Veľkej Fatre; rozsiahle sekundárne porasty aj v Oravských Beskydách.

Endemické taxóny (Kliment 1999, Kliment et al. 2010) sú zastúpené prevažne (sub)endemitmi Karpát (*Aconitum firmum*, *Luzula alpinopilosa* subsp. *obscura*, *Ranunculus pseudomontanus*; zriedkavo až ojedinele *Campanula serrata*, *Cardaminopsis neglecta*, *Hylotelephium argutum*, *Leucanthemum rotundifolium*, *Sempervivum carpathicum* Wettstein ex Prodan subsp. *carpathicum*, *Soldanella hungarica*, *Trisetum fuscum*). Pomerne častý je západokarpatský endemit *Soldanella carpatica*; len v porastoch asociácie *Ranunculo platanifolii-Adenostyletum alliariae* sa vyskytuje tatranský endemit *Poa granitica*.

**Druhové zloženie** (Kliment et al. 2007, 2010):

Diferenciálne taxóny (oproti podzväzu *Delphinienion*): *Calamagrostis villosa* (konšt.), *Festuca picturata* (konšt.), *Gentiana punctata* (konšt.), *Luzula alpinopilosa* subsp. *obscura* (konšt.), *Oreogalum montanum* (konšt.).

Konštantne zastúpené taxóny: *Acetosa arifolia*, *Adenostyles alliariae* (dom.), *Athyrium distentifolium* (dom.), *Doronicum austriacum*, *Homogyne alpina*, *Ligusticum mutellina*, *Milium effusum*, *Ranunculus platanifolius*, *Soldanella carpatica*, *Veratrum album* subsp. *lobelianum* (obr. 4).

**Fytocenológia:** Podzväz *Adenostylenion alliariae* je na Slovensku zastúpený dvomi asociáciami: *Ranunculo platanifolii-Adenostyletum alliariae* (Krajina 1933) Dúbravcová et Hadač ex Kočí 2001 a *Adenostyles alliariae-Athyrietum alpestris* (Zlatník 1928) Jeník 1961. Druhá z nich (spolu s asociáciou *Daphno-Dry-*



**Obr. 3.** *Aconitum firmum* subsp. *firmum*, typický zástupca karpatských endemitov v týchto biotopoch. Vysoké Tatry, Veľická dolina. Foto: J. Šibík



*opteridetum*) býva zaraďovaná do osobitného zväzu *Dryopterido-Athyrium distentifolii* Holub ex Sýkora et Štursa 1973 (cf. Stanová et Valachovič 2002).

#### Al6 Vysokosteblové spoločenstvá horských nív na silikátovom podklade

Do zväzu ***Calamagrostion villosae* (biotop Al6a)** patria vysokosteblové, floristicky prevažne chudobné až stredne bohaté spoločenstvá s prevahou smlzu chlpkatého (*Calamagrostis villosa*) v subalpínskom až alpínskom stupni Álp, Karpát a Vysokých Sudet (Karner & Mucina 1993, Coldea 1997, Kočí 2007 a i.); na Slovensku sú známe z kryštalinika Západných, Vysokých a Nízkyh Tatier (Kliment et al. 2007). Osídľujú tu prevažne plytké, skeletnaté a kyslé pôdy na chránených stanovištiach s hrubou, dlhšie trvajúcou snehovou pokrývkou, ale aj na stanovištiach vystavených silnému pôsobeniu vetrov. Optimálne vyvinuté sú v erózných a lavínových žlaboch, na úsypových kuželoch a na voľných miestach medzi kosodrevinou. Na ich zložení sa podieľajú viaceré vzácne a v rôznej miere ohrozené taxóny (VU – CR) ako napr. *Pseudorchis albida*, *Rhodiola rosea* a *Senecio incanus* subsp. *carniolicus*. Spolu s endemickými taxónmi Západných Karpát (*Campanula tatrae*, *Soldanella carpatica*, vzácne *Leucanthemopsis alpina* subsp. *tatrae*) obohacujú ich druhové zloženie aj viaceré karpatské endemity a subendemity (*Aconitum firmum*, *Leucanthemum rotundifolium*, *Linum extraaxillare*, *Luzula alpinopilosa* subsp. *obscura*, *Ranunculus pseudomontanus*, *Salix kitaibeliana*, *Sempervivum carpathicum* subsp. *carpathicum*), zriedkavo až ojedinele *Euphrasia tatrae*, *Hylotelephium argutum*, *Soldanella hungarica* a *Trisetum fuscum* (Kliment 1999, Kliment et al. 2010).



**Obr. 4.** *Veratrum album* subsp. *lobelianum* – typický zástupca v spoločenstvách vysokobylinných nív. Vysoké Tatry, Hlinská dolina. Foto: J. Šibík

**Druhové zloženie** (Kliment et al. 2007, 2010; Jarolímek et al. 2008):

Diagnostické taxóny: *Calamagrostis villosa* (konšt., dom.), *Carex sempervirens* subsp. *silicicola* (konšt.), *Gentiana punctata* (konšt., obr. 5), *Sempervivum carpathicum* subsp. *carpathicum*, *Trommsdorffia uniflora*.

Konštantne zastúpené taxóny: *Anthoxanthum alpinum*, *Avenella flexuosa*, *Bistorta major*, *Festuca picturata*, *Homogyne alpina*, *Ligusticum mutellina*, *Luzula luzuloides* subsp. *rubella*, *Oreogalum montanum*, *Potentilla aurea*, *Soldanella carpatica*, *Solidago virgaurea* subsp. *minuta*, *Vaccinium myrtillus*, *Veratrum album* subsp. *lobelianum*.

**Fytocenológia:** Do zväzu *Calamagrostion villosae* podľa aktuálnych poznatkov (Kliment et al. 2007, 2010) patria len dve spoločenstvá vysokosteblových nív: *Festuco picturatae-Calamagrostietum villosae* Pawłowski in Pawłowski et al. 1928 corr. Kliment et al. 2004, nom. invers. propos. a *Vaccinio myrtilli-Calamagrostietum villosae* Sillinger 1933. Obe patria medzi plošne rozšírené spoločenstvá; spojené sú radom prechodov. Ďalšie donedávna sem zaraďované asociácie *Allio victoralis-Calamagrostietum villosae* Kliment 1997 a *Jaceo elatioris-Calamagrostietum villosae* Kliment 1997 (cf. Kliment 1997, Stanová & Valachovič 2002) boli na základe výsledkov syntaxonomickej revízie (Kliment et al. 2004) preradené do zväzu *Calamagrostion arundinaceae*. Asociácia *Calamagrostio villosae-Salicetum helveticae* Dúbravová et Šeffler 1992 je súčasťou biotopu Kr5 Nízke subalpínske kroviny.



**Obr. 5.** Druhovo chudobné spoločenstvá vysokých tráv na kyslom podklade sú často oživené nápadne kvitnúcimi druhmi, napr. *Gentiana punctata*. Vysoké Tatry, Ťažká dolina. Foto: J. Šibík



**Obr. 6.** Západokarpatský paleoendemit – *Delphinium oxysepalum*.  
Foto: I. Jarolímek

Zväz ***Trisetion fuscii* (biotop Al6b)** zahŕňa mozaikovitú, chiono- a hygrolínne spoločenstvá vysokých tráv, dvojklíčnolistových bylín a kríčkov, patriace medzi druhovo najbohatšie vysokohorské spoločenstvá na silikátovom podklade. Rozšírené sú na stanovištiach s vysokou diverzitou edafických podmienok. Najčastejšie osídľujú dná menších priehlbín s naplavenou jemnozemitou a humusom v blízkosti vysokohorských bystrín a plies; voda preteká medzi balvanmi hlbšie pod povrchom pôdy. Konfigurácia terénu podmieňuje hrubú a dlhotrvajúcu snehovú pokrývku. Pôdy sú prevažne stredne hlboké až hlboké, silne humózne, hlinité, husto prekorenené, balvanité, slabo až veľmi kyslé, s vysokým obsahom prístupných živín. Optimum výskytu dosahujú v subalpínskom až alpínskom stupni Západných, Vysokých a Nízkych Tatier; ojedinele (as. *Aconitetum firmi*) boli zaznamenané aj vo vlhkých žlaboch (občasné korytá prívalových vôd) v najvyšších polohách Krivánskej Malej Fatry (Šibíková et al. 2007).

Spoločenstvá zväzu možno charakterizovať ako vzácne, ľudskou činnosťou málo ohrozené. Na ich floristickej skladbe sa podieľajú aj viaceré vzácne a ohrozené taxóny, ktoré sú však zastúpené skôr ojedinele (*Callianthemum coriandrifolium*, *Carex lachenalii*, *Eriophorum vaginatum*, *Gentiana nivalis*, *Salix herbacea*, *S. phyllicifolia*, *S. retusa*, *Saxifraga androsacea*, *S. carpatica*, *S. rotundifolia*). Spomedzi západokarpatských endemitov tvorí pravidelnú súčasť porastov *Soldanella carpatica*; pomerne častý je paleoendemit *Delphinium oxysepalum* (obr. 6), zriedkavejšie až vzácne sú *Campanula tatrae*, *Cerastium arvense* subsp. *glandulosum*, *Cochlearia tatrae*, *Leucanthemopsis alpina* subsp. *tatrae*, *Poa granitica*, *Saxifraga moschata* subsp. *kotulae*. Kategóriu karpatských endemitov a subendemitov najčastejšie reprezentujú *Aconitum firmum*, *Cardaminopsis neglecta*, *Leucanthemum rotundifolium*, *Luzula alpinopilosa* subsp. *obscura*, *Ranunculus pseudomontanus* a *Trisetum fuscum*, s nižšou frekvenciou až ojedinele *Antennaria carpatica* subsp. *carpatica*, *Campanula serrata*, *Euphrasia tatrae*, *Hylotelephium argutum*, *Leontodon pseudotaraxaci*, *Salix kitaibeliana* a *Sempervivum carpathicum* subsp. *carpathicum* (Kliment 1999, Kliment et al. 2010).

**Druhové zloženie** (Kliment et al. 2007, 2010; Jarolímek et al. 2008):

Diagnostické taxóny: *Aconitum firmum* (konšt., dom.), *Carex aterrima*, *Cerastium fontanum*, *Rhodiola rosea* (konšt., dom.), *Taraxacum alpinum* (konšt.), *Trisetum fuscum* (dom.); *Bryum pseudotriquetrum*.

Konštantne zastúpené taxóny: *Alchemilla* spec. div., *Bistorta major*, *Calamagrostis villosa*, *Caltha palustris* subsp. *laeta*, *Deschampsia cespitosa* (dom.), *Festuca picturata*, *Homogyne alpina*, *Ligusticum mutellina*, *Luzula alpinopilosa* subsp. *obscura*, *Oreogalum montanum*, *Potentilla aurea*, *Soldanella carpatuca*, *Viola biflora*.

**Fytcenológia:** Vysokosteblové a vysokobylinné porasty zväzu *Trisetion fusci* v slovenskej časti Západných Karpát možno podľa súčasných poznatkov zatriediť do štyroch asociácií: *Rhodiolo-Deschampsietum caespitosae* Krajina 1933, *Phleo alpini-Deschampsietum caespitosae* (Krajina 1933) Coldea 1983, *Aconitetum firmi* Sokotowski in Pawłowski et al. 1928 a *Bryo pseudotriquetri-Chaerophylletum hirsuti* (Krajina 1933) Kliment et al. 2004. Asociácie *Aconitetum firmi* a *Bryo-Chaerophylletum* sú svojím zložením i synekologicky na rozhraní k mokradovým fytcenózam; niektorí autori ich preto v minulosti odčleňovali do osobitného zväzu *Aconition firmi* (biotop 9332300 sensu Ružičková et al. 1996). Asociácia *Deschampsio caespitosae-Salicetum helveticae* (Krajina 1933) Dúbravcová et Šeffler 1992 spolu s obdobným spoločenstvom zväzu *Calamagrostion villosae* (pozri vyššie) tvorí súčasť biotopu Kr5 Nízke subalpínske kroviny (Stanová & Valachovič 2002, obr. 7).

#### Al7 Vysokosteblové spoločenstvá vlhkých skalnatých žlabov na karbonátovom podklade

Do zväzu ***Festucion carpaticae* (biotop Al7a)** patria maloplošné, chiono- a hygrofilné, neutro- až slabo bazifilné, druhovo stredne až veľmi bohaté spoločenstvá horských nív s prevahou kostravy karpatskej (*Festuca carpatica*, obr. 8), ojedinele smlzu pestrého (*Calamagrostis varia*). Optimálne vyvinuté sú na chránených stanovištiach v strmých erózných a lavínových žlaboch s hrubou a dosť dlho (do polovice mája až začiatku júna) trvajúcou snehovou pokrývkou v subalpínskom, zriedkavejšie alpínskom stupni; skalnatými žlabmi zostupujú do supramontánneho stupňa. Tvoria tiež malé trávnaté enklávy medzi porastami kosodreviny alebo pri hornej hranici medzernatého lesa. Prevažne plytké, vlhké, humózne, silne štrkovité pôdy na stabilizovaných karbonátových sutinách sú dobre zavlažované periodicky stekajúcou vodou. Veľmi dobre ich upevňuje hustá spleť húževnatých, v ťahu veľmi odolných koreňov dominantného druhu, ktorá bráni aj odnosu pôdy vodou alebo snehovými zosuvmi. Hrubá a dlho trvajúca



**Obr. 7.** Vysokobylinné nivy vo Vysokých Tatrách vytvárajú mozaiku so subalpínskymi listnatými krovínami s dominantným druhom *Salix helvetica*. Vysoké Tatry, Hlinská dolina. Foto: J. Šibík



**Obr. 8.** Porasty s dominantným druhom *Festuca carpatica*, ktoré sa vyskytujú iba na území Karpát, patria medzi druhovo najbohatšie porasty vysokobylinných nív. Západné Tatry, Červené vrchy.  
Foto: J. Šibík

snehová pokrývka ako aj privalové vody znižujú alebo celkom vylučujú konkurenciu drevín; trávnaté enklávy v subalpínskom stupni však môžu v ďalšom vývoji ustúpiť porastom kosodreviny (Sillinger 1932, Unar et al. 1985).

Viac-menej nerušený vývoj spoločenstiev umožnil zachovanie značného počtu endemických, predovšetkým horských a vysokohorských taxónov. Spomedzi karpatských endemitov a subendemitov sú v porastoch popri dominante (*Festuca carpatica*) v rôznej miere zastúpené *Aconitum firmum*, *Campanula carpatica*, *C. serrata*, *Cyanus mollis*, *Erigeron hungaricus*, *Euphrasia tatrae*, *Hesperis matronalis* subsp. *nivea*, *Hylotelephium argutum*, *Leontodon pseudotaraxaci*, *Leucanthemum rotundifolium*, *Linum extra-axillare*, *Ranunculus pseudomontanus*, *Salix kitaibeliana*, *Sempervivum carpathicum* subsp. *carpathicum*, *Soldanella hungarica*, *Thymus pulcherrimus* a *Trisetum fuscum*; kategóriu západokarpatských endemitov a subendemitov reprezentujú *Campanula tatrae*, *Carex sempervirens* subsp. *tatorum*, *Cerastium arvense* subsp. *glandulosum*, *Delphinium oxysepalum*, *Dianthus nitidus* subsp. *nitidus*, *D. praecox* subsp. *praecox*, *Erysimum wahlenbergii*, *Festuca tatrae*, *Gentianella fatrae*, *Knautia kitaibelii*, *Sesleria tatrae* a *Soldanella carpatica* (Kliment 1999, Kliment et al. 2010).

**Druhové zloženie** (Kliment et al. 2007, 2010; Jarolímek et al. 2008):

Diagnostický druh: *Festuca carpatica* (konšt., dom.)

Konštantne zastúpené taxóny: *Achillea millefolium* subsp. *alpestris*, *Alchemilla* spec. div., *Astrantia major*, *Bistorta major*, *Cortusa matthioli*, *Crepis mollis*, *Geranium sylvaticum*, *Heracleum sphondylium*, *Hypericum maculatum*, *Leontodon hispidus*, *Luzula luzuloides* subsp. *rubella*, *L. sylvatica*, *Phyteuma orbiculare*, *Pimpinella major* subsp. *rhodochlamys*, *Primula elatior*, *Senecio subalpinus*, *Sesleria tatrae*, *Soldanella carpatica*, *Swertia perennis* subsp. *alpestris*, *Viola biflora*.

**Fytocenológia:** Zväz je na Slovensku zastúpený jedinou asociáciou *Festucetum carpaticae* Domin 1925, ktorá predstavuje pôvodné, trvalé spoločenstvo karbonátových pohorí Západných Karpát. Svojím výskytom je obmedzená na ich centrálné pohoria (Belianske Tatry, Západné Tatry, Nízke Tatry, Krivánsku Malú Fatru, Velkú Fatru a Chočské vrchy), veľmi vzácne bola zaznamenaná aj na mylonitoch v Temnosmrečianskej doline vo Vysokých Tatrách. Oproti nasledujúcej, floristicky aj synekologicky najpríbuznejšej asociácii *Geranio sylvatici-Calamagrostietum variae* je diferencovaná druhmi *Viola biflora*, *Bistorta major*, *Swertia perennis* subsp. *alpestris*, *Luzula luzuloides* subsp. *rubella*, *Senecio subalpinus*, *Ligusticum mutellina*, *Bartsia alpina*, *Myosotis alpestris* (Kliment et al. 2007).

Ostrovčekovitý, otvorený až takmer uzavretý, vertikálne členený, druhovo bohatý vysokosteblový porasty asociácie ***Geranio sylvatici-Calamagrostietum variae* (biotop A17b)** osídľujú výslnné, pred vetrom chránené, prevažne na juh (JZ–JV) orientované svahy na úpäti skalných stien v blízkosti hornej

hranice lesa, na svetlinách v kosodrevine, aj v záveroch strmých lavínových žlabov s ťažiskom výskytu v supramontánnom stupni, ca 1250–1550 m n. m. Plytké až stredne hlboké, husto prekorenené karbonátové pôdy sú mierne až čerstvo vlhké, silne humózne, nadol silne štrkovité až kamenité. Stanovištia sú v zime chránené hrubou, avšak nie príliš dlho trvajúcou snehovou pokrývkou. Dominantný druh *Calamagrostis varia* popri ďalších travinách (*Carex sempervirens* subsp. *tatorum*, *Phleum hirsutum*, *Sesleria albicans*) sprevádzajú viaceré nápadne kvitnúce byliny ako napr. *Achillea millefolium* subsp. *alpestris*, *Astrantia major*, *Campanula serrata*, *Cirsium erisithales*, *Crepis mollis*, *Digitalis grandiflora*, *Geranium sylvaticum*, *Knautia maxima*, *Laserpitium latifolium*, *Leontodon hispidus*, *Leucanthemum vulgare* agg., *Pimpinella major* subsp. *rhodochlamys*, *Pyrethrum clusii*, *Scabiosa lucida* či *Silene vulgaris*, dodávajúce porastom pestrofarebný vzhľad. Výskyt asociácie bol zdokumentovaný vo Veľkej Fatre, Chočských vrchoch, v Nízkych, Západných a Belianskych Tatrách. Na vhodných stanovištiach tvorí s asociáciou *Festucetum carpaticae* vzájomné prechody.

**Druhovú zloženie** (Kliment et al. 2007):

Diferenciálne taxóny [oproti asociáciám *Festucetum carpaticae* (Al7a) a *Convallario-Calamagrostietum* (Al8b)]: *Achillea millefolium* subsp. *alpestris* (konšt.), *Astrantia major* (konšt.), *Campanula elliptica* (konšt.), *C. serrata* (konšt.), *Carex sempervirens* subsp. *tatorum* (konšt.), *Crepis mollis* (konšt.), *Geranium sylvaticum* (konšt.), *Helianthemum grandiflorum* (konšt.), *Knautia maxima* (konšt.), *Leontodon hispidus* (konšt.), *Linum extraaxillare* (konšt.), *Phleum hirsutum* (konšt.), *Primula elatior* (konšt.), *Ranunculus nemorosus*, *Silene vulgaris* (konšt.).

Konštantne zastúpené taxóny: *Calamagrostis varia* (dom.), *Carlina acaulis*, *Cirsium erisithales*, *Digitalis grandiflora*, *Fragaria vesca*, *Galium anisophyllum*, *Laserpitium latifolium*, *Leucanthemum vulgare* agg., *Lotus corniculatus*, *Mercurialis perennis*, *Phyteuma orbiculare*, *Pimpinella major* subsp. *rhodochlamys*, *Pyrethrum clusii*, *Scabiosa lucida*, *Sesleria albicans*, *Thesium alpinum*.

#### Al8 Horské vysokosteblové spoločenstvá na suchších a teplejších svahoch

Zväz ***Calamagrostion arundinaceae* (biotop Al8a)** zahŕňa viacvrstvé, otvorené aj uzavreté, v optimálnom vývoji floristicky mimoriadne bohaté a kvetnaté spoločenstvá vysokých tráv a dvojkľúčolistových bylín v supramontánnom a subalpínskom stupni. Osídľujú výslnné skalnaté hrebienky v záveterných polohách na juhovýchodných až východných svahoch pohorí, nad (súčasnou) hornou hranicou lesa. V zime sú chránené hrubou vrstvou snehu, ktorý sa však na jar vďaka priaznivej orientácii a strmým svahom rýchlo topí. Stredne hlboké až hlboké humusovo-karbonátové pôdy sa vyznačujú priaznivou štruktúrou, dostatočnou zásobou pôdnej vlhky, vzduchu ako aj prístupných živín a vysokým obsahom skeletu, ktorého veľkosť s hĺbkou výrazne narastá. Reliéфом podmienená teplejšia a suchšia mikroklíma umožňuje existenciu vitálnych populácií (sub)termofilných, prevažne subkontinentálnych druhov skalných stepí, xerothermných dubín až submontánnych vápencových bučín a ich lemov (*Clinopodium vulgare*, *Digitalis grandiflora*, *Laserpitium latifolium*, *Melittis melissophyllum*, *Origanum vulgare*, *Trifolium alpestre*, *Vicia sylvatica* a i.) na hornej hranici ich vertikálneho rozšírenia; členitý mikrorelief aj výskyt druhov, sprevádzajúcich údolné vodné toky (*Laserpitium archangelica*). Väčšina z nich sa tu vyskytuje izolovane od populácií v nižších polohách, preto Carbiener (1969) prilietavo označil ich rozšírenie ako disjunktívno-bihorizontálne. Jeník (1961) pokladal vznik pôvodných spoločenstiev s *Calamagrostis arundinacea* nad hranicou lesa za vyvrcholenie komplexného vplyvu anemo-orografických systémov na vegetáciu a ich neobyčajné floristické bohatstvo za dôkaz ich značného veku a špecifických floro- a syngenetických pomerov. Na sekundárne vzniknutých holiach (Veľká Fatra, Bukovské vrchy, čiastočne Krivánska Malá Fatra) sa po opustení tradičných spôsobov hospodárenia šíria rozsiahle druhotné porasty s dominantným smlzom trstovitým, vytvárajúce osobitné spoločenstvá.

Spoločenstvá zväzu *Calamagrostion arundinaceae* sú rozšírené v celom rade európskych pohorí od Francúzskeho stredohoria (Massif Central) cez Vogézy, Schwarzwald, rakúske Alpy, Vysoké Sudety a jednotlivé podcelky Karpát až po ich rumunskú časť; na Slovensku vo Veľkej Fatre, Krivánskej Malej Fatre, Nízkych Tatrách, Belianskych Tatrách, na Muránskej planine a v Bukovských vrchoch.

Vysoká diverzita stanovišť umožňuje výskyt pomerne vysokého počtu endemických taxónov (cf. Kliment 1999, Kliment et al. 2010). Spomedzi karpatských endemitov a subendemitov sa v spoločenstvách zväzu pravidelne vyskytujú *Campanula serrata*, *Cyanus mollis*, *Linum extraaxillare* a *Ranunculus pseudomontanus*, zriedkavejšie až vzácné *Aconitum firmum*, *A. moldavicum*, *Euphrasia tatrae*, *Festuca carpatica*, *F. versicolor* subsp. *versicolor*, *Hesperis matronalis* subsp. *nivea*, *Hylotelephium argutum*, *Thymus pulcherrimus* a *Trifolium pratense* subsp. *kotulae*; v Bukovských vrchoch k nim pristupujú východokarpatské endemity *Aconitum lasiocarpum* a *Tithymalus sojakii*. Endemity Západných Karpát a ich subregiónov reprezentujú *Campanula tatrae*, *C. xylocarpa*, *Cardaminopsis halleri* subsp. *tatica*, *Carex sempervirens* subsp. *tatorum*, *Erysimum wahlenbergii*, *Festuca tatrae*, *Knautia kitaibelii*, *Primula auricula* subsp. *hungarica*, *Sesleria tatrae* a *Soldanella carpatica*.

**Druhové zloženie** (Kliment et al. 2007, 2010; Jarolímek et al. 2008):

Diagnostické taxóny: *Calamagrostis arundinacea* (konšt., dom.), *Allium victorialis*, *Campanula abietina* (reg.), *Dianthus carthusianorum* subsp. *latifolius*, *Hieracium prenanthoides*, *Jacea pseudophrygia*, *Knautia maxima* (konšt.), *Ranunculus nemorosus* (konšt.), *Tephrosieris papposa* (reg.), *Vicia oreophila* (konšt.), *V. sylvatica*, *Viola dacica* (reg.).

Konštantne zastúpené taxóny: *Acetosa arifolia*, *Achillea millefolium* subsp. *alpestris*, *Agrostis capillaris*, *Anemone narcissiflora*, *Campanula elliptica*, *C. serrata*, *Carlina acaulis*, *Cirsium erisithales*, *Crepis mollis*, *Cruciata glabra*, *Digitalis grandiflora*, *Geranium sylvaticum*, *Hypericum maculatum*, *Luzula luzuloides* subsp. *rubella*, *Pimpinella major* subsp. *rhodochlamys*, *Phleum hirsutum*, *Poa nemoralis*, *Pyrethrum clusii*, *Solidago virgaurea* subsp. *minuta*.

Dominantné taxóny: *Calamagrostis villosa*.

**Fytocenológia:** Spoločenstvá zväzu *Calamagrostion arundinaceae* v slovenskej časti Karpát možno podľa súčasných poznatkov (Kliment et al. 2007, 2010) zatriediť do siedmich asociácií: *Digitali ambiguae-Calamagrostietum arundinaceae* Sillinger 1933, *Sileno vulgaris-Calamagrostietum arundinaceae* Kliment et Jarolímek 2003, *Helianthemo grandiflorae-Calamagrostietum arundinaceae* Hadač et al. 1969, *Anemono narcissiflorae-Laserpitietum latifolii* Grebenščikov et al. 1956, *Allio victorialis-Calamagrostietum villosae* Kliment 1997, *Achilleo strictae-Calamagrostietum arundinaceae* Hadač et al. 1988 a *Potentillo aurei-Calamagrostietum arundinaceae* Kliment 1993, z ktorých asociácia *Anemono-Laserpitietum latifolii* je známa len z chránených záveterných polôh Veľkej Fatry. Asociácie *Achilleo strictae-Calamagrostietum arundinaceae* a *Potentillo aurei-Calamagrostietum arundinaceae* predstavujú sekundárne spoločenstvá šíriace sa po zanechaní využívania hôľných porastov; prvá z nich bola zaznamenaná len na poloninách Bukovských vrchov.

Asociácia ***Convallario majalis-Calamagrostietum variae* (biotop Al8b)** (zväz *Calamagrostion variae*) predstavuje pôvodné reliktné, druhovo stredne bohaté spoločenstvo strmých vápencovo-dolomitových strání v lesnom stupni, kde tvorí vegetačný komplex s porastami reliktných borín, alebo sa vyvíja na primárnom bezlesí (ústia skalných žlabov) v zóne listnatých aj zmiešaných lesov, v nadmorskej výške ca 760–1220 m. Rastie tu na plytkých, štrkovitých, mierne vlhkých, bohato prekorených, slabo alkalických pôdach na spevnených sutinách, na povrchu s nesúvislou vrstvičkou humusu. Bezprostredný kontakt s lesnými porastami sa prejavuje vyššou účasťou viacerých lesných druhov (*Campanula rapunculoides*, *Carex alba*, *Convallaria majalis*, *Epipactis atrorubens*, *Galium schultesii*, *Mercurialis perennis* a i.). Zastúpenie niektorých druhov charakterizujúcich bazifilné mačínové spoločenstvá (*Carduus glaucinus*, *Phyteuma orbiculare*, *Pulsatilla slavica*, *Scabiosa lucida*, *Thesium alpinum* a i.) viedlo k jej pôvodnému zaradeniu do zväzu *Seslerion coeruleae* Br.-Bl. in Br.-Bl. et Jenny 1926 (cf. Sillinger 1933), neskôr (v rámci zväzu *Calamagrostion variae*) do radu *Seslerietalia coeruleae* Br.-Bl. in Br.-Bl. et Jenny 1926 (cf. Mucina & Maglocký 1985, Grabherr et al. 1993). Viac-menej pravidelná prítomnosť komponentov horských vysokobylinných niv (*Astrantia major*, *Cirsium erisithales*, *Cyanus mollis*, *Heracleum sphondylium*, *Laserpitium latifolium*, *Pimpinella major* subsp. *rhodochlamys*, *Pyrethrum clusii* a i.) ju spája s triedou *Mulgedio-Aconitetea*, kde zaujíma okrajové postavenie na rozhraní so spoločenstvami triedy *Elyno-Seslerietea* Br.-Bl. 1948.

**Druhové zloženie** (Kliment et al. 2007):

Diagnostické taxóny: *Adenophora liliifolia*, *Anthericum ramosum*, *Bupleurum falcatum*, *Knautia slovacica*, *Polygonatum odoratum* (konšt.), *Pulsatilla slavica* (konšt.).

Konštantne zastúpené taxóny: *Achillea stricta*, *Brachypodium pinnatum*, *Calamagrostis varia* (dom.), *Carduus glaucinus*, *Carlina acaulis*, *Cirsium erisithales*, *Convallaria majalis*, *Digitalis grandiflora*, *Fragaria vesca*, *Galium schultesii*, *Heracleum sphondylium*, *Hieracium murorum*, *Knautia kitaibelii*, *Laserpitium latifolium*, *Lilium martagon*, *Lotus corniculatus*, *Mercurialis perennis*, *Origanum vulgare*, *Phyteuma spicatum*, *Pimpinella major* subsp. *rhodochlamys*, *Pyrethrum clusii*, *Rubus saxatilis*, *Scabiosa lucida*, *Thesium alpinum*.

Oproti asociácii *Geranio sylvatici-Calamagrostietum variae* (Al7b), s ktorou na severne orientovaných svahoch tvorí vzájomné prechody, ju okrem diagnostických taxónov diferencujú aj druhy *Achillea stricta*, *Convallaria majalis*, *Galium schultesii*, *Brachypodium pinnatum*, *Campanula rapunculoides* a *Securigera varia*. Zaznamenaná bola vo Veľkej Fatre, Chočských vrchoch, Západných Tatrách, Nízkych Tatrách, v Slovenskom raji a na Muránskej planine.

**Druhy živočíchov viazané na biotopy**

Jednou z najvýznamnejších skupín živočíchov viazaných na biotopy vysokohorských vysokobylinných nív sú motýle (*Lepidoptera*). Spomedzi charakteristických druhov možno vymenovať napr. *Boloria pales*, *B. eunomia* (v súčasnosti na území Slovenska pravdepodobne vyhynutý), *Coleophora corsicella*, *Catantia marginea*, *Catoptria pauperella*, *C. furcatella*, *C. radiella*, *C. maculalis*, *Erebia manto*, *E. epiphron*, *E. euryale* (obr. 9), *E. pronoe*, *E. pharte*, *Entephria flavicinctata*, *E. infidaria*, *Lampronia rupella*, *Sterrhopterix standfussi* a ďalšie (Patočka & Kulfan 2009). Viaceré z nich sú druhmi národného významu. Typickými zástupcami sú práve druhy rodu *Erebia*. Živnou rastlinou ich húseníc sú rôzne druhy tráv rodov *Festuca*, *Carex*, príp. *Nardus*, *Avenella*, *Sesleria*. Imága, ktoré sú výrazne heliofilné, preletujú za slnečného svitu nad porastom tráv a hojne využívajú bohatú ponuku kvitnúcich bylín, napr. *Bistorta major* (<http://www.lepidoptera.cz/motyli/index.php?s=motyli&id=156>). Samičky za priaznivého počasia patrolujú nízko nad porastom a vyhľadávajú nespárené samičky. Hoci na Slovensku nepatria medzi vzácne druhy (možno s výnimkou *Erebia pharte* a *E. epiphron*) a vo vysokohorských polohách môžu byť ich populácie početné, ich výskyt je väčšinou lokálny (Patočka & Kulfan 2009).

**Trendy**

Väčšina subalpínskych vysokobylinných fytocenóz patrí medzi prirodzené spoločenstvá s dlhodobou stabilným floristickým zložením, meniacim sa len miestne v dôsledku prírodných faktorov. Miestami



**Obr. 9.** Očkáň červenopásy (*Erebia euryale*) sa nachádza vo vyšších pohoriach Slovenska.  
Foto: H. Kalivoda

ide o maloplošné, plôškovité resp. mozaikovité fytoocenózy, ktorých reliktnosť (spolu s úzkou viazanosťou na podmienky prostredia) sa prejavuje aj v ich obmedzenom rozšírení. Niektoré spoločenstvá počas posledných stáročí v dôsledku odstraňovania porastov kosodreviny (príp. horských smrečín) človekom svoj areál rozšírili, pričom ich floristické zloženie ostalo blízke pôvodnému (napr. asociácie *Festuco picturatae-Calamagrostietum villosae*, *Allio victorialis-Calamagrostietum villosae*). Iné v dôsledku antropogénnych aktivít naopak značne ustúpili; ako príklad možno uviesť subasociáciu *Anemono-Laserpitietum avenochloetosum planiculmis*, ktorej porasty sa zachovali len v podobe malých kvetnato-trávnatých enkláv s pozmeneným druhovým zložením medzi protilavínovými výsadbami kosodreviny (cf. Kliment et al. 2007). Nepriaznivé zmeny vo floristickom zložení porastov však spôsobuje aj absencia tradičných spôsobov hospodárenia. Príkladom sú krátkosteblové kvetnaté porasty s prevahou metlušky krivolakej (*Avenella flexuosa*), ktoré boli v minulosti využívané ako jednokosné lúky (Kmoníček 1936) a v ostatných desaťročiach prepásané ovcami. Po výraznom útlme až zanechaní hospodárenia metlušku vytlačajú konkurenčne zdatnejšie vysoké trávy (najmä *Avenula planiculmis*), čím sa mení aj celková druhová skladba porastov. So zanechaním tradičných spôsobov využívania porastov úzko súvisí aj ďalší trend, a to vznik nových spoločenstiev a pomerne rýchle rozširovanie ich areálu na úkor predošlých, zvyčajne krátkosteblových fytoocenóz. K takýmto patria dve vysokosteblové spoločenstvá smlzu trstovitého: asociácie *Achilleo strictae-Calamagrostietum arundinaceae* (Bukovské vrchy) a *Potentillo aurei-Calamagrostietum arundinaceae* (Veľká Fatra, Krivánska Malá Fatra). Dominantný smlz je kompetične veľmi zdatný, šíri sa generatívne i vegetatívne a tvorí uzavreté porasty, ktoré aj vďaka tvorbe kompaktnej, len pomaly sa rozkladajúcej vrstve opadu („stariny“) veľmi významne sťažujú prirodzenú obnovu lesa (Greibenščík et al. 1956, Topercer et al. 2004); z dlhodobého hľadiska ich preto možno hodnotiť ako relatívne stabilné sukcesné štádiá.

## Ohrozenia

### Pastva

V období rozvoja vysokohorského salašníctva (cf. Midriak 1977, 1983) boli niektoré veľkoplošné, čiastočne sekundárne rozšírené vysokobylinné spoločenstvá (popri jednokosnom režime) využívané aj ako pasienky; dnes však len ťažko možno posúdiť, do akej miery sa to odrazilo v ich druhovom zložení. V súčasnosti sú prakticky všetky situované v národných parkoch, často na lokalitách s prísnu územnou ochranou. Na holiach vo Veľkej Fatre, kde sa dodnes pasie, sú sporadicky (najmä v období nedostatku paše) spásané veľkoplošné porasty asociácie *Allio victorialis-Calamagrostietum villosae*; občasne prepásané (počas presunu oviec z košiara na hôľne pasienky) sú aj kvetnaté porasty asociácie *Anemono narcissiflorae-Laserpitietum latifoliae*. Keďže však nejde o výraznejšie zaťaženie, známe negatívne vplyvy pastvy na porasty (tvorba prítí, lineárna a plošná erózia a pod.) neboli pozorované.

### Absencia tradičného obhospodarovania

Väčšina vysokosteblových nív patrí medzi pôvodné fytoocenózy osídľujúce stanovištia ovplyvňované len prirodzenými faktormi (dná glaciálnych karov, úžľabín, závery lavínových žľabov, lavínové dráhy, sutinové kužele a i.). Len malá časť fytoocenóz vznikla a udržiava sa za spoluúčasti antropozoogénnych činiteľov. Jednou z nich je špecifické kvetnaté spoločenstvo s prevahou *Avenella flexuosa* (cf. Kmoníček 1935, Kliment 1994), ktoré sa vyvinulo na bočných južných hrebeňoch masívu Krížnej po odstránení porastov bučín a udržiavalo sa vďaka režimu jednokosného využívania, neskôr občasnému prepásaniu ovcami. Po postupnom útlme hôľnej pastvy sa ich druhová skladba mení v prospech konkurenčne zdatnejších vysokých tráv, najmä *Avenula planiculmis* príp. *Deschampsia cespitosa* (Kliment et al. 2007).

### Zalesňovanie

Zalesňovanie polôh nad súčasnou hornou hranicou lesa či už kosodrevinou alebo inými drevinami (smrek obyčajný, smrekovec opadavý, javor horský, jarabina vtáčia), vrátane nepôvodných (jelša zelená, limba mimo jej prirodzeného areálu a i.), patrí k významným faktorom, ovplyvňujúcim diverzitu vysokosteblových a vysokobylinných nív vo Veľkej Fatre, Malej Fatre, Chočských vrchoch i v Nízkych Tatrách. Svedčia o tom aj údaje z publikácie Ružičková et al. (1996), podľa ktorých sú výsadbou kosodreviny a smreka ohrozené viaceré biotopy nív. Pritom nejde len o veľkoplošné spoločenstvá, ktoré



v minulosti sekundárne rozšírili svoj areál likvidovaním porastov kosodreviny či smrečín (zväz *Calamagrostion villosae*), ale aj o vzácne maloplošné a/alebo územne obmedzené, často reliktné typy fyto-cenóz, ktoré vznikli v klimaticky priaznivých obdobiach postglaciálu a udržali sa v bezlesých refúgiách (spoločenstvá zväzu *Calamagrostion arundinaceae*). Ako príklad možno uviesť vzácne pôvodné spoločenstvo *Sileno vulgaris-Calamagrostietum arundinaceae*, ktorého plôškovitité porasty osídľujú mierne vypuklé skalnaté hrebienky pod/medzi skalnými stenkami v závere strmých lavínových žlabov, lavínových dráh a nivačných depresí nad hornou hranicou zapojeného lesa. Svojím výskytom je obmedzené len na niekoľko lokalít vo Veľkej Fatre (Křížna, Veľká Pustalovčia, Borišov) a v priľahlej horskej skupine Zvolena, kde je ohrozené protilavínovými výsadbami a zalesňovaním v rámci „rekonštrukcie“ hornej hranice lesa. Niekde uprostred medzi uvedenými krajnými prípadmi sú kvetnaté porasty asociácie *Anemone narcissiflorae-Laserpitietum latifolii* pôvodne osídľujúce aj chránené východo-juhovýchodné svahy bočných hrebeňov Krížnej, kde boli protilavínovými výsadbami kosodreviny zdecimované do takej miery, že z nich ostali len nepatrné zvyšky vo výklenkoch výsadiel, so zmeneným druhovým zložením (cf. Kliment 1995, Kliment et al. 2007).

Pri kopaní jamiek pre sadenice i pri budovaní protilavínových zábran (kolové zábrany, snehové ploty a i.; cf. Šebeň 2004) dochádza zároveň k poškodzovaniu vegetačného krytu, ktoré umožňuje uchytenie sa tu nepôvodných druhov rastlín; vzhľadom na extrémne podmienky vo vysokých polohách je na vzniknutých otvorených plôškach reálna aj erózia v dôsledku mrazového zvetrávania (Midriak 1973).

Zalesňovanie za účelom zvýšenia hornej hranice lesa spôsobuje tiež likvidáciu prirodzených biotopov vysokohorskej fauny, najmä bezstavovcov. Napríklad v prípade druhov motýľov *Erebia pharte*, *E. epiphron* a pod., ktoré vytvárajú veľmi lokálne populácie a ktorých jedince sa nevzďaľujú z lokalít výskytu, môže zalesňovanie spôsobiť fragmentáciu populácie až lokálne vymretie, pokiaľ dôjde k úplnej premene pôvodne nelesného stanovišťa.

### Vysokohorská turistika

Vysokohorská turistika sa najmä v 20. storočí, v súvislosti s rozvojom cestovného ruchu, stala významným činiteľom ohrozujúcim vegetačný kryt vo vysokých pohoriach Západných Karpát. Pri nadmernej záťaži sú porasty vysokohorských nív ohrozované zošľapovaním a následnou eróziou pôdy, ktorá môže mať veľmi nepriaznivé následky zvlášť v prípade neudržiavaných turistických chodníkov, kde turisti v prípade potreby využívajú okolitú súvislejšiu vegetačnú pokrývku. To vedie k zošľapávaniu okrajov chodníkov, ich postupnému rozširovaniu, miestami aj k vzniku paralelných chodníkov po erodovaní pôvodného chodníka (cf. Šoltés 1985). K rozširovaniu chodníkov na úkor vegetácie dochádza aj v dôsledku odnosu pôdy pod vegetačnou pokrývkou na obnažených okrajoch vhlbených chodníkov a následného odtrhnutia mačiny (cf. Midriak 1973, 1983). Vegetácia je však poškodzovaná nielen na turistických trasách, ale aj v ich širšom okolí využívanom na odpočinok, slnenie a pod. Konkrétnym príkladom negatívnych vplyvov zošľapovania na vegetáciu sú výsledky štúdia na trvalej ploche v blízkosti turistického chodníka Skalnaté pleso – Malá Svišťovka (Vysoké Tatry), osídlenej porastami zväzu *Calamagrostion villosae* (Šomšák et al. 1981). Ako priame dôsledky zošľapovania autori uviedli zníženie výšky a celkovej pokrývnosti porastu, úbytok biomasy a nebezpečie vzniku erózných rýh. Sekundárnym dôsledkom sú zmeny v druhovom zložení porastov, ktoré môžu viesť až ku vzniku nových, odolnejších spoločenstiev. Podľa údajov autorov v dôsledku zošľapovania rapídne klesla pokrývnosť menej odolných druhov vrátane pôvodne dominantného smlzu (*Calamagrostis villosa*) a naopak, zvýšilo sa zastúpenie druhov, ktoré zošľapovanie podporuje (*Festuca picturata*, *Agrostis pyrenaica*); ďalšie druhy zvýšili svoju početnosť šírením sa na uvoľnený priestor (*Campanula alpina*, *C. tatrae*). Obdobné výsledky (ústup menej odolných druhov, vyššie zastúpenie odolnejších alebo zošľapovaním podporovaných druhov, obsadzovanie uvoľnených ník inými druhmi) zaznamenali v zošľapovaní narušovanom poraste asociácie *Festuco picturatae-Calamagrostietum villosae* v blízkosti turistického chodníka na Predné Solisko aj Dúbravcová et al. (1990). Podľa Pačlovej (1999) sú zošľapovaním ohrozené porasty asociácie *Rhodiolo-Deschampsietum cespitosae* v blízkosti turistického chodníka v Litvorovej doline s výskytom úzko endemického druhu *Ranunculus altitatisensis*. Zaťaženie turistických chodníkov a ich blízkeho okolia je neúmerne vysoké najmä v bližšom okolí vrcholových staníc horských dopravných zariadení, ktorých prepravná kapacita sa v posledných rokoch veľmi výrazne zvýšila. Negatívne dôsledky predimenzovanej návštevnosti na vegetáciu sú známe prakticky zo všetkých vysokých pohorí (najmä Vysokých a Be-

lianskych Tatier, Krivánskej Malej Fatry a Ďumbierskych Tatier, cf. Midriak 2005); v ostatných rokoch sú jej účinky umocňované vysokohorskou cykloturistikou, urýchľujúcou eróziu chodníkov. Spoločenstvá vysokosteblových nív v okolí turistických chodníkov sú ohrozované aj nežiaducim „obohacovaním“ ich zloženia o nepôvodné (prevažne synantropné) druhy rastlín zanášané turistami z nižších polôh (cf. Hindák et al. 1989; Šomšák et al. 1990; Štrba 2004a, b; Štrba & Gogoláková 2004; Kliment & Bernátová 2006; Kliment et al. 2008 a i.).

### Stavebná činnosť, športové a rekreačné aktivity

Stavebná činnosť a ďalšie sprievodné aktivity začínajú byť najmä v posledných rokoch veľmi vážnym činiteľom, ohrozujúcim či priamo likvidujúcim diverzitu horských vysokobylinných nív. Konkrétne ide o necitlivú rekonštrukciu či výstavbu nových chat, horských hotelov, penziónov, rekreačných a lyžiarskych stredísk, s ktorou sú spojené ďalšie sprievodné činnosti ako napr. budovanie vodovodných a elektrických prípojok, prístupových komunikácií, lyžiarskych tratí, lanoviek a lyžiarskych vlekov. Budovanie lyžiarskych vlekov a lanoviek môže vážne poškodiť až celkom zničiť plôšky vzácnej nelesnej vegetácie. Výraznejšie však môže ohroziť najmä spoločenstvá na súvislejších svahoch, popri priamych vplyvoch (poškodzovanie vegetačného krytu, zníženie pokrývnosti porastov, plošná erózia pôdy) aj nepriamo, negatívnymi zmenami ich diverzity v dôsledku zanášania diaspór pre ne nepôvodných druhov rastlín pri zatrávňovaní zjazdoviek, vrátane nevhodných trávnych zmesí (druhy nižších polôh, cudzo-krajné kultivary). Propaguly nepôvodných, predovšetkým synantropných druhov sa šíria tiež stavebnými mechanizmami, najmä na plochy obnažené pri výstavbe objektov cestovného ruchu, televíznych a rozhlasových vysieláčov atď., popri cestných komunikáciách vedúcich vysoko do hôr a pod. (Hindák et al. 1989; Hrouda et al. 1990; Štrba & Gogoláková 2007, 2009; Kliment et al. 2008). Zanedbateľné nie sú ani negatívne účinky zberu lesných plodov, najmä čučoriedok na vegetáciu (zošľapovanie, tvorba chodníkov, prenos diaspór synantropných druhov a pod.).

Výstavba a rozvoj športových a iných aktivít môže mať na spoločenstvá motýľov (*Lepidoptera*) biotopov vysokohorských vysokobylinných nív podobne negatívny dopad ako zalesňovanie. Keďže často ide o druhy s výrazne lokálnym výskytom, rozvoj turistickej a inej infraštruktúry môže spôsobiť fragmentáciu populácií až lokálne vymiznutie druhov.

### Nadmerná erózia

Viacere vyššie uvedené antropozoogénne činitele, najmä nadmerná pastva, neregulovaná turistika a stavebno-technická činnosť človeka významne prispievajú k vzniku lineárnej až plošnej erózie, ktorá môže dlhodobo až natrvalo ohroziť existenciu krátkosteblových spoločenstiev (krasovatenie, vznik tzv. spustnutých pôd). Ich osobitosť, zároveň najväčšie nebezpečenie spočíva v tom, že ich pôsobenie na deštrukciu povrchu nemusí, na rozdiel od primárnych činiteľov, trvať počas celého obdobia deštrukcie. Môže však dať podnet k vzniku deštrukcie pôdy (povrchu) alebo k jej urýchleniu, pričom pre ďalšie obdobie vývoja pôdnodeštrukčných javov môže byť bezvýznamné a deštrukcia môže pokračovať len účinkom primárnych činiteľov (cf. Midriak 1973, 1993).

Okrem viacerých vyššie spomenutých faktorov k poškodzovaniu vegetácie a vzniku erózie významne prispieva aj pomerne hustá sieť prístupových komunikácií k horským hotelom, chatám, salašom (doprava stravy, zvoz syra), vysieláčom a ďalším objektom situovaných nad hornou hranicou lesa. Výmera biotopov na strmých svahoch sa znižuje nielen o cestu samotnú, ale aj o násypy a zárezy, na miernejších sklonoch aj o nové trasy po rozjazdení pôvodnej nespevnenej cesty. Popri vlastnej lineárnej (výmoľovej) až plošnej erózii ich budovanie vedie aj k rozdrobeniu (fragmentácii) biotopov, prerušeniu žlabov a ďalším negatívnym dôsledkom.

Paradoxne erózia pôdneho krytu v týchto polohách, spôsobená zošľapávaním turistami, nadmernou pastvou hovädzieho dobytku a oviec, veľmi dobre prospieva početnosti populácií očkaňa fatranského (*Erebia pronoe*) ([http://www.lepidoptera.sk/docs/erebia\\_pronoe.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/erebia_pronoe.html)). Podobne očkaň vysokohorský (*Erebia gorge*), ktorý je naším najvyššie vystupujúcim zástupcom rodu *Erebia*, sa na miestach narušených antropogénnou činnosťou (zošľapaných pasúcimi sa hospodárskymi zvieratami, miestami aj nadmernou pešou turistikou), vyskytuje aj podstatne nižšie v pásme kosodreviny, teda mimo svoj pri-

rodzený areál (napr. Liptovské hole). Takouto devastačnou činnosťou totiž dochádza k vytvoreniu nových biotopov, ktoré je očkáň vysokohorský (*Erebia gorge*) schopný osídliť i v nižšom pásme, než je jeho prirodzený výskyt ([http://www.lepidoptera.sk/docs/erebia\\_gorge.html](http://www.lepidoptera.sk/docs/erebia_gorge.html)).

### Vplyv imisií

Negatívne účinky imisií sa popri zjavnom vplyve na lesné porasty v oblasti hornej hranice lesa (cf. Saniga 2004, Midriak 2005 a i.) prejavujú aj u nelesných spoločenstiev nad touto hranicou postupnými zmenami ich štruktúry a poklesom druhovej diverzity, obzvlášť u fytocenóz osídľujúcich pôdy na horninách kryštalinika (vplyv kyslých zrážok). Hoci sa imisné zaťaženie vegetácie a pôdy na Slovensku v súvislosti s reštrukturalizáciou priemyslu, poklesom výroby a zavádzaním nových technológií v ostatných dvoch desaťročiach výrazne znížilo, vzhľadom na zmeny pôdnej reakcie a dlhodobú akumuláciu exhalátov v pôde ostáva pomerne vysoké. Potvrdzujú to aj výsledky opakovaných analýz lúčnych porastov v okolí priemyselných podnikov (Banášová & Lackovičová 2004), kde vplyvom vysokej koncentrácie kovov, donedávna aj oxidov síry dochádzalo k výmene trávnych dominánt za odolnejšie druhy, výraznému zníženiu druhovej diverzity a poklesu celkovej pokrývnosti porastov, miestami až k vzniku imisných holín. Tieto sú v súčasnosti osídľované niektorými toxitolerantnými druhmi lišajníkov, cievnaté rastliny sa však zatiaľ na holinách bez humusu neobnovujú. Autorkami uvádzané negatívne účinky imisií, najmä SO<sub>2</sub> na fyziologické procesy (plošné nekrózy pletív, vybielenie chlorofylu a poruchy metabolizmu s následným znížením produkcie biomasy až úhynom rastliny) možno predpokladať aj vo vysokohorských polohách Slovenska, odkiaľ však obdobné údaje zatiaľ nie sú známe. Hajdúk & Topercer st. (1987) si síce popri vplyve imisií na lesné porasty všimli aj výskyt nekróz na listoch niektorých bylín (*Hypericum maculatum*, *Luzula luzuloides*, *Veratrum album* subsp. *lobelianum*) vyvolaných imisiami kyslej povahy vo vyšších polohách Krivánskej Malej Fatry, avšak bez viazanosti na vegetačný typ. U krkonošskej obdoby pôvodných spoločenstiev smlzu chĺpkatého, asociácie *Crepidod conyzifoliae-Calamagrostietum villosae* v dôsledku eutrofizácie a kyslých zrážok dochádza k redukcii diverzity dvojklíčnolistových bylín a zvyšujúcej sa prevahe *Calamagrostis villosa*; kombinovaný vplyv imisií dusíka, kyslých zrážok a absencie obohospodarovania podporuje šírenie smlzu do vzrastovo nižších, druhovo chudobných oligotrofných spoločenstiev (cf. Kočí 2007).

### Atraktívnosť lokalít z hľadiska výskytu vzácnych druhov rastlín a živočíchov

Na rozdiel od krátkosteblových (sub)alpínskych fytocenóz je tento spôsob ohrozenia vysokohorských vysokobylinných spoločenstiev menej významný. Rastie v nich síce 7 druhov zaradených aj do Červenej knihy (Čeřovský et al. 1999), prevažne však v menej zraniteľných spoločenstvách; navyše ide o druhy, ktoré väčšinou (s výnimkou *Ranunculus altitatisensis*) nie sú až tak extrémne vzácne, snáď aj preto sú „fotografickými filatelistami“ menej vyhľadávané. Na niektorých lokalitách môžu byť ich populácie (napr. *Cirsium waldsteinii*, *Conioselinum tataricum*, *Erysimum wahlenbergii*, *Tithymalus sojakii*) decimované nadmerným zberom do herbárov, samotné biotopy však touto činnosťou nie sú existenčne ohrozené.

## Manažment

### Všeobecné odporúčania

Pre zachovanie priaznivého stavu vysokohorských vysokobylinných nív v prevažnej väčšine nie je nevyhnutný aktívny manažment. Tento sa vyžaduje skôr výnimočne, v prípadoch, keď je potrebné zachovať resp. obnoviť tradičné spôsoby obhospodarovania ako je pravidelné kosenie resp. regulované pasenie obmedzeného počtu oviec alebo hovädzieho dobytku, ktoré vplývali na vysokú druhovú rozmanitosť niektorých spoločenstiev. Dôležitý je aj pri odstraňovaní príčin negatívnych zmien a trendov v zložení spoločenstiev spôsobených človekom, napr. pri likvidácii neuvážených výsadiel kosodreviny príp. smreka na stanovištia, ktoré boli prirodzene bezlesé počas celého postglaciálu (závery lavínových žľabov, lavínové dráhy a pod.). Vo väčšine prípadov stačí na zachovanie priaznivého stavu biotopov pasívny manažment, čiže predchádzanie nepriaznivým dôsledkom antropických faktorov a činností

na biotop, napr. obmedzenie až vylúčenie pohybu turistov vo vybraných územiach s vysokou mierou erózie, striktné dodržiavanie trás turistických chodníkov, ich pravidelná údržba, zabránenie výstavby a rozširovania rekreačných a turistických objektov (lanovky, lyžiarske vleky, cyklodráhy, horské hotely, chaty a i.) vrátane necitlivej rekonštrukcie už existujúcich zariadení v územiach s koncentrovaným výskytom ohrozených typov biotopov, vylúčenie výsadiieb kosodreviny príp. ďalších drevín na stanovištia, kde by existenčne ohrozili vzácne pôvodné nelesné biotopy a pod. Dôležitým predpokladom prevencie je zmapovanie (potenciálne) ohrozených biotopov s následným monitoringom aspoň na vytipovaných lokalitách.

### Aktívny manažment

#### Pastva/kosenie

Na rozdiel od krátkosteblových (sub)alpínskych spoločenstiev (biotopy Al1, Al3) má pastva pre udržanie diverzity horských vysokobylinných nív oveľa menší význam. Týka sa len niektorých vzrastovo nižších spoločenstiev v supramontánnom stupni, ktoré vznikli spolupôsobením antropozoogénnych a prírodných faktorov. Ako konkrétny príklad možno uviesť už vyššie zmienené kvetnaté horské porasty s prevahou metľušky krivolakej v súčasnosti hodnotené ako súčasť asociácie *Anemone narcissiflorae-Laserpitietum latifolii* (cf. Kliment et al. 2010), ktoré vznikli na bočných hrebeňoch Krížnej po ich odlesnení a udržali sa tu vďaka režimu jednodkosného využívania, neskôr boli prepásané ovcami. Pastva oviec je reálna aj v súčasnosti; vzhľadom na šírenie vysokých druhov tráv by jej malo predchádzať jednorazové vykosenie porastov resp. krátkodobá usmernená pastva hovädzieho dobytká (cf. Hejčman et al. 2002, 2004). Porasty sú lokalizované prevažne na miernych svahoch, pri primeranom zaťažení preto nie sú ohrozené eróziou. Vychádzajúc z odporúčaného zaťaženia porastov (0,3 VDJ/ha), reálnych možností a príslušných prepočtov (1 ovca = 0,12–0,2 VDJ, 1 jalovica = 0,7 VDJ, cf. Janík 1971; Hejčman et al. 2002, 2004) možno uvažovať s usmernenou pastvou ca 150–250 oviec alebo 43 ks jalovic na 100 ha spásanej plochy, a to od polovice júna do polovice septembra. Košiare i stádliská dobytká musia byť situované mimo dotknutého biotopu. Pokiaľ je tomu niekde inak, je potrebné uvažovať s klasickými opatreniami, platnými pre vysokohorské biotopy (cf. Midriak 1993): zabezpečiť pravidelné prekladanie košiara (každé 2–3 dni podľa počasia) spolu s dôslednou likvidáciou burín (vykášaním); pastvu vylúčiť z miest, kde sa vyskytujú vzácne pôvodné spoločenstvá a najmä u hovädzieho dobytká aj zo strmých svahov náchylných na eróziu; podmienky pasenia, košarovanie (stádlenie), trasy priehonov a ďalšie podrobnosti súhlasu dohodnúť na základe terénneho prieskumu v závislosti od konkrétnych vlastností stanovišť; pri stanovení trás priehonov určiť viac alternatív, aby dochádzalo k čo najmenšej tvorbe prťí pri presune zvierat na pastvu; prívod vody do napájadiel volíť tak, aby sa predišlo erózii pôdy, deštrukcii trávnych porastov a poškodeniu vegetácie pramenísk. Po vyhodnotení vplyvu pastvy na vegetačný a pôdny kryt v prípade nepriaznivého vývoja spresniť podmienky pasenia na nasledujúci rok, vrátane veľkosti stáda a druhu dobytká.

### Obnovný manažment

#### Odstránenie/redukcia nežiaducich výsadiieb

Výsadby kosodreviny a ich následné rozrastanie ohrozujú mimoriadne vysokú biodiverzitu niektorých pôvodných, reliktných maloplošných subalpínskych spoločenstiev viazaných na primárne bezlesie. Takto ohrozené sú ostrovčekovité porasty asociácie *Sileno vulgaris-Calamagrostietum arundinaceae*, v záveroch lavínových žľabov medzi konvexnými výstupmi slienitých vápencov na strmých južných (jjv.) svahoch Borišova (Veľká Fatra) a menšie nivačné depresie na južných (jjv.) svahoch kóty 1 336 m v horskej skupine Zvolena. Výsadbami smreka sú do istej miery ohrozené aj plôškovité porasty v lievikovitom závere lavínového žľabu na južných svahoch bočného hrebeňa Veľkej Pustalovčej (tzv. Folkušovský úšust). Ide o veľmi zriedkavé reliktné spoločenstvo, ktoré tu pretrvalo pravdepodobne od teplejších a suchších období postglaciálu; jeho zachovanie má preto mimoriadny vedecký i prírodoochranný význam. Na Borišove je rozrastajúcimi sa výsadbami spolu s ním ohrozené aj ďalšie mimoriadne vzácne spoločenstvo s výskytom endemického druhu *Poa margilicola* (zväz *Potentillion caulescentis* Br.-Bl. in Br.-Bl. et Jenny 1926), osídľujúce strmé rozpukané výstupy slienitých vápencov po okrajoch žľabov, čo význam lokality ešte znásobuje. Podobné príklady možno nájsť aj v ďalších pohoriach. Predište ďalšiemu

poškodzovaniu (až zničeniu) týchto reliktných spoločenstiev možno postupnou redukciovou okrajov výsadiieb, od zóny kontaktu s ohrozenými biotopmi smerom dovnútra porastov. Zásahu by mala predchádzať identifikácia ohrozených porastov v teréne za účasti zástupcov všetkých zainteresovaných inštitúcií a ich presná lokalizácia (zakreslenie do mapy), ako aj vybavenie potrebných súhlasov a výnimiek. Aby sa predišlo poškodeniu biotopov resp. ich najcenejších zložiek, je vhodné začať s výrubom drevín až na sklonku vegetačnej sezóny (september). Pničky kosodreviny možno ošetriť herbicídmi (Roundup v 50%-nej koncentrácii); ich použitie je však neprípustné v blízkosti pramenísk (cf. Sádlo 2004). V ďalších rokoch je nutné likvidovať prípadné výmladky. Pokiaľ ide o odstránenie drevnej hmoty, vzhľadom na ťažkú dostupnosť lokalít prichádza do úvahy najmä jej spálenie na vopred vybraných miestach za vopred stanovených podmienok; ďalšou alternatívou je zvoz príp. odnos spracovanej drevnej hmoty k najbližšej komunikácii (optimálne, avšak zvyčajne veľmi nákladné riešenie).

Podľa našich poznatkov návrh projektu, zameraný na likvidáciu kosodreviny vysadenej v najcenejších nelesných biotopoch, doteraz spracovali len pracovníci Správy NP Malá Fatra (Dobošová in litt.). Obdobný, aspoň čiastkový manažment (redukcia výsadiieb) by však bol veľmi žiaduci aj na zachovanie existencie zmienených reliktných fytoocenóz vo Veľkej Fatre.

### Iné vhodné postupy

#### Regulácia turistického ruchu a ďalších aktivít

Na rozdiel od predchádzajúcich opatrení ide skôr o prevenciu predchádzajúcu mechanickému poškodzovaniu porastov vysokohorských nív. V tomto smere sú zaujímavé opatrenia, ktoré navrhli Hindák et al. (1989) pre zachovanie priaznivého stavu vegetácie v navrhovaných maloplošných chránených územiach na území TANAP-u, a ktoré možno vzťahovať aj na iné vegetačné typy. Spomedzi najdôležitejších opatrení (okrem vylúčenia výstavby) možno uviesť nasledovné: – zníženie návštevnosti na únosnú mieru, o. i. aj zjednosmernenie niektorých trás – pohyb na území TANAP-u povolíť len po značkovaných turistických chodníkoch; mimo nich len v sprievode horského vodcu, pričom treba prísne dodržiavať počet členov skupiny – zamedziť prístup turistov v periodických (5-ročných) intervaloch vo veľmi narušených častiach územia kvôli regenerácii vegetačného krytu, pričom v rovnakých periódach je potrebné aktualizovať výber dotknutých území – venovať maximálnu pozornosť údržbe turistických chodníkov, čím sa predíde nežiaducejmu vytváraniu skratiek a zošľapávaniu plôch mimo chodníka; prechod po skratkách znemožniť zátarasmi – časť turistických chodníkov uzavrieť, časť pretrasovať, ponechať v platnosti ich sezónne uzavretie v období 1. 11.–30. 6. – zakázať lyžovanie v období nedostatočnej snehovej pokrývky, na ozelenenie zjazdoviek použiť len autochtónne druhy rastlín; z celého územia TANAP-u vylúčiť skialpinizmus.

Šoltés (1985) na základe štúdia dovtedajších prác s obdobnou tematikou rozpracoval metodiku na výpočet vegetačnej únosnej kapacity turistických chodníkov a ich blízkeho okolia zohľadňujúcej ich abiotické i biotické vlastnosti. Táto veličina vyjadruje taký navrhovaný násobok aktuálnej návštevnosti (priemeru návštevnosti za ostatné 3 roky), aby nenastala ďalšia devastácia prírodného prostredia. U jednotlivých spoločenstiev sa v rámci ca 250 km hodnotených turistických chodníkov jej hodnota pohybovala v rozmedzí 0,2–1,5, u vysokobylinných fytoocenóz od 0,3 do 1,0 (cf. Šoltés 1985, Šoltés & Šoltésová 1989).

Šomšák et al. (1990), vychádzajúc z hodnotenia výsledkov dlhodobejšieho štúdia vplyvu zošľapovania na vegetáciu v okolí turistických chodníkov na trvalých plochách, navrhli 5-člennú škálu stupňa narušenia spoločenstiev, pričom si všímali napr. veľkosť plochy poľahnutej vegetácie, zníženie celkovej pokrývnosti porastu, percento obnaženého povrchu pôdy, zvyšovanie dominancie sprievodných (apofytických) druhov a stupeň zachovania pôvodnej vegetácie. Na základe stupňa deštrukcie pôvodného spoločenstva odvodili navrhované opatrenia, od udržania návštevnosti na súčasnej úrovni po zníženie turistickej aktivity na 10 % súčasného stavu až uzavretie chodníka na 10–15 rokov. Rôzny stupeň obmedzenia návštevnosti (vrcholiaci dočasným až trvalým uzavretím chodníka) navrhli aj v súvislosti so stupňom synantropizácie spoločenstiev či mierou poklesu biomasy pôvodných druhov rastlín vo fytoocenózach.

### *Nároky druhov, ktoré závisia na biotope*

Nároky druhov vysokohorských spoločenstiev sú vo všeobecnosti podobné ako nároky spoločenstiev, ktorých sú súčasťou; spätosť jednotlivých druhov v rámci biotopov je veľmi pevná a krehká zároveň. Táto krehká rovnováha bola vytváraná tisícky rokov a vyústila do jedinečnej súhry v nárokoch druhov na prostredie, živiny, kompetíciu a pod. Väčšina biogeograficky významných (endemických, reliktných, vzácných alebo ohrozených) druhov je závislá na biotope, v ktorom sa vyskytujú, preto ochranou týchto biotopov (s výnimkou priameho poškodzovania jedincov) je zabezpečená aj ochrana ich jednotlivých zložiek.

### *Finančné nároky a možné zdroje financovania*

Zaradenie plôch vysokohorských bylinných nív do bežného poľnohospodárskeho využívania je potrebné veľmi zodpovedne zvažovať. Väčšina plôch je primárnych a teda nevhodných na pravidelné pasenie, či kosenie, ale systém poľnohospodárskych podpôr vyžaduje, aby bol biotop využívaný každoročne.

Na plochy verifikované v registri LPIS, môžu poľnohospodárske subjekty poberať podporu z Programu rozvoja vidieka. Viac na [www.mpsr.sk](http://www.mpsr.sk).

Ako príklad konkrétnych finančných nárokov uvádzame niektoré údaje z návrhu projektu na odstránenie výsadiieb kosodreviny v Národnom parku Malá Fatra (Dobošová 2003 ined.), v ktorom sa uvažovalo so sumou 664 €/ha u vlastných výsadiieb a 332 €/ha pri výrube výmladkov; na prípravné práce a monitoring so sumou 1842 € v prvom roku realizácie (Dobošová in litt.). Vzhľadom na niekoľkoročný odstup je potrebné uvažovať s primeraným nárastom cien.

Kvôli porovnaniu s financovaním manažmentových projektov v Českej republike uvedieme tiež niekoľko príkladov z práce Háková et al. (2003), podľa ktorých sa v Programe starostlivosti o krajinu (dotačný program MŽP ČR) uvažuje s nasledovnými príspevkami: – na likvidáciu náletu drevín a krovín do výšky 20 000 Kč/ha, spracovanie drevnej hmoty, zvoz a odvezenie náletu podľa podmienok stanovených orgánom ochrany prírody – na údržbu trvalých trávnych porastov šetrnou pastvou do výšky 10 000 Kč/ha; podmienkou je stanovenie maximálneho počtu kusov dobytku a stanovenie režimu pastevného hospodárenia – na podporu ustupujúcich populácií pôvodných rastlinných a živočíšnych druhov, ich prirodzených spoločenstiev a stanovišť do výšky 20 000 Kč/ha.

### **PodĎakovanie**

Za dôležité informácie a podklady na vypracovanie manažmentového modelu ďakujeme predovšetkým Anne Dobošovej (Správa NP Malá Fatra Varín) ďalej Petrovi Turisovi (Správa NP Nízke Tatry Banská Bystrica) a Ivanovi Milanovi (Správa NP Veľká Fatra Vrútky). Vedecké podklady k manažmentovému modelu boli čiastočne finančne podporené grantom VEGA 2/0181/09.

## Literatúra

- Banásová, V., Lackovičová, A., 2004: Degradácia travinných porastov v blízkosti huty na spracovanie medi v Kropáčoch (Slovenské rudohorie). Bull. Slov. Bot. Spoločn. 26: 153–161.
- Braun-Blanquet, J., 1930: Zentralalpen und Tatra, eine pflanzensoziologische Parallele. Veröff. Geobot. Inst. Rübel Zürich 6: 81–123.
- Carbiener, R., 1969: Subalpine primäre Hochgrasprärien im herzynischen Gebirgsraum Europas, mit besonderer Berücksichtigung der Vogesen und des Massif Central. Mitt. Florist. Sociol. Arbeitsgem., N. F. Heft 14: 322–345.
- Coldea, Gh., 1997: Classe *Betulo-Adenostyletea* Br.-Bl. et Tüxen 1943. In: Coldea Gh. (ed.), Les associations végétales de Roumanie. Tome 1. Les associations herbacées naturelles. Presses Universitaires de Cluj, Cluj-Napoca, p. 207–232.
- Čeřovský, J., Feráková, V., Holub, J., Maglocký, Š., Procházka, F. (eds), 1999: Červená kniha ohrozených a vzácných druhov rastlín a živočíchov SR a ČR. 5. Vyššie rastliny. Príroda, Bratislava, 456 pp.
- Domin, K., 1925: *Festucetum carpaticae* v Bielských Tatrách. Rozpr. České Akad. Věd 34/19: 1–25.
- Domin, K., 1930: Zur Soziologie der chionophytischen Pflanzengesellschaften des Tatragebirges. Veröff. Geobot. Inst. Rübel Zürich 6: 167–190.
- Dúbravcová, Z., Bernátová, D., Dzubinová, Ľ., Kliment, J., Lisická, E., Medovič, J., Petrík, A., Bernát, J., 1990: Nelesné rastlinné spoločenstvá Západných Karpát a hodnotenie negatívnych vplyvov na nelesnú vegetáciu Tatier. Msc.. Záverečná správa, depon. in Prírodovedecká fakulta UK, Bratislava.
- Grabherr, G., Greimler, J., Mucina, L., 1993: *Seslerietea albicantis*. In: Grabherr, G., Mucina, L. (eds), Die Pflanzengesellschaften Österreich. Teil 2. Natürliche waldfreie Vegetation. Gustav Fischer, Jena, p. 402–446.
- Grebenščíkov, O. (ed.), Brillová-Suchá, D., Kolláriková, K., Ružička, M., Schidlay, E., Šmarda, J., Zahradníková-Rošetzká, K., 1956: Hole južnej časti Veľkej Fatry. Geobotanická a floristická charakteristika a hospodárske zhodnotenie. Vydavateľstvo SAV, Bratislava, 256 pp.
- Hadač, E., Březina, P., Ježek, V., Kubička, J., Hadačová, V., Vondráček, M. et al., 1969: Die Pflanzengesellschaften des Tales „Dolina Siedmich prameňov“ in der Belauer Tatra. Vegetácia ČSSR, Ser. B. 2: 5–343.
- Hajdúk, J., Topercer, J. st., 1987: Výsledky orientačného výskumu imisií v zrážkach v pôde a o ich vplyve na vegetáciu v CHKO Malá Fatra. Pamiatky a Prír. 18, 4: 150–154.
- Háková, A. (ed.), Sádlo, J., Klauďisová, A., Fišer, B., Pokorný, J., Hofhanzl, A., Zdražil, V., 2003: Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 157 pp. Dostupné na internete: <http://www.usbe.cas.cz/people/kucera/HABIT/management.pdf>
- Hejcman, M., Pavlů, V., Krahulec, F., 2002: Pastva hospodářských zvířat a její využití v ochranné praxi. Zprávy Českoslov. Bot. Společn. 37, 2: 203–216.
- Hejcman, M., Pavlů, V., Krahulec, F., 2004: Pastva hospodářských zvířat. In: Háková, A., Klauďisová, A., Sádlo J. (eds), Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. Planeta 12, MŽP ČR, Praha, p. 9–13.
- Hindák, F., Kuthan, J., Lisická, E., Pačlová, L., Pišút, I., Šoltés, R., Šoltésová, A., Šomšák, L., 1989: Návrh na štátne prírodné rezervácie a chránené náleziská v Tatranskom národnom parku z botanického hľadiska. Zborn. Prác o Tatransk. Nár. Parku 29: 81–114.
- Hrouda, L., Kochjarová, J., Marhold, K., 1990: Floristické pomery masívu Kráľovej hole (Nízke Tatry). Preslia 62: 139–162.
- Janík, M., 1971: Pastva na holiach krivánskej Malej Fatry a jej negatívny vplyv na krajinu. Životné prostredie 5, 2: 69–75.
- Jarolímek, I., Šibík, J., Tichý, L., Kliment, J. 2008: Diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Slovakia. In: Jarolímek, I., Šibík, J. (eds), Diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Slovakia. Veda, Bratislava, p. 9–294.
- Jeník, J., 1961: Alpínská vegetace Krkonoš, Králického Sněžníku a Hrubého Jeseníku. Nakladatelství ČSAV, Praha, 410 pp.

- Karner, P., Mucina, L., 1993: *Mulgedio-Aconitetea*. In: Grabherr, G., Mucina, L. (eds), Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 2. Natürliche waldfreie Vegetation. Gustav Fischer, Jena, p. 469–505.
- Kliment, J., 1994: *Anemone narcissiflorae-Avenelletum flexuosae* Kmoníček 1935 emend. Kliment – „zabudnuté“ spoločenstvo zväzu *Calamagrostion arundinaceae*. Bull. Slov. Bot. Spoločn. 16: 63–70.
- Kliment, J., 1995: *Anemone narcissiflorae-Laserpitietum latifolii* Grebenščikov et al. 1956 – ozdoba hôľ Veľkej Fatry. Bull. Slov. Bot. Spoločn. 17: 104–111.
- Kliment, J., 1997: Dve nové asociácie zväzu *Calamagrostion villosae*. Bull. Slov. Bot. Spoločn. 19: 136–148.
- Kliment, J., 1999: Komentovaný prehľad vyšších rastlín flóry Slovenska, uvádzaných v literatúre ako endemické taxóny. Bull. Slov. Bot. Spoločn. 21, Suppl. 4, 434 pp.
- Kliment, J., Bernátová, D., 2006: Fytogeograficky významné vertikálne výskytu cievnatých rastlín vo Veľkej Fatre. Ochr. Prír. (Banská Bystrica) 25: 97–126.
- Kliment, J., Jarolímek, I., Šibík, J., Valachovič, M., 2004: Syntaxonomy and nomenclature of the communities of the orders *Calamagrostietalia villosae* and *Adenostyletalia alliariae* in Slovakia. Thaiszia-J. Bot. 14: 93–157.
- Kliment, J., Jarolímek, I., Šibík, J., 2007: *Mulgedio-Aconitetea* Hadač et Klika in Klika 1948. In: Kliment, J., Valachovič, M. (eds), Rastlinné spoločenstvá Slovenska 4. Vysokohorská vegetácia. Veda, Bratislava, p. 23–129.
- Kliment, J., Bernátová, D., Dítě, D., Janišová, M., Jarolímek, I., Kochjarová, J., Kučera, P., Obuch, J., Topercer, J., Uhlířová, J., Zaliberová, M., 2008: Papradnorasty a semenné rastliny. In: Kliment J. (ed.), Príroda Veľkej Fatry. Lišajníky, machorasty, cievnaté rastliny. Vydavateľstvo Univerzity Komenského, Bratislava, p. 109–367.
- Kliment, J., Šibík, J., Šibíková, I., Jarolímek, I., Dúbravcová, Z., Uhlířová, J., 2010: High-altitude vegetation of the Western Carpathians – a syntaxonomical review. Biologia (Bratislava) 65, 6, in press.
- Kmoníček, V., 1935: *Deschampsietum flexuosae* ve Velké Fatře. Věda Přír. 16: 40–43.
- Kmoníček, V., 1936: Louky a pastviny středního Slovenska. Sborn. Českoslov. Akad. Zeměd. 11: 436–445.
- Kočí, M., 2001: Subalpine tall-forb vegetation (*Mulgedio-Aconitetea*) in the Czech Republic – syntaxonomical revision. Preslia 73: 289–331.
- Kočí, M., 2007: Subalpínská vysokobylinná a křovinná vegetace (*Mulgedio-Aconitetea*). In: Chytrý M. (ed.), Vegetace České republiky I. Travinná a keříčková vegetace. Academia, Praha, p. 91–131.
- Krajina, V., 1933: Die Pflanzengesellschaften des Mlynica-Tales in den Vysoké Tatry (Hohe Tatra). Beih. Bot. Centralbl. 50B: 774–957, 51B: 1–224.
- Midriak, R., 1973: Antropogénne vplyvy na vegetáciu a pôdu Západných Karpát. I. časť. Zborn. Lesn. Drevár. Poľovn. Múz. Antol 7: 148–185.
- Midriak, R., 1977: Antropogénne vplyvy na vegetáciu a pôdu Západných Karpát. II. časť – regionálna analýza. Zborn. Lesn. Drevár. Poľovn. Múz. Antol 9: 141–182.
- Midriak, R., 1983: Morfogenéza povrchu vysokých pohorí. Veda, Bratislava, 516 pp.
- Midriak, R., 1993: Únosnosť a racionálne využívanie vysokých pohorí Slovenska. SZOPK, Bratislava, 114 pp.
- Midriak, R., 2005: Horské oblasti a ich trvalo udržateľný rozvoj. Technická univerzita, Zvolen, 174 pp.
- Mucina, L., Maglocký, Š. (eds), 1985: A list of vegetation units of Slovakia. Docum. Phytosociol., N. S. 9: 175–220.
- Pačlová, L., 1999: *Ranunculus altitatis* Pačlová et Murín. In: Čeřovský, J., Feráková, V., Holub, J., Maglocký, Š., Procházka, F. (eds), Červená kniha ohrozených a vzácných druhov rastlín a živočíchov SR a ČR. 5. Vyššie rastliny. Príroda, Bratislava, p. 308.
- Patočka, J., Kulfan, J., 2009: Lepidoptera of Slovakia – bionomics and ecology/Motýle Slovenska – bionómia a ekológia. VEDA, vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied Bratislava, 312 pp.
- Pawłowski, B., Sokołowski, M., Wallisch, K., 1928: Die Pflanzenassoziationen des Tatra-Gebirges. VII. Teil. Die Pflanzenassoziationen und die Flora des Morskie Oko-Tales. Bull. Int. Acad. Polon. Sci., Cl. Sci. Math., Ser. B, Suppl. 2: 205–272.
- Program rozvoja vidieka SR na roky 2007–2013. Prílohy. Dostupné na internete: <http://www.edotacie.sk/admin/gallery/0/05572d63de24ae9e76fca79b155d3e69.pdf>



- Ružičková, H., Halada, L., Jedlička, L., Kalivodová, E. (eds), 1996: Biotopy Slovenska. Ed. 2. Ústav krajinej ekológie SAV, Bratislava, 192 pp.
- Sádlo, J., 2004: Odstraňovanie náletových drevin z porostů. In: Háková A., Klauďisová A. & Sádlo J. (eds), Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. Planeta 12, MŽP ČR, Praha, p. 21–22.
- Sillinger, P., 1932: *Festucetum carpaticeae* v Nížkých Tatrách ve srovnání s analogickou asociací v jiných částech oblasti západokarpatské. Rozpr. České Akad. Věd, Tř. 2, Vědy Mat.-Přír. 41 (1931)/16: 1–21.
- Sillinger, P., 1933: Monografická studie o vegetaci Nížkých Tater. Orbis, Praha, 340 pp.
- Stanová, V., Valachovič, M. (eds), 2002: Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE-Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 226 pp.
- Šebeň, V., 2004: Niektoré poznatky z rekonštrukcie zníženej hornej hranice lesa v oblasti Krížnej, jej potreba a ďalšia perspektíva. In: Kadlečík J. (ed.), Turiec a Fatra 2004. Správa Národného parku Veľká Fatra, Vrútky, p. 29–35.
- Šibíková, I., Šibík, J., Jarolímek, I., 2007: Zriedkavé spoločenstvá triedy *Mulgedio-Aconitetea* v Krivánskej Malej Fatre. Bull. Slov. Bot. Spoločn. 29: 158–169.
- Šoltés, R., 1985: Únosná kapacita okolia turistických chodníkov vo Vysokých Tatrách z hľadiska vegetačného krytu. Zborn. Prác Tatransk. Nár. Parku 26: 97–152.
- Šoltés, R., Šoltésová, A., 1989: Únosná kapacita okolia turistických chodníkov vo Vysokých Tatrách z hľadiska vegetačného krytu (II. časť). Zborn. Prác Tatransk. Nár. Parku 29: 253–334.
- Šomšák, L., Kubíček, F., Jurko, A., Háberová, I., Šimonovič, V., Majzlánová, E., Šoltésová, A., Šoltés, R., Rybárska, V., 1981: Vplyv zošľapovania na vegetáciu okolia Skalnatého plesa a Hrebienka vo Vysokých Tatrách. Zborn. Prác o Tatransk. Nár. Parku 22: 145–292.
- Šomšák, L., Majzlánová, E., Kubíček, F., Šimonovič, V., Šoltés, R., 1990: Fytoindikácia turistickej únosnosti Tatranského národného parku. Zborn. Prác o Tatransk. Nár. Parku 30: 123–161.
- Štrba, P., 2004a: K problematike synantropných a expanzívnych rastlín v hôľnom pásme Veľkej Fatry. In: Kadlečík J. (ed.), Turiec a Fatra 2004. Správa Národného parku Veľká Fatra, Vrútky, p. 95–99.
- Štrba, P., 2004b: Nové a overované výškové maximá cievnatých rastlín pre flóru Slovenska z Nížkych Tatier. I. Oblasť Salatína. Príroda Nížkych Tatier 1: 115–118.
- Štrba, P., Gogoláková, A., 2004: Nové výškové maximá cievnatých rastlín pre flóru Slovenska z Veľkého Choča. In: Česko-slovenská studentská vedecká konferencia. Brno, p. 83.
- Štrba, P., Gogoláková, A., 2007: Fytogeograficky a vertikálnym výskytom významnejšie nálezy cievnatých rastlín zo Starohorských vrchov. In: 8. vedecká konferencia doktorandov a mladých vedeckých pracovníkov. FPV UKF, Nitra, p. 420–425.
- Štrba, P., Gogoláková, A., 2009: Nezvyčajné výškové rozšírenie niektorých (prevažne synantropných) druhov rastlín v orografickom celku Oravská Magura. Bull. Slov. Bot. Spoločn. 31, 2: 7–15.
- Topercer, J. ml., Kliment, J., Bernátová, D., 2004: Veternú ružicu asi neotočíme. Ale nezlomíme nad hoľami (pastiersku) palicu? In: Kadlečík J. (ed.), Turiec a Fatra 2004. Správa Národného parku Veľká Fatra, Vrútky, p. 47–55.
- Unar, J., Unarová, M., Šmarda, J., 1985: Vegetační poměry Tomanovy doliny a Žlebu spod Diery v Západních Tatrách. 2. Charakteristika přírodních poměrů a rostlinných společenstev. Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Purkynianae Brun., Ser. Biol. 26/14: 5–78.
- Valachovič, M., Galvánek, D., Stanová, V., Jarolímek, I., Hrivnák, R., Lasák, R., Oťahelová, H., Šeffler, J., 2005: Manažmentové opatrenia pre zachovanie priaznivého stavu európsky významných biotopov. In: Polák, P., Saxa, A. (eds), Priaznivý stav biotopov a druhov európskeho významu. Manuál k programu starostlivosti o územia Natura 2000. ŠOP SR, Banská Bystrica, p. 117–130.
- Viceníková, A., Polák, P. (eds), 2003: Európsky významné biotopy na Slovensku. ŠOP SR, Banská Bystrica, 152 pp.

## Zoznam autorov

**RNDr. Daniel Dítě PhD.**

Botanický ústav Slovenskej akadémie vied, Dúbravská cesta 9, 845 23 Bratislava  
email: daniel.dite@savba.sk

**Ing. Tomáš Dražil PhD.**

ŠOP SR – Správa NP Slovenský raj, Štefánikovo námestie 9, 052 01 Spišská Nová Ves  
email: tomas.drazil@sopsr.sk

**Ing. Pavol Eliáš PhD.**

Katedra botaniky, Slovenská poľnohospodárska univerzita, Tr. A. Hlinku 2, 949 76, Nitra  
email: pavol.elias.jun@gmail.com

**Mgr. Dobromil Galvánek PhD.**

Botanický ústav Slovenskej akadémie vied, Ďumbierska 1, 974 11 Banská Bystrica  
email: dobromil.galvanek@gmail.com

**Mgr. Petra Hájková PhD.**

Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno  
& Botanický ústav Akademie vied České republiky, v.v.i., oddělení vegetační ekologie, Lidická 25/27, 602 00 Brno  
email: buriana@sci.muni.cz

**Mgr. Katarína Hegedúšová PhD.**

Botanický ústav Slovenskej akadémie vied, Dúbravská cesta 9, 845 23 Bratislava  
e-mail: katarina.hegedusova@savba.sk

**Ing. Richard Hrivnák PhD.**

Botanický ústav Slovenskej akadémie vied, Dúbravská cesta 9, 845 23 Bratislava  
email: richrad.hrivnak@savba.sk

**Mgr. Milan Janák**

DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Podunajská 24, 841 02 Bratislava  
email: janak@daphne.sk

**RNDr. Ivan Jarolímek CSc.**

Botanický ústav Slovenskej akadémie vied, Dúbravská cesta 9, 845 23 Bratislava  
email: ivan.jarolimek@savba.sk

**RNDr. Ján Kliment CSc.**

Botanická záhrada Univerzity Komenského, pracovisko Blatnica, 038 15 Blatnica  
email: kliment@rec.uniba.sk

**Mgr. Zuzana Melečková PhD.**

Botanický ústav Slovenskej akadémie vied, Dúbravská cesta 9, 845 23 Bratislava  
email: dunapartjan@gmail.com

**RNDr. Helena Oťahelová CSc.**

Botanický ústav Slovenskej akadémie vied, Dúbravská cesta 9, 845 23 Bratislava  
email: helena.otahelova@savba.sk

**RNDr. Helena Ružičková CSc.**

Námestie sv. Frantiska 16, 841 04 Bratislava

**RNDr. Jozef Šibík PhD.**

Botanický ústav Slovenskej akadémie vied, Dúbravská cesta 9, 845 23 Bratislava  
email: jozef.sibik@savba.sk

**RNDr. Ján Šeffler CSc.**

DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Podunajská 24, 841 02 Bratislava  
email: jansef@daphne.sk

**Mgr. Viera Šefflerová Stanová PhD.**

DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Podunajská 24, 841 02 Bratislava  
email: stanova@daphne.sk

**Mgr. Kateřina Šumberová PhD.**

Botanický ústav Akademie vied České republiky, v.v.i., oddělení vegetační ekologie, Lidická 25/27, 602 00 Brno  
email: sumberova@brno.cas.cz



Financované z prostriedkov  
Európskeho fondu regionálneho rozvoja (ERDF)  
v rámci projektu: „Zabezpečenie starostlivosti o mokrade SR,  
zvyšovanie environmentálneho povedomia o mokradiach a budovanie kapacít“.



Investícia do Vašej budúcnosti

ISBN: 978-80-89310-93-7