



AGENTURA OCHRANY
PŘÍRODY A KRAJINY
ČESKÉ REPUBLIKY

© AOPK ČR, 2018
ISBN 978-80-88076-83-4

Ekologická obnova v České republice II AOPK ČR 2018



Ekologická obnova v České republice II

Editoři

Ivana Jongepierová, Pavel Pešout & Karel Prach

Ekologická obnova v České republice II

Editoři

Ivana Jongepierová, Pavel Pešout & Karel Prach



Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
Praha 2018

Ekologická obnova v České republice II / editoři Ivana Jongepierová,
Pavel Pešout & Karel Prach. – Vydání: první. – Praha :
Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2018

ISBN 978-80-88076-83-4 (vázáno)

502.5+712 * 502.174 * 502.171:574.4/.5 * 502.171:574.2 * (437.3) *
(048.8:082)
- péče o krajinu - Česko
- obnova životního prostředí - Česko
- ochrana ekosystémů - Česko
- ochrana biotopů - Česko
- kolektivní monografie

502 - Životní prostředí a jeho ochrana [2]

Editoři: Ivana Jongepierová, Pavel Pešout & Karel Prach

Autoři fotografií: uvedeni vždy u příslušné fotografie

Doporučená citace: Jongepierová I., Pešout P., & Prach K. [eds.] (2018): Ekologická obnova v České republice II.
– Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.

Grafické zpracování: Jan Šmucar

Tisk: UNIPRESS spol. s r.o.

Náklad: 1000 ks

Vydání: první

Vydala: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Kaplanova 1931/1, 148 00 Praha 11-Chodov
email: aopkcr@nature.cz, distribuce publikací: knihovna@nature.cz

© Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2018

Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky je státní instituce, která zajišťuje odbornou i praktickou péči o naši přírodu, zejména o chráněné krajinné oblasti, národní přírodní rezervace a národní přírodní památky.

Více na www.nature.cz

ISBN 978-80-88076-83-4 (vázáno)

Obsah

Preface	1
Předmluva	2
Úvod	3
Nomenklatura, zkratky a vysvětlivky	8

LESY	9
Úvod	11
Hrabání opadanky jako obnovní management v doubravě v NP Podyjí	17
Výsledky 20 let přestaveb převážně borových porostů v zóně s trvalým managementem v NP Podyjí	20
Dlouhodobý vývoj vegetace pískovcových borů po požáru a možnosti jejich požárového managementu	26
Obnova biodiverzity pařezin v NPR Děvín-Kotel-Soutěska	32
Obnova hospodaření a společenstev středního lesa na jižní Moravě	37
Ekologická obnova ve službách hnědáska osikového	40

HORSKÉ BEZLESÍ	45
Úvod	47
Obnova alpského bezlesí v krkonošské tundře	50
Obnova degradovaných porostů jesenických holí	55

SEKUNDÁRNÍ TRÁVNÍKY A VŘESOVISŤE	61
Úvod	63
Obnova nivní louky na Vlčím hrdle	72
Obnova druhově bohatých luk v Bílých Karpatech	76
Obnova diverzity porostů se třtinou křovištní	81
Pastva suchých trávníků v CHKO Český kras	84
Obnova stepních společenstev na Rané a Oblíku	88
Obnova vegetace hadcové lokality NPP Křížky v CHKO Slavkovský les	95
Obnova společenstev vázaných na otevřené plochy písčin	99
Rekonstrukční management bezkolencových luk ve VÚ Boletice	102
Obnova vřesovišť řízeným vypalováním v CHKO Brdy	107
Obnova suchého vřesoviště v Praze: porovnání účinku pastvy a shrnování drnu	111
Obnova vřesovišť v NP Podyjí	115

VODNÍ TOKY A MOKŘADY	121
Úvod	123
Revitalizace odvodněných rašelinišť na Zhůřském potoce	130
Revitalizace vytěženého rašeliniště Soumarský most – reintrodukce dvou cílových druhů	136
Obnova populací rašeliništních mechorostů na Vysočině	139
Pastva koní jako způsob obnovy vnitrozemských slanisek	145
Revitalizace říčky Stropnice	149
Přírodě blízká protipovodňová úprava Blanice ve Vlašimi	152
Eliminace křídlatek v povodí řeky Morávky	157

ANTROPOGENNÍ STANOVIŠTĚ	161
Úvod	163
Obnova, početnost a význam vodních biotopů na výsypkách Mostecka	169
Obnova ekosystémů na sokolovských výsypkách pomocí sukcesních procesů	174
Interakce rostliny–mravenci v obnově biotopů na opuštěných odkalištích	179
Obnova stanovišť kuřičky hadcové u Želivky	185
Sukcese dřevin ve vojenském újezdu Hradiště	189
Obnova ekosystémů na orné půdě spontánní sukcesí	193
Obnova krajinných struktur na zemědělské půdě v CHKO Bílé Karpaty	197
Závěr	201
Seznam autorů	202

Preface

Jordi Cortina-Segarra, chair of the European Chapter of the Society for Ecological Restoration

The technological progress and accessibility to technological resources in environmental sciences is overwhelming. In 2018, we can browse through the latest information on the extent and dynamics of forest cover in Europe (www.geo-informatie.nl) or help monitoring the hydrological and ecological quality of our backyard river (riunet.net) by simply switching on our mobile phones. Unfortunately, the quality of European nature is not yet advancing at the same pace. Reports from the European Environmental Agency show that the progress towards achieving the European Biodiversity targets (2020) is largely insufficient to non-significant. In relation to Target 2 (Maintain and restore ecosystems and their services), despite the restoration activities going on, the trend towards degradation of ecosystem services has not been halted, and national and regional frameworks to promote restoration and green infrastructure still must be developed and implemented. This situation is particularly severe outside the Natura 2000 network.

To reverse this trend, we need financial support, social engagement and political commitment. In this respect, we are looking forward to the opportunities created by the EU Action Plan for nature, people and the economy (4/2017). We must also generate and deliver the knowledge needed to improve the efficiency and success of restoration actions. In other words, we need to develop tools to diagnose the syndromes of our damaged landscapes, and design suitable cures to restore their capacity to provide services and preserve the biodiversity that sustains them.

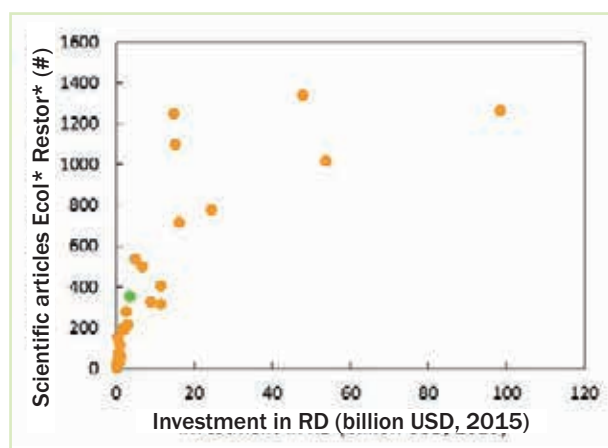


Fig. 1. Number of scientific articles containing the terms Ecol*, Restor* and country names in 28 European Union countries concerning their investment in research and development. The green dot represents the Czech Republic. Source: WOS (1864–2018) and Eurostat (<http://ec.europa.eu/eurostat>).

Obr. 1. Počet vědeckých článků obsahujících termíny Ecol* a Restor* ve vztahu k velikosti investic do výzkumu a rozvoje ve 28 zemích Evropské unie. Zelená tečka reprezentuje Českou republiku. Zdroj: WOS (1864–2018) a Eurostat (<http://ec.europa.eu/eurostat>).



In 2012, Ivana Jongepierová, Pavel Pešout, Jan Willem Jongepier and Karel Prach made a significant step forward in this area by publishing the first monograph summarizing the state of the art of ecological restoration in the Czech Republic. They described the main problems affecting Czech landscapes, providing many examples of actions reversing land degradation.

Six years later, Karel Prach, Ivana Jongepierová and Pavel Pešout have assembled 33 new stories providing new insights into the composition and function of Czech forests, alpine vegetation, grasslands, heathlands, marshes, streams and highly anthropic landscapes, and the way natural processes can be driven towards restoring Czech nature. The volume is written in Czech, reflecting the increasing involvement of Czech researchers and managers in ecological restoration as well their ability to disseminate their approaches and the results of their interventions. This should increase the awareness of Czech society of the need to restore damaged ecosystems and facilitate the adoption of sound restoration techniques in this country. We, nevertheless, long for translations that make the information accessible to non-Czech researchers and practitioners.

Involved in ecological restoration myself for some time, I can testify of the high quality of Czech research in this topic and its impact worldwide (Fig. 1). Indeed, my first experience in ecological restoration back in the 1980s, showed me that restoration success was not directly related to the intensity of the intervention. I wish I had read Karel Prach's advocacy of natural processes earlier. As current chair of the European Chapter of the Society for Ecological Restoration, I welcome the second volume of the Ecological Restoration in the Czech Republic, being convinced of its relevance and impact and hoping we will have the opportunity to enjoy further volumes of this series.

Předmluva

Jordi Cortina-Segarra, předseda evropské sekce Společnosti pro ekologickou obnovu

Stále snazší dostupnost technických vymožeností v ekologických vědách je ohromující. Můžeme si například prohlížet aktuální informace o rozloze a změnách lesů v Evropě (www.geo-informatie.nl). Nebo můžeme prostým zapnutím mobilního telefonu přispět k monitoringu hydrologické a ekologické kvality řek „za našimi humny“ (riunet.net). Bohužel, stav evropské přírody se stejným tempem nezlepšuje. Zprávy Evropské agentury pro životní prostředí ukazují, že plnění cílů v rámci strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti (2020) je z velké části nedostatečné. V rámci Cíle 2 (Udržet a obnovit ekosystémy a jejich služby), přestože probíhají různé obnovní aktivity, se trend degradace ekosystémových služeb nezastavil. Je nutné nadále rozvíjet národní a regionální nástroje na podporu ekologické obnovy a posílení zelené infrastruktury. To se týká zvláště ekosystémů mimo soustavu Natura 2000.

Ke zlepšení tohoto stavu je třeba finanční podpory, zapojení veřejnosti a politické vůle. V tomto směru se můžeme těšit na příležitosti dané Akčním plánem pro přírodu, lidi a hospodářství EU (4/2017). Musíme také nadále získávat a šířit znalosti potřebné ke zvýšení úspěšnosti projektů ekologické obnovy. Musíme vyvíjet nástroje k diagnostikování syndromů naší zničené krajiny a předepsat vhodnou „léčbu“, aby se mohla uzdravit alespoň část její schopnosti poskytovat ekosystémové služby a chránit biodiverzitu.

V roce 2012 Ivana Jongepierová, Pavel Pešout, Jan Willem Jongepier a Karel Prach udělali významný krok v tomto směru publikováním první monografie shrnující stav výsledků ekologické obnovy v České republice. Popsali hlavní problé-

my narušující českou krajinu a podali mnoho příkladů jak zabránit její další degradaci. O šest let později Ivana Jongepierová, Pavel Pešout a Karel Prach shromáždili 33 nových případových studií. Ty poskytují nové příležitosti k porozumění složení a fungování českých lesů, alpské vegetace, travních porostů, vřesovišť, mokřadů, vodních toků a antropicky silně ovlivněných území. Rovněž ukazují způsoby, jak lze využít přírodní procesy vedoucí k obnově české přírody.

Publikace je napsaná česky. Odráží vzrůstající zapojení českých vědců a praktiků do ekologické obnovy, jakož i jejich schopnosti podělit se o výsledky jednotlivých projektů obnovy. To by mělo zvýšit povědomí české společnosti o potřebě obnovit poškozenou přírodu a umožnit všeobecné přijetí vhodných metod obnovy v dané zemi. Žádoucí jistě bude překlad do angličtiny, který zpřístupní informace mezinárodní odborné komunitě.

Protože se ekologickou obnovou již nějakou dobu zabývám, mohu potvrdit vysokou kvalitu českého výzkumu v této oblasti a jeho celosvětový dosah (Obr. 1). Potvrzuje to moje první zkušenost s ekologickou obnovou v 80. letech, která mi ukázala, že úspěch obnovy není přímo závislý na intenzitě zásahů. Škoda, že jsem nečetl dříve články Karla Pracha propagující přírodní procesy v ekologické obnově. Jako současný předseda evropské sekce Společnosti pro ekologickou obnovu vítám druhý díl Ekologické obnovy v České republice. Jsem si jistý jeho významem a dopadem a doufám, že budeme mít příležitost se těšit z dalších dílů této série.



Fig. 2. Grazing by large herbivores, including European bison (*Bison bonasus*), as a tool for the restoration of open formations at former military base Milovice. (K. Prach)

Obr. 2. Pastva velkých býložravců, včetně zubrů evropských (*Bison bonasus*), jako nástroj obnovy otevřených formací v bývalém vojenském prostoru Milovice. (K. Prach)

Úvod

Karel Prach, Ivana Jongepierová & Pavel Pešout

V roce 2012 pořádala pracovní skupina pro ekologickou obnovu při Přírodovědecké fakultě Jihočeské univerzity 8. evropskou konferenci o ekologické obnově. U příležitosti této konference byl vydán sborník Ekologická obnova v České republice (Jongepierová et al. 2012) a to i v anglické mutaci. Od té doby uplynulo šest let a za tu dobu postoupilo i naše poznání týkající se ekologické obnovy. Řada starších projektů obnovy (vědeckých i praktických realizací) pokračuje, některé byly úspěšně dokončeny, další se rozběhly, trochu se změnila i legislativa a snad se i rozšířilo obecné povědomí o oboru. Proto jsme se rozhodli sestavit jakési pokračování předchozího sborníku Ekologická obnova v České republice II. Nechceme opakovat již napsané, zaměřili jsme se na nové projekty a poznatky, u starších, déle běžících projektů pak na nové výsledky a jejich interpretace. Protože základem pro každou kvalitní ekologickou obnovu jsou vědecké poznatky z oboru ekologie obnovy, začneme stručným výběrem vědeckých prací za posledních pět let. V citovaných publikacích mohou zájemci najít podrobnější informace.

Nové vědecké poznatky týkající se ekologické obnovy v České republice

Ze zmíněné konference vzešly dvě souhrnné mezinárodní publikace, ke kterým významně přispěli i čeští autoři. Bylo vydáno speciální číslo časopisu Applied Vegetation Science, ve kterém byla publikována studie shrnující průběh spontánní sukcese (tzv. passive restoration) na rozmanitých narušených stanovištích v České republice (Prach et al. 2014). Bylo jednoznačně ukázáno, že spontánní sukcese je velmi vhodným (a levným) nástrojem ekologické obnovy i silně narušených míst. Ve většině případů se obnovují přírodě blízké porosty, potažmo ekosystémy během dvou desetiletí, někdy i výrazně dříve. Další článek (Mudrák et al. 2014) shrnuje poznatky o použití poloparazitických druhů rodu kokrhel (*Rhinanthus*) při redukci dominance trav. Umělé vysetí těchto druhů může například výrazně zredukovat pokryvnost nepříjemného expanzivního druhu třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*).

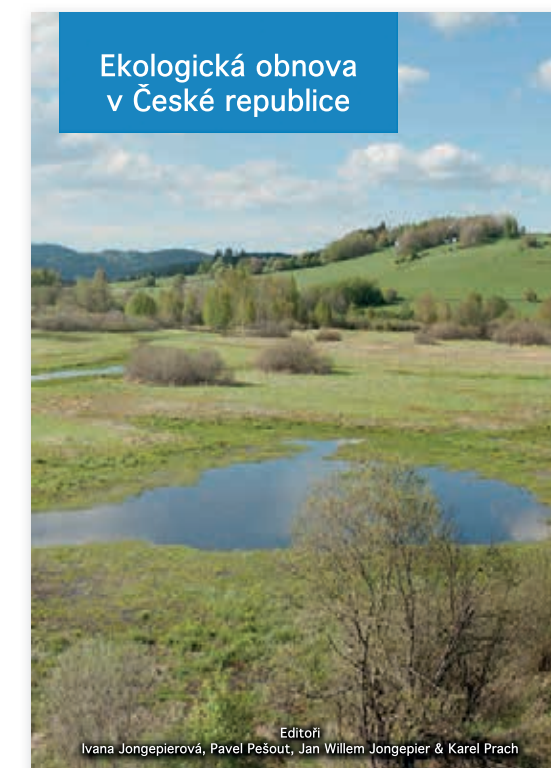
Druhým výstupem byla kniha Guidelines for native seed production and grassland restoration (Kiehl et al. 2014), do které čeští autoři přispěli souhrnnou kapitolou o ekologické obnově druhově bohatých luk na orné půdě (Jongepierová & Prach 2014).

Čeští autoři se významně podíleli i na výstupu z následné 9. evropské konference o ekologické obnově, která se konala ve finském Oulu v r. 2014. Ve speciálním čísle časopisu Environmental Science and Pollution Research (Prach & Tolvanen 2016) byly zařazeny hned tři články věnující se ekologické obnově pískoven u nás (Horáčková et al. 2015, Šebelíková et al. 2016, Řehounková et al. 2016). V nich bylo mj. ukázáno, že jsou mnohdy nejceněnější mladá, často přímo iniciální sukcesní stadia, která hostí nejvíce chráněných a ohrožených druhů nejen rostlin, ale především hmyzu. Zařazen byl též článek shrnující výsledky studia různých skupin bezobratlých na odkalištích (Tropek et al. 2016). Ukázalo se,

že odkaliště, a zvláště časná sukcesní stadia na nich, jsou mimořádně cennými náhradními biotopy pro mnoho mizejících druhů.

Řadu vědeckých poznatků přinesl za posledních šest let výzkum sokolovských výsypek, především byla publikována souhrnná kniha (Frouz 2013), ale i další dílčí články (Frouz et al. 2015, Mudrák et al. 2016). Nové poznatky přinesl též výzkum sukcese na mosteckých výsypkách (Šálek 2012, Harabiš et al. 2013, Kabrna et al. 2014, Vojar et al. 2016). Pokračoval výzkum i dalších těžeben, jako jsou rašeliniště (Konvalinková a Prach 2014) a lomy. Větší množství sukcesních sérií v různých těžebnách s ohledem na ekologickou obnovu bylo porovnáno v práci Prach et al. (2013). Další pozornost byla též věnována dlouhodobě zkoumaným odkalištím (Kovář et al. 2013).

Mimo těžebny a další industriální stanoviště pokračoval výzkum obnovy bělokarpatských luk (Mitchley et al. 2012 aj.). Kromě jiného se ukázala důležitost okolí, kolik cílových druhů roste v okolní krajině. Pokud je v okolí zachováno dost druhově bohatých luk, mají dobrou šanci se po čase obnovit i pole zatrávněná druhově chudou travní směsí (Prach et al. 2015b). V poslední době populární, specifickou metodou obnovy luk je vysévání poloparazitů do degradovaných luk s převahou konkurenčních trav, jak už zmíněno výše (Mudrák et al. 2014, Těšitel et al. 2017). Možnosti obnovy degradovaného vřesoviště ukázali Dostálek a Frantík (2015). Česká botanická společnost uspořádala v r. 2014 konferenci na téma Obnova a management travinných ekosystémů a výsledky



Ekologická obnova v České republice

Editoři
Ivana Jongepierová, Pavel Pešout, Jan Willem Jongepier & Karel Prach

byly souhrnně publikovány ve sborníku z konference (Prach et al. 2015a). Obnova luk je vedle obnovy těžbou narušených míst nejčastějším předmětem výzkumu ekologické obnovy u nás. Tradiční výzkum sukcese na opuštěných polích byl rozšířen na území celé České republiky (Prach et al. 2014).

Nové poznatky přinesl i výzkum řízené obnovy přirozenějšího druhového složení lesů (Vrška et al. 2017) a spontánní obnovy lesů narušených požáry (Adámek et al. 2016, Bogush et al. 2014) či kůrovcem (Kopecký et al. 2014). Byla ověřena role znovuzavedení hrabání steliva při obnově druhového složení nížinných lesů (Vild et al. 2015) a pařezení (Müllerová et al. 2015, Hédli et al. 2017).

Citované práce jsou jenom výběrem, další může zájemce najít v jednotlivých zde zařazených studiích.

Praktická realizace projektů ekologické obnovy v České republice

Start realizace projektů ekologické obnovy ve větším měřítku je spojen s přijetím krajinotvorných programů MŽP v první polovině devadesátých let minulého století. Ročně bylo vynakládáno na obnovní projekty, zejména obnovu mokřadů, kolem 150 mil Kč. (Pešout & Fišer 2012). Zásadní posun nastal po roce 2007 se spuštěním Operačního programu Životní prostředí (OPŽP), kam se podařilo mezi globální cíle

prosadit zastavení poklesu biodiverzity a zlepšení retenčních schopností krajiny. Tuto samotnou skutečnost je třeba vnímat jako velký úspěch státní ochrany přírody, protože existence samostatného operačního programu pro oblast životního prostředí nebyla samozřejmostí, natož zahrnutí péče o krajinu a biodiverzitu mezi jeden z šesti hlavních cílů.

Z prvního plánovacího období OPŽP bylo podpořeno 4493 projektů zlepšujících stav přírody a krajiny. Celkově bylo do r. 2015 na obnovu krajinných struktur vynaloženo 2 mld. Kč, na optimalizaci vodního režimu 6 mld. Kč a na regeneraci urbanizované krajiny 2,1 mld. Kč. Bylo za to nově založeno 2 724 interakčních prvků a skladebných prvků ÚSES (Územní systémy ekologické stability) na celkové ploše 20 335 ha. Celková délka těchto prvků činila 1 046 km. Obnovní management na podporu biodiverzity byl realizován na ploše 16 149 ha. V tomto období se také podařilo revitalizovat 238 km vodních toků a došlo ke zvýšení objemu akumulačního prostoru vodních nádrží o 24 899 071 m³. Byla obnovena zeleň na rozsáhlých plochách v urbánních prostorech vč. obnovy či založení 403 km alejí (Limrová 2015, Kolektiv 2016). I když jsou to vše dobré počiny, ne vždy se podařilo respektovat odborné podklady a některé projekty sklouzly spíše k technickým řešením.

Protože OPŽP převzal úlohu financování většiny obnovních projektů, došlo k přenastavení národních programů, které se



Obr. 2. Botanický monitoring na pokusných plochách v lokalitě Výzkum v Bílých Karpatech v roce 2015. (I. Jongepierová)

od té doby soustředí zejména na podporu péče o významná území a financování drobnějších obnovních projektů (Pešout et al. 2009). Bohužel množství prostředků v těchto programech dlouhodobě klesá. Tento trend lze ilustrovat na vývoji objemu finančních prostředků v nejzásadnějším z národních dotačních nástrojů – Programu péče o krajinu (PPK). V porovnání s rokem 2000 program zaznamenal při zohlednění inflace pokles 25 %. Navíc, zejména z důvodu narůstající plochy chráněných území, se stále zvyšují nároky na zajištění péče o nejcennější části přírody v ČR. Výsledkem je pak nedostatek financí na realizaci drobných opatření ekologické obnovy ve volné krajině.

I v novém plánovacím období OPŽP (projekty s dobou realizace do r. 2023) se podařilo podporu projektů ekologické obnovy prosadit. Jen na projekty zlepšování vodního režimu, zakládání skladebných prvků ÚSES, zlepšování druhové a prostorové skladby lesa, snížení dopadů fragmentace krajiny a zlepšení její propustnosti apod. je určeno 4,1 mld. Kč. U tohoto finančního zdroje je však velkou bariérou mimořádná administrativní náročnost.

Výuka, metodika a popularizace

Vedle již tradiční výuky oboru na Přírodovědecké fakultě v Českých Budějovicích běží pravidelná a stále se rozšiřující výuka na Přírodovědecké fakultě UK v Praze a na Fakultě životního prostředí ČZU v Suchbole, nově i na Přírodovědecké fakultě Univerzity v Hradci Králové. Jednorázové kurzy probíhají i na dalších fakultách různých univerzit. Téma ekologické obnovy bylo jeden rok i hlavním tématem Ekologické olympiády a prezentováno bylo i na soustředěních Biologické olympiády. To považujeme pro budoucnost oboru za velmi důležité, podchytit motivované studenty. Pokud jde o výuku, je situace u nás určitě lepší, než byla před šesti lety. Obor se tím stává známým a věříme, že i populárním hlavně svými bezprostředními praktickými aplikacemi a budoucností. Mohly k tomu napomoci i tématické konference pořádané Českou botanickou společností (v posledním období: Prach et al. 2015b).

Přednášky s cílem představit obor a ukázat příklady hlavně od nás si vyžadují pro svoje rezortní konference nebo semináře i osvědčené těžbařské firmy (Českomoravský štěrky), Komora zahradních a krajinných architektů aj. Populární naučné



Obr. 3. Analýza uchycení semenáčků dřevin v rekultivované písečnické na Třeboňsku. (K. Prach)

články na téma ekologické obnovy jsou již samozřejmostí v rezortních nebo oborových časopisech (Příroda, Ochrana přírody, Fórum ochrany přírody, Zahrada-Park-Krajina, Veronika aj.).

Předávání zkušeností z oboru jsou jedním ze základů každoroční konference „Vybrané otázky ochrany přírody a krajiny“ pořádané AOPK ČR ve spolupráci s ČZU od roku 2015. V roce 2016 byla zaměřená na problematiku pastvy v chráněných územích, v roce 2017 na lesní ekosystémy a v roce 2018 na fragmentaci krajiny.

Zkušenosti a poznatky z ekologické obnovy se odrážejí v některých oborových metodikách. Nejvýznamnějším počinem v této oblasti je zahájení vydávání standardů péče o přírodu a krajinu v r. 2012 (Pešout & Štěrbá 2013). Schválené již byly např. standard obnovy travních společenstev s využitím regionálních směsí, standard pro opatření ke zlepšení druhové skladby lesních porostů, pro funkční výsadby ovocných dřevin v zemědělské krajině, pro vytváření a obnovu tůň.

Přes výše uvedené je nutné konstatovat, že ekologická obnova (i vědecký obor ekologie obnovy) jsou stále málo známé mezi naší veřejností. V povědomí o oboru ve veřejnosti velmi zaostáváme za vyspělými zeměmi, ač v úrovni vědeckého poznání procesů ekologické obnovy patříme ke světové špičce. Věříme, že takové práce, jako je tento sborník, mohou toto povědomí zlepšit.

Závěrem

Zde je třeba připomenout, že i České republiky se týká doporučení Evropské komise obnovit do r. 2020 minimálně 15 % narušených ekosystémů (viz <http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/2020.htm>). Vzhledem k tomu, že do větší či menší míry jsou narušeny skoro všechny ekosystémy na našem území, je jisté co obnovovat. Stát se však staví k výše zmíněnému doporučení aktivněji až v posledních letech, kdy se začínají čteněji projevovat důsledky narušených absorpčních schopností krajiny. Potřeba obnovy narušených ekosystémů vč. zmíněného doporučení Evropské komise se objevuje v aktuálních strategiích (např. ve Strategickém rámci České republika 2030) a je zahrnuta jako priorita ve většině dotačních programů státu i municipalit určených pro krajinu.



Obr. 1. Účastníci mezinárodní konference ECER v Českých Budějovicích, rok 2012. (J. Řehounek)



Obr. 4. Zápis fytoecologických snímků na trvalých výzkumných plochách v pískovně Cep II na Třeboňsku. (J. Řehounek)

Obnovu v České republice můžeme shrnout do pěti následujících hlavních okruhů: obnova na antropogenních stanovištích (např. po těžbě nebo na orné půdě), obnova mokřadů a říčních ekosystémů, obnova degradovaných sekundárních travinných ekosystémů, obnova druhové a prostorové skladby lesů a obnova krajinných celků. V současném sborníku navíc věnujeme samostatnou část doposud poněkud opomíjenému alpskému bezlesí, k jehož obnově se shromáždila řada nových poznatků. Naopak se při sestavování tohoto sborníku ukázal nedostatek výsledků ze sledování efektivit projektů obnovy krajiny, přesto že se jich realizuje každoročně velké množství. Obnova krajinných celků je urgentním požadavkem s ohledem na špatnou vododržnost krajiny, vysokou míru vodní i větrné eroze, celkovou degradaci půdy, fragmentaci a izolovanost přírodních biotopů, ústup ohrožených druhů, velkoplošné šíření invazních a expanzivních domácích druhů apod. Provádění a sledování efektivit realizovaných krajinářských opatření je proto velkou výzvou pro státní i nestátní instituce. Určitou nadějí v tomto směru je nyní i v České republice rozvíjené hodnocení ekosystémových služeb i dopracování a následné využívání metodiky oceňování biotopů.

Podrobnosti k výše zmíněným tématům týkajících se ekologické obnovy najde čtenář v jednotlivých částech tohoto sborníku. Věříme, že publikace bude užitečná a dále posune zájem a povědomí o oboru ekologie obnovy a jeho praktických aplikacích v ekologické obnově. To bychom si jako editoři přáli.

Literatura

Adámek M., Hadincová V. & Wild J. (2016): Long-term effect of wildfires on temperate *Pinus sylvestris* forests: Vegeta-

tion dynamics and ecosystem resilience. – *Forest Ecology and Management* 380: 285–295.

Bogusch P., Blažej L., Trýzna M. & Heneberg P. (2014): Forgotten role of fires in Central European forests: critical importance of early post-fire successional stages for bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata). – *European Journal of Forest Research* 134 (1): 153–166.

Dostálek J. & Frantík T. (2015): Dry heathland restoration in the Zlatnice Nature Reserve (Czech Republic): an assessment of the effectiveness of grazing and sod-cutting. – *Hacquetia* 14(1): 113–122.

Frouz J. [ed.] (2013): Soil biota and ecosystem development in postmining sites. – CRC Press, London.

Frouz J., Dvorščík P., Vávrová A., Doušová O., Kadochová Š. & Matějčiček L. (2015b) Development of canopy cover and woody vegetation biomass on reclaimed and unreclaimed post-mining sites. – *Ecological Engineering* 84: 233–239.

Harabiš F., Tichánek F. & Tropek R. (2013): Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. – *Ecological Engineering* 55: 51–61.

Hédl R., Šipoš J., Chudomelová M. & Utinek D. (2017): Dynamics of herbaceous vegetation during four years of experimental coppice introduction. – *Folia Geobotanica* 52: 83–99.

Horáčková M., Řehounek K. & Prach K. (2016) Are seed and dispersal characteristics of plants capable of predicting colonization of post-mining sites? – *Environmental Science and Pollution Research* 23: 13617–13625.

Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J.W. & Prach K. (2012)

[eds]: *Ekologická obnova v České republice*. – AOPK, Praha, 147 pp.

Jongepierová I. & Prach K. (2014): Grassland restoration in the Czech Republic. – In: Kiehl K., Kirmer A., Shaw N. & Tischew S. [eds], *Guidelines for native seed production and grassland restoration*, pp. 198–219, Cambridge Scholars Publishing, Newcastle upon Tyne, UK.

Kabrna M., Hendrychová M. & Prach K. (2014): Establishment of target and invasive plant species on a reclaimed coal mining dump in relation to their occurrence in the surroundings. – *International Journal of Mining, Reclamation and Environment* 28 : 242–249.

Kiehl K., Kirmer A., Shaw N. & Tischew S. [eds] (2014): *Guidelines for native seed production and grassland restoration*. – Cambridge Scholars Publishing, Newcastle upon Tyne, UK, 315 pp.

Kolektiv (2016): *Závěrečná zpráva OP Životní prostředí*. MŽP, 231 pp.

Konvalinková P. & Prach K. (2014): Environmental factors determining spontaneous recovery of industrially mined peat bogs: a multi-site analysis. – *Ecological Engineering* 69: 38–45.

Kopecký M., Svoboda M., Zenáhlíková J., Edwards-Jonášová M. & Herben T. (2014): Spatial patterns with memory: tree regeneration after stand-replacing disturbance in *Picea abies* mountain forests. – *Journal of Vegetation Science* 25: 1327–1340.

Kovář, Vojtěšek P. & Zentsová I. (2013): Ants as ecosystem engineers in natural restoration of human made habitats. – *Journal of Landscape Ecology* 6(1): 18–31.

Limrová A. (2015): Operační program Životní prostředí na přelomu dvou programových období. – *Ochrana přírody* 5: 14–17.

Mitchley J., Jongepierová I. & Fajmon K. (2012): The use of regional seed mixtures for the recreation of species-rich meadows in the White Carpathian Mountains: results of a ten-year experiment. – *Applied Vegetation Science* 15: 253–263.

Mudrák O., Doležal J. & Frouz J. (2016): Initial species composition predicts the progress in the spontaneous succession on post-mining sites. – *Ecological Engineering* 95: 665–670.

Mudrák O., Mládek J., Blažek P., Lepš J., Doležal J., Nekvapilová E. & Těšitel J. (2014): Establishment of hemiparasitic *Rhinanthus* spp. in grassland restoration: lessons learned from sowing experiments. – *Applied Vegetation Science* 17: 274–287.

Müllerová J., Hédl R. & Szabó P. (2015): Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. – *Forest Ecology and Management* 343: 88–100.

Pešout P., Dobrovský P. & Vokasová L. (2009): Budoucnost dotačních programů. – *Ochrana přírody* 2: 7–10.

Pešout P. & Fišer B. (2013): Zacielení podpory o ekologickou síť v ČR. – *Ochrana přírody*; zvláštní číslo „Ekologická síť v ČR“: 45–49.

Pešout P. & Štěrbá P. (2013): Standardy péče o přírodu a krajinu. – *Ochrana přírody* 3: 8–10.

Prach K., Lencová K., Řehounek K., Dvořáková H., Jírová A., Konvalinková P., Mudrák O., Novák J. & Trnková R. (2013): Spontaneous vegetation succession at different

central European mining sites: a comparison across seres. – *Environmental Science and Pollution Research* 20: 7680–7685.

Prach K., Řehounek K., Lencová K., Jírová A., Konvalinková P., Mudrák O., Študent V., Vaněček Z., Tichý L., Petřík P., Šmilauer P. & Pyšek P. (2014): Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres. – *Applied Vegetation Science* 17: 193–200.

Prach K., Fajmon K., Jongepierová I. & Řehounek K. (2015a): Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. – *Applied Vegetation Science* 18: 181–189.

Prach K., Hájek M., Jongepierová I., Krahulec F., Lencová K. & Řehounek K. (2015b): Management a obnova travinných ekosystémů. *Zprávy Čes. Bot. Společ.* 50, Mater. 27: 1–116.

Prach K., Jírová A. & Doležal J. (2014): Pattern of old-field vegetation succession on a country scale. – *Preslia* 86: 119–130.

Prach K. & Tolvanen A. 2016. How can we restore biodiversity and ecosystem services in mining and industrial sites? – *Environmental Science and Pollution Research* 23: 13587–13590.

Řehounek K., Čížek L., Řehounek J., Šebelíková L., Tropek R., Lencová K., Bogusch P., Marhoul P. & Máca J. (2016): Additional disturbances as a beneficial tool for restoration of post-mining sites: a multi-taxa approach. – *Environmental Science & Pollution Research* 23: 13745–13753.

Šálek M. (2012): Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. – *Journal of Applied Ecology* 49: 1417–1425.

Šebelíková L., Řehounek K. & Prach K. (2016) Spontaneous revegetation vs. forestry reclamation in post-mining sand pits. – *Environmental Science and Pollution Research* 23: 13598–13605.

Těšitel J., Mládek J., Horník J., Těšitelová T., Adamec V. & Tichý L. (2017): Suppressing competitive dominants and restoration of natural communities by native parasitic plants: the case of hemiparasitic *Rhinanthus alectorolophus* and dominant grass *Calamagrostis epigejos*. – *Journal of Applied Ecology* 54: 1487–1495.

Tropek R., Černá I., Straka J., Kočárek P., Malenovský I., Tichánek F. & Šebek P. (2016): In search for a compromise between biodiversity conservation and human health protection in restoration of fly ash deposits: effect of anti-dust treatments on five groups of arthropods. – *Environmental Science and Pollution Research* 23: 13637–13652.

Vild, O., Kalwij, J. M. & Hédl, R. (2015): Effects of simulated historical tree litter raking on the understorey vegetation in a central European forest. – *Applied Vegetation Science* 18: 569–578.

Vojar J., Doležalová J., Solský M., Smolová D., Kopecký O., Kadlec T. & Knapp M. (2016a): Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. – *Ecological Engineering* 90: 278–284.

Vrška T., Ponikelský J., Pavlicová P., Janík D. & Adam D. (2017): Twenty years of conversion: from pine plantations to oak dominated multifunctional forests. – *iForest* 10: 75–82.

Nomenklatura, zkratky a vysvětlivky

Nomenklatura rostlin je dle Danihelka et al. (2012), rostlinných společenstev dle vegetačního kompendia České republiky (Chytrý 2007, 2011, 2013) a Katalogu biotopů (Chytrý et al. 2010).

Nomenklatura motýlů je dle Seznamu motýlů (Laštůvka & Liška 2005), jména většiny ostatních bezobratlých druhů i obratlovců jsou dle národních červených seznamů (Farkač et al. 2005, Plesník et al. 2003). Pokud bylo nezbytné, je speciální nomenklatura uvedena v jednotlivých příkladech.

Danihelka J., Chrtek J. jr. & Kaplan Z. (2012): Checklist of vascular plants of the Czech Republic. – Preslia 84: 647–811.

Chytrý M. [ed.] (2007): Vegetace České republiky 1. Travninā a keříčková vegetace. – Academia, Praha.

Chytrý M. [ed.] (2011): Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. – Academia, Praha.

Chytrý M. [ed.] (2013): Vegetace České republiky 4. Lesní a křovinnā vegetace. – Academia, Praha.

Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V. & Lustyk P. [eds] (2010): Katalog biotopů České republiky. Ed. 2. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Farkač J., Král D. & Škorpík M. [eds] (2005): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Laštůvka Z. & Liška J. (2005): Seznam motýlů České republiky (Checklist of Lepidoptera of the Czech Republic). Dostupné na: <http://www.lepidoptera.wz.cz/> (aktualizace 8. 8. 2010).

Plesník J., Hanzal V. & Brejšková L. [eds] (2003): Červený seznam ohrožených druhů české republiky. Obratlovci. – Příroda 22: 1–184.

AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky

AV ČR – Akademie věd České republiky

ČSOP – Český svaz ochránců přírody

EVL – Evropsky významná lokalita (území chráněná v rámci soustavy Natura 2000)

GA ČR – Grantová agentura České republiky

CHKO – Chráněná krajinnā oblast

k. ú. – katastrální území

Krajinotvorné programy MŽP – skupina dotačních titulů financovaných Ministerstvem životního prostředí České republiky (Program péče o krajinu, Program revitalizace říčních sítí aj.)

LČR – Lesy České republiky, s.p.

MŠMT ČR – Ministerstvo školství, mládeže a tělovýchovy České republiky

MZCHÚ – maloplošné zvláště chráněné území

MŽP ČR – Ministerstvo životního prostředí České republiky

NP – národní park



Obr. 1. Květnatē louky v NPR Králícký Sněžník. (Z. Růžicková)

NPP – národní přírodní památka

NPR – národní přírodní rezervace

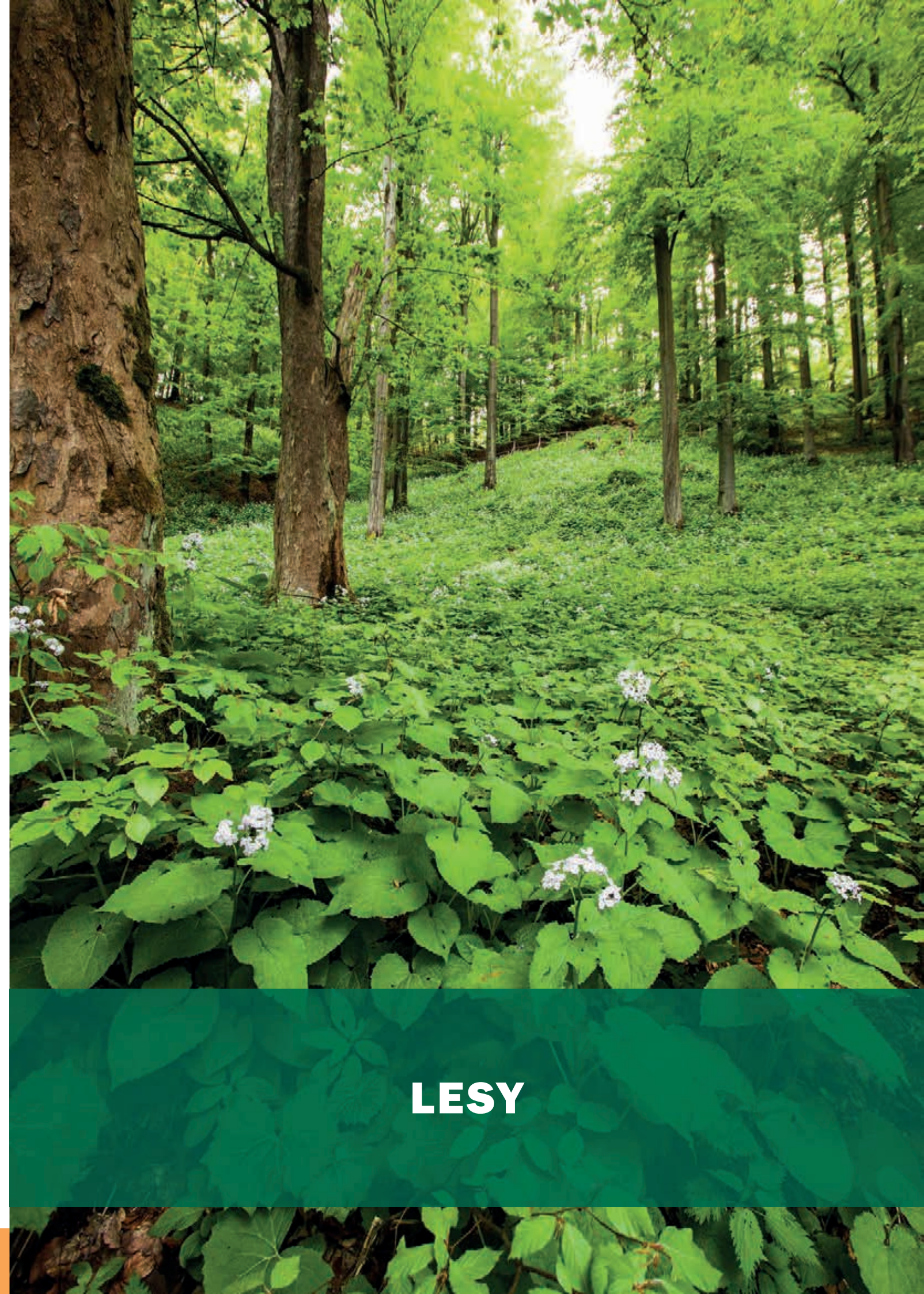
OPŽP – Operační program Životní prostředí

PO – Ptačí oblast (území vyhlášenā podle evropské směrnice č. 79/409/EHS o ochraně volně žijících ptáků)

PP – přírodní památka

PR – přírodní rezervace

ZO – základní organizace





Úvod

Radim Hédl

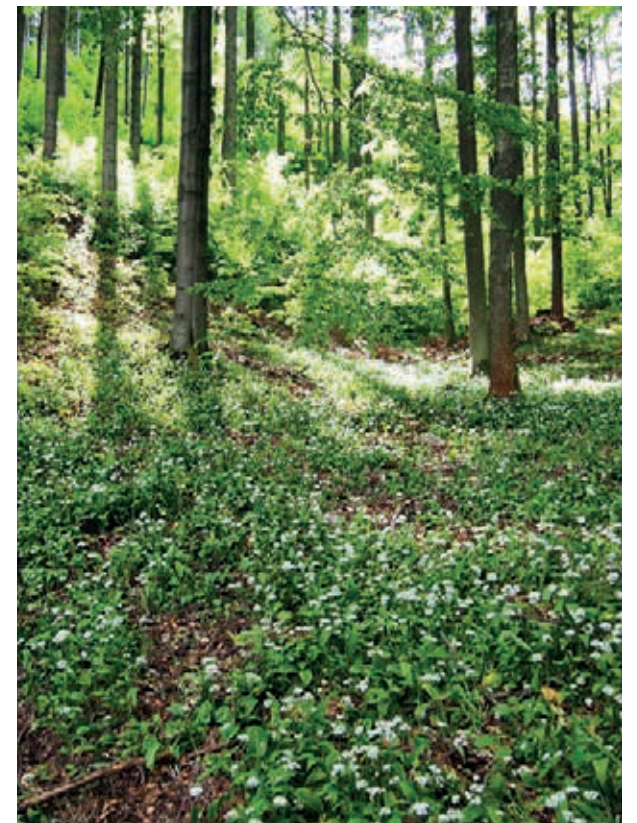
Les a jeho obnova

Z hlediska ekologie obnovy představuje les mezi ostatními typy ekosystémů poněkud zvláštní případ. Ve střední Evropě je les vnímán jako potenciální vegetační pokryv (Bohn et al. 2000). Lapidárně řečeno, pokud by nepůsobil člověk, až na výjimky by na území České republiky rostly více či méně zapojené porosty stromů.¹ To dává obnově lesních ekosystémů specifický rozměr, protože lesu se nemusí pomáhat, les se v dlouhodobém horizontu udržuje a rozšiřuje sám. Tento učebnicový poznatek je založen na mnoha teoretických i terénních pracích zabývajících se ekologickou sukcesí (např. Shugart 1984, Walker et al. 2010, Meiners et al. 2015, Prach et al. 2016).²

Obnova lesa se proto může týkat zejména revitalizace porostů rozvrácených například průmyslovými imisemi nebo hmyzími kalamitami.³ Toto téma silně rezonuje ve společnosti, protože spojuje prvky katastrofy a námahy vynaložené k návratu do přirozeného stavu. Zejména „odumírání lesa“ (*forest dieback*, *Waldsterben*) bylo velkým ekologickým tématem v době velkého průmyslového znečištění v 80. letech dvacátého století (např. Kandler & Inness 1995). Kubíková (1991) cituje oficiální statistiky, které v některých krajích tehdejšího Československa uváděly plných 100 % lesa jako poškozeného. Lesní půdu, která se neplánovaně ocitla bez stromů, vnímají bez ohledu na příčinu zejména lesníci jako depresivní záležitost. Ideální les je jednoduše chápán jako porost krásných rovných kmenů, s uklizeným podrostem a pokud možno bez větších pasek. Zejména období mimo pokročilejší růstové fáze, ať už po plánované těžbě či kalamitě, je viděno jako něco, co je třeba co nejrychleji překonat. Mrtvých stromů může být v lese jen tak akorát, řekneme k dotvoření estetického dojmu v rezervacích.

Nápadnější odchylky od „optimálního“ stavu jsou nežádoucí.⁴ Větší částí lesnických hospodářů a také veřejnosti jsou vnímány jako nefunkční a nestabilní extrémy, které je třeba pečlivě sledovat a neprodleně napravovat. Touto logikou je zcela pochopitelně řízena i lesnická legislativa, která má za hlavní cíl udržení lesa, který poskytuje dlouhodobě stabilní výnos dřeva.⁵ Les, rozuměj soubor stromů, je s nejlepším přesvědčením doslova pěstován a vychováván (Polanský 1947). Poznatky o ekologické variabilitě lesních ekosystémů mají své hlavní využití rovněž v účinnějším pěstování lesa coby porostu dřevin (Průša 2001, Poleno et al. 2007).

V moderním chápání péče o přírodu (ochrana přírody *sensu lato*) má les širší obsah, než jak bylo, jakkoli silně zkratkovitě, naznačeno výše. Užitek hledisko přitom ustupuje mírně nebo zcela do pozadí a jako hlavní hodnoty zastupované lesem se berou přírodní fenomény s jejich dlouhou historií interakcí mezi přírodou a člověkem (např. Sutherland & Hill 1995). Těmi může být koexistence různých druhů organismů, přirozená dynamika nebo estetické hodnoty. Do lesa si samozřejmě můžeme promítat mnoho dalších konceptů a představ a stejně tak si je můžeme odborně obhajovat či dokonce exaktně měřit a následně zdůvodňovat. Je však třeba zdůraznit, že v pozadí stojí v zásadě subjektivní postoje mo-



Obr. 1. Pro středoevropské opadavé lesy je typický nápadný bylinný podrost. Kvetoucí česnek medvědí (*Allium ursinum*) v jarním aspektu přípotočního horského lesa. Horní Lipová, Rychlebské hory. (R. Hédl)

tivované hlavně tím, co považujeme za hodnotné a důležité. V tomto světle je také třeba vidět současné trendy zaměřené na obnovu lesa. V podstatě jde o diverzifikaci přístupů k hospodaření, protože diverzifikovanější lesy plní mnohem lépe základní ekologické funkce, například ochranu půdy, vodního režimu a biodiverzity, než uměle pěstovaný les. To by mělo být prioritním cílem současné obnovy lesních ekosystémů.

Současný záběr ekologie obnovy zahrnuje téměř jakékoli přírodní prostředí, u kterého chceme obnovit jeho stav a funkce. Obnovujeme něco, co bylo, a postupně se to zredukovalo nebo dokonce zaniklo. Kromě prvků a funkcí, o kterých máme přímé doklady například z přírodních či hospodářských archivů, můžeme obnovovat i to, čehož dřívější existenci hypoteticky předpokládáme. Je přitom dobré mít aspoň rámcovou představu o sukcesní dynamice našeho ekosystému (Pickett et al. 2009). Implicitně je přítomen prvek historie. Historie ekosystému zpravidla není uniformní, ale má určitou variabilitu v různých časoprostorových měřících (Szabó & Hédl 2011). Zjistit historický rozsah variability (*historical range of variability*, Swetnam et al. 1999) našeho ekosystému je jedním z klíčů k úspěšné obnově.

Dva nebo mnoho přístupů?

Kromě zmíněných přístupů zaměřených na obnovu poškozených lesních ekosystémů se v České republice v poslední době intenzivně diskutují dva nové, svěbytné koncepty. První koncept tak úplně nový není: akcentuje ponechávání lesů přírodnímu vývoji neboli bezzásahovost. Tím se vlastně kryje s klasickou doktrínou ochrany přírody postavenou na



Obr. 2. Biodiverzita cenných nížinných lesů trpí zarůstáním křovinami, což je důsledkem změny hospodářského režimu. To je i případ světých subkontinentálních doubrav v NPP Hodonínská Důbrava, které hostí druhově velmi bohatá společenstva rostlin. Jde o jeden z největších komplexů bývalého pastevního lesa na našem území, avšak žádoucí obnova tradičních typů hospodaření zde zatím není vyřešena. (R. Hédli)

předpokladu, že nejcennější příroda je ta bez člověka. Druhá koncepce se snaží o obnovu tradičních managementů, takže obecně opět nejde o nic nového, pouze se chápání potřeby aktivní, historicky poučené péče o ekosystémy rozšířilo i na lesy, kde se o tom dosud neuvažovalo (např. Petříček & Míchal 1999). Nová zvýšená pozornost se oběma směry začala v České republice věnovat přibližně kolem přelomu tisíciletí.

Nepůjdeme zde příliš do hloubky v popisování obou konceptů; určitou představu o daných pohledech na obnovu lesních ekosystémů si čtenář může udělat na základě příslušných kapitol z prvního vydání této publikace (Čížek 2012, Vrška 2012). V dnešní době pokročila debata už tak daleko, že obě modality jsou pro určité situace běžně přijímány jako smysluplné varianty k běžnému lesnímu hospodaření. Obvykle jsou však prezentovány jako vzájemně neslučitelné, přestože skutečnost rozhodně není takto jednoduchá.⁶

Je třeba zdůraznit, že oba uvedené přístupy se dají docela dobře kombinovat s běžným lesním hospodařením. Spojit ochranu biodiverzity a lesnické hospodaření je nejen možné, jde dokonce o předpoklad udržitelného hospodaření v lese (např. Bunnell & Dunsworth 2010). Udržitelnost (*sustainability*) se vůbec silně prolíná s ekologickou obnovou, protože jednou z hlavních motivací obnovy ekosystémů je nastolit dlouhodobě víceméně stabilní stav. Stabilita lesů přitom byla v pojetí určité části lesních ekologů (např. Míchal 1992, poněkud kritičtěji pak Zlatník 1976) spojována s přírodě blízkým stavem – klimaxem ve smyslu Clementse (1936).⁷ Klimax byl lidskými zásahy narušen a měl by být znovu obnoven, aby byla obnovena ekologická stabilita lesa. Odtud také zřejmě plyne náklonnost mnoha ekologicky smýšlejících

lesníků ke konceptu bezzásahovosti. Prakticky uvažující lesníci pak vnímají stabilitu hospodářského lesa především jako absenci destrukčních vlivů typu polom nebo kůrovce.

V principu lze docela dobře na jedné lokalitě, například lesním majetku nebo v rezervaci, provozovat v různých částech hospodaření o různé intenzitě včetně bezzásahovosti. Autor si je vědom, že na tuto věc v současné době panují dosti rozdílné názory a diskusi proto nemůžeme považovat za uzavřenou. Ovšem pokud se týká spektra možností, skutečnost rozhodně není černobílá. Například koncept přírodě blízkého hospodaření (Košulič 2010) využívá stejně jako pařezení nebo i pasečné hospodaření s podrovním způsobem obnovy přirozenou schopnost porostů dřevin samovolně regenerovat. Kombinací je celé spektrum a zdá se tedy, že hlavní omezení je ve schopnosti přijmout a realizovat různorodost přístupů v praxi.

Co a proč obnovujeme?

V následujícím stručném přehledu si představíme některé přístupy k obnově lesních ekosystémů, které jsou v současné době aktuální v České republice. Podrobnější představu o aktuálních přístupech k obnově temperátních lesních ekosystémů si lze udělat z přehledu sestaveného Götmarmem (2013). Jde o obnovu již existujících lesů, kterým je věnován tento úvod a celá příslušná sekce s případovými studiemi. Lesy však vznikají také spontánně, často na opuštěné zemědělské půdě nebo na lokalitách po těžbě nerostných surovin; těmto lesům jsou věnovány jiné sekce naší publikace. Následující přehled jistě není kompletní, navíc akcentuje spíše ochrannářské než lesnické přístupy, jakkoli silně se vzájemně prolínají. Další konkrétní příklady jsou popsány v připojených

případových studiích. Z celku pak vysvítá obtížnost generalizací a naopak význam znalosti místní situace včetně historie konkrétních ekosystémů.

- V evropském lesnictví je patrný dlouhodobý trend k nepasečným formám hospodaření, někdy označovaným za přírodě blízké hospodaření, jakkoli i produkčně orientované pasečné hospodaření stále existuje a patrně dlouho existovat bude.⁸ Z toho vyplývá mj. snaha o úpravu člověkem pozměněného druhového složení porostů. Za současných přírodních podmínek by pravděpodobně v České republice převažovaly listnaté dřeviny, zatímco jehličnany by tvořily menšinu. Nyní však zhruba 51 % lesní půdy v České republice porůstá smrk a 17 % borovice lesní; listnáče zaujímají jen okolo 27 % (Ministerstvo zemědělství 2016). Cílem je proto postupně vytvořit lesy s vyšším zastoupením listnáčů a tento trend také dokládají oficiální statistiky (Ministerstvo zemědělství 2016). Konkrétní příklady z lesnické praxe ukazují, o jak dlouhodobý a složitý proces může jít (Tesař et al. 2004). Je však třeba upozornit na regionální rozdíly, které nabádají k velké opatrnosti při aplikování obecných zásad. Významnou roli přitom hraje znalost historie obnovovaných ekosystémů. Například historicky vyšší podíl smrku, než jaký ukazovaly dosavadní rekonstrukce, může být v České republice poměrně běžný fenomén (Rybniček & Rybníčková 1978, Abraham et al. 2016).
- Další silný proud v obnově lesních ekosystémů klade důraz na biodiverzitu. Ta se obvykle vyjadřuje ve vztahu ke společenstvu pomocí různých indexů nebo se zaměřením na vzácné a ohrožené druhy organismů. Ačkoli se může ze současné diskuse zdát, že obnova upadající diverzity v lese je především otázkou aktivního managementu s důrazem na obnovu tradičních hospodářských

způsobů, zdaleka tomu tak není. Obnova biodiverzity jde napříč způsoby a intenzitami hospodaření. Tak například zvýšení podílu mrtvého dřeva kvůli podpoře biodiverzity saproxylických organismů se týká jak obnovy tradičních metod hospodaření, tak konceptu bezzásahovosti, a z plošného hlediska má patrně největší význam v obhospodařovaných lesích (např. McGeoch et al. 2007). Názory, že pro podporu biodiverzity je třeba v lesích aktivně hospodařit nebo naopak vůbec nehospodařit, vyjadřují jen určité aspekty mnohazměrné skutečnosti. Aktivní management má za následek především opakované potlačování kompetice ze strany dřevin; hlavní užitek z něj mají nejen byliny a heliofilní bezobratlí, ale i jiné skupiny včetně hub nebo savců (Fuller & Peterken 1995). Absence managementu je akutním problémem na lokalitách, kde pozorujeme vysokou biodiverzitu různých skupin organismů. Biodiverzita lesních ekosystémů je však zřejmě aspoň zčásti podmíněna dlouhodobou historií hospodaření na krajinné úrovni.

- Obnova přirozených procesů cílí na podporu přírodní dynamiky lesních ekosystémů jednak jako samostatné hodnoty, jednak jako předpokladu pro obnovu různých funkcí lesa. Hlavní výhodou z hlediska realizace je, že se snižují nebo úplně eliminují náklady na obnovní management. Speciálním případem je bezzásahovost, kterou je však třeba vymezit arbitrárně, protože nelze vyloučit externí vlivy. Bezzásahovost je možné pojmout například jako absenci přímého hospodaření s cílem přiblížit druhové složení a biodiverzitu hypotetickému přirozenému stavu.⁹ Externí antropické vlivy jako recentní depozice dusíku, změny klimatu nebo regulaci lovné zvěře prakticky nelze vyloučit, takže i přirozené procesy na úrovni ekosystému budou vždy do určité míry ovlivněny člověkem, i když třeba jen nepřímo. Obnova či asi lépe



Obr. 3. Obnova zaniklých forem tradičního lesního hospodaření často spočívá v podstatném proředění stromového patra. To se daří uskutečňovat například v NPR Zahrady pod Hájem, CHKO Bílé Karpaty. Od roku 2013 je zde na dvou místech obnovován střední les. Diverzita bylinného patra následně několikanásobně narostla a na ploše o velikosti 100 m² zde dnes najdeme až přes 90 druhů. (R. Hédli)

zavádění bezzásahového režimu je v současnosti zřejmě nejmedializovanějším tématem obnovy ekosystémů. Je spojována především s divokostí přírody, což je hodnota s výrazným emočním nábojem (Cronon 1996, Kotecký et al. 2010). Znovuvytvoření divočiny (*rewilding*) je celoevropským úkolem (Martin et al. 2008). V České republice jde především o pralesy, což je téma s dlouhou tradicí zájmu a výzkumu (<http://pralesy.cz>). Z hlediska biodiverzity se dostáváme na úroveň krajiny, kdy vytvoření nerušených podmínek by mohlo napomoci obnově populací v minulosti vylovených druhů velkých obratlovců.

Tradičními formami hospodaření rozumíme metody, které byly používány před zavedením moderního lesnictví. To začalo na přelomu 18. a 19. století a přetrvávalo až do druhé poloviny 20. století, místy (včetně České republiky) trvá dosud. Pro tradiční hospodaření byla charakteristická velká variabilita aplikace přístupů v důsledku menší centralizovanosti lesní správy a větší frekvence hospodářských zásahů, než je tomu dnes. Lesní porosty byly v průměru mladší než současné poměrně dlouhověké a postupně stále starší lesy (Ministerstvo zemědělství 2016). Posledních 200 let znamenalo úplný, odborně zdůvodňovaný (např. Pelíšek 1957) zánik několika plošně rozšířených typů tradičního hospodaření včetně pařezení.¹⁰ Souvislost s úbytkem biodiverzity vázanou na bývalé tradičně obhospodařované lesní ekosystémy je zřejmá (např. Konvička et al. 2004, Müllerová et al. 2015). Kromě pařezení byly rozšířenými formami tradičního lesního hospodaření především hrabání opadu a pastva dobytka (např. Krčmářová 2015). Přímou pastevní lesy však patrně nebyly historicky významným prvkem

krajiny na území České republiky. Obnova tradičních managementů je závislá na socioekonomické situaci. Dokonalý návrat do minulosti je stěží smysluplný a obnova zřejmě nebude reálná jinak než v malém měřítku (např. Hédli et al. 2017). V rámci lesnického hospodaření mají tradiční hospodářské formy, a to především pařezení, potenciální prostor zejména v lesích spadajících do kategorie lesů zvláštního určení, kterých je v České republice nyní asi 24 % (Ministerstvo zemědělství 2016). Ačkoli tradiční managementy obecně již nemají za hlavní cíl hospodářský užitek, zejména u menších vlastníků lesů je hospodářská motivace nasnadě (Kadavý et al. 2011).

Závěr

Obnova lesních ekosystémů je široké téma. Vyžaduje úzkou spolupráci mezi ochranou přírody a lesními hospodáři. Zahrnuje jak dříve vyzkoušené přístupy, tak i koncepty diskutované teprve odnedávna. Pro úspěšnou obnovu je důležitá znalost dlouhodobé historie obnovovaných ekosystémů, což u lesů skýtá poměrně širší vědomostní základnu než u nelesních stanovišť. Hlavním tématem do budoucna je diverzifikace hospodářských přístupů. Ty by měly zahrnovat spektrum od častých zásahů napodobujících tradiční formy hospodaření po úplnou bezzásahovost. Hlavní část lesů bude patrně vždy obhospodařována běžnými postupy, které však také stále víc uplatňují postupnou obnovu ekologických a dalších funkcí lesa.

Poděkování

Poznatky a myšlenky prezentované v tomto článku by byly znatelně chudší bez autorovy účasti na mezioborovém pro-



Obr. 5. V NPR Drbákov – Albertovy skály, která leží nad pravým břehem Vltavy severně obce Nalžovické Podhájí, byly v lesních porostech provedeny prosvětlovací výchovné zásahy. Jejich cílem byla podpora světlomilných druhů rostlin v podrostu a zlepšení životních podmínek populace okáče bělopásného (*Hipparchia alcyone*). Započaty byly v sezóně 2006 a dle potřeby pokračují až do současné doby. Zásahy se zaměřují především na těžbu habru obecného a lípy malolisté, které podrůstají „původní“ světlé porosty dubu letního, tím dochází ke zhoršení světelných podmínek v podrostu. Opatřením vznikají dva typy ploch, jednak světlejší, částečně otevřené lokality sloužící jako žírné plochy housenek motýla na kostřavách, a mezi nimi pak prosvětlené „migrační“, spojovací koridory v lesních porostech. (P. Kolibáč)

jektu ERC-LONGWOOD (www.longwood.cz), grant č. 278065 (FP7/2007-2013). Autor děkuje K. Prachovi, T. Vrškoví, D. Utinkovi a M. Chudomelové za cenné připomínky k textu.

POZNÁMKY

- 1 Otevřenou zůstává otázka vlivu velkých býložravců, jichž část byla vyhubena či prakticky eliminována už v pravěku (zubr, pratur, tarpan), část je naopak uměle podporována (jelen, srnec a prase, které je všežravcem); podrobněji viz Vera (2000).
- 2 Z hlediska ochrany přírody ve střední a západní Evropě je postupný nárůst plochy lesů na úkor nelesních stanovišť na úrovni krajiny jedním z nejvýznamnějších problémů při ochraně biodiverzity jak druhů, tak společenstev.
- 3 Příklad úspěšné obnovy lesa poškozeného imisemi popisují Tesař et al. (2011).
- 4 V celosvětovém měřítku je však les chápán velmi volně. Podle definice FAO je les území větší než 0,5 ha, porostlé dřevinami s výškou aspoň 5 m a se zápojem korun nad 10 % plochy území (FAO 2000).

- 5 Zákon č. 289/1995 Sb., o lesích a Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 83/1996 Sb., o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů. Stažitelné na <http://www.uhul.cz/ke-stazeni/legislativa>.
- 6 Zjednodušené pojetí věcí se občas dostává i do strategie ochrany přírody, viz například aktuálně prosazované dělení maloplošných chráněných území na rezervace a památky podle předpokládaného typu managementu. Rozumnější by podle názoru autora tohoto textu bylo přistupovat ke každému chráněnému území individuálně, s dlouhodobou koncepční vizí, avšak přitom i určitou flexibilitou odrážející aktuální úroveň odborného poznání jak celkového, tak vzhledem ke konkrétní lokalitě.
- 7 Ke klimaxu a ekologické stabilitě je třeba podotknout, že dnešní pohled na dlouhodobou dynamiku ekosystémů včetně vlivu globální klimatické změny oba úzce související koncepty značně relativizuje.
- 8 Smyslem přírodě blízkého hospodaření není napodobovat strukturu přírodních lesů, ale využít co nejvíce tvořivých sil přírody (a tím uspořít náklady na vstupy zejména do výchovy porostů) k dosažení co nejlepšího hospodářského výsledku při dodržení základního principu trvalosti a vyrovnanosti výnosu a současně při zachování nebo zlepšení ekologických podmínek – tedy přeneseně produkčního potenciálu stanoviště (Schütz et al. 2016). Komentář T. Vršky.
- 9 Srovnávací rámec je totiž poměrně široký a i v odborné literatuře stále diskutovaný. Vliv člověka na měnící se středoevropskou přírodu trvá od poslední doby ledové a prakticky nelze oddělit přírodní a antropické vlivy. Výstižně popisuje nám ne zcela samozřejmou „kultivovanost“ veškeré evropské krajiny slavný antropolog C. Lévi-Strauss (1966).
- 10 Historický rozsah pařezení byl v Evropě značný. Na území České republiky tvořilo pařezení v nížinách dominantní způsob hospodaření a jeho rozsah můžeme vysledovat až do středověku (Szabó et al. 2015).

Literatura

Abraham V., Kuneš P., Petr L., Svitavská-Svobodová H., Kozáková R., Jamrichová E., Švarcová M. G. & Pokorný P. (2016): A pollen-based quantitative reconstruction of the Holocene vegetation updates a perspective on the natural vegetation in the Czech Republic and Slovakia. – *Preslia* 88: 409–434.

Bohn U., Gollub G., Hettwer C., Weber H., Neuhauslová Z., Raus T. & Schlüter H. (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

Bunnell F. L. & Dunsworth G. B. [eds.] (2010): *Forestry and biodiversity: learning how to sustain biodiversity in managed forests*. – UBC Press, Vancouver, Toronto.

Clements F. E. (1936): Nature and structure of the climax. – *The Journal of Ecology* 24: 252–284.

Cronon W. (1996): The trouble with wilderness: or, getting back to the wrong nature. – *Environmental history* 1: 7–28.

Čížek L. (2012): Výzvy aktivního managementu lesů pro podporu biodiverzity. – In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. [eds.], *Ekologická obnova v České republice*, pp. 17–19, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.



Obr. 4. Horské lesy jsou přirozeně tvořeny jehličnany. Hlavním problémem jsou však monokulturní, pasečně obhospodařované porosty. Pohled z Medvědího vrchu (1216 m) k Orlíku (1204 m), CHKO Jeseníky. (R. Hédli)

FAO (2000): On definitions of forest and forest change. Forest Resources Assessment Programme, Working Paper 33. – Food and Agriculture Organization of the United Nations, Forestry Department, Řím.

Fuller R. J. & Peterken G. F. (1995): Woodland and scrub. – In: Sutherland W. J. & Hill D. A. [eds], Managing habitats for conservation, pp. 327–361, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Götmarm F. (2013): Habitat management alternatives for conservation forests in the temperate zone: Review, synthesis, and implications. – Forest Ecology and Management 306: 292–307.

Hédli R., Šipoš J., Chudomelová M. & Utinek D. (2017): Dynamics of herbaceous vegetation during four years of experimental coppice introduction. – Folia Geobotanica 52: 83–99.

Kadavý J. a kol. (2011): Nízký a střední les jako plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa. – Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.

Kandler O. & Innes J. L. (1995): Air pollution and forest decline in Central Europe. – Environmental Pollution 90: 171–180.

Konvička M., Čížek L. & Beneš J. (2004): Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. – Sagittaria, Olomouc.

Košulič M. (2010): Cesta k přírodě blízkému hospodářskému lesu. – Forest Stewardship Council Česká republika, Brno.

Kotecký V., Poštulka Z., Geryková Z. & Bláha J. (2010): Okna do divočiny v české krajině. – Hnutí Duha, Olomouc.

Krčmářová J. (2015): Stromy v horském zemědělství 19. století. Historie a současnost lesozemědělských ploch v katastrálním území Velký Uhřínov. – Orlické hory a Podorlicko, 22: 13–36.

Kubíková J. (1991): Forest dieback in Czechoslovakia. – Vegetatio 93: 101–108.

Lévi-Strauss C. (1966): Smutné tropy. – Odeon, Praha.

Martin V. G., Kormos C. F., Zunino F., Meyer T., Doerner U. & Aykroyd T. (2008): Wilderness momentum in Europe. – International Journal of Wilderness 14: 34–43.

McGeoch M. A., Schroeder M., Ekbon B. & Larsson S. (2007): Saproxylic beetle diversity in a managed boreal forest: importance of stand characteristics and forestry conservation measures. – Diversity and Distributions 13: 418–429.

Meiners S. J., Pickett S. T. & Cadenasso M. L. (2015): An integrative approach to successional dynamics. – Cambridge University Press.

Míchal I. a kol. (1992): Obnova ekologické stability lesů. – Academia, Praha.

Ministerstvo zemědělství (2016): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2015. – MZE ČR, Praha.

Müllerová J., Hédli R. & Szabó P. (2015): Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. – Forest Ecology and Management 343: 88–100.

Pelíšek J. (1957): Stanovištní poměry pařezin v oblasti ČSR. – Lesnictví 3: 85–108.

Petříček V. & Míchal I. [eds] (1999): Péče o chráněná území:

Lesní společenstva. – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.

Pickett S. T. A., Cadenasso M. L. & Meiners S. J. (2009): Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. – Applied Vegetation Science 12: 9–21.

Polanský B. (1947): Příručka pěstění lesů. – Knihnice Činu, Edice dobrého hospodáře č. 3. Záh, Brno.

Poleno Z. a kol. (2007): Pěstování lesů II. Teoretická východiska pěstování lesů. – Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.

Prach K., Tichý L., Lencová K., Adámek M., Koutecký T., Sádlo J., Bartošová A., Novák J., Kovář P., Jírová A., Šmilauer P. & Řehouňková K. (2016): Does succession run towards potential natural vegetation? An analysis across seres. – Journal of Vegetation Science 27: 515–523.

Průša E. (2001): Pěstování lesů na typologických základech. – Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.

Rybniček K. & Rybníčková E. (1978): Palynological and historical evidence of virgin coniferous forests at middle altitudes in Czechoslovakia. – Vegetatio 36: 95–103.

Schütz J. P., Saniga M., Diaci J. & Vrška T. (2016): Comparing close-to-nature silviculture with processes in pristine forests: lessons from Central Europe. – Annals of Forest Science 73: 911–921.

Shugart H. H. (1984): A theory of forest dynamics: the ecological implications of forest succession models. – Springer-Verlag, New York etc.

Sutherland W. J. & Hill D. A. (1995): Managing habitats for conservation. – Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Swetnam T. W., Allen C. D. & Betancourt J. L. (1999): Applied historical ecology: using the past to manage for the future. – Ecological Applications 9: 1189–1206.

Szabó P. & Hédli R. (2011): Advancing the integration of history and ecology for conservation. – Conservation Biology 25: 680–687.

Szabó P., Müllerová J., Suchánková S. & Kotačka M. (2015): Intensive woodland management in the Middle Ages: spatial modelling based on archival data. – Journal of Historical Geography 48: 1–10.

Tesař V., Klimo E., Kraus M. & Souček J. (2004): Dlouhodobá přestavba jehličnatého lesa na Hetlině – Kutnohorské hospodářství. – Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno.

Tesař V., Balcar V., Lochman V. & Nehyba J. (2011): Přestavba lesa zasaženého imisemi na Trutnovsku. – Mendelova univerzita, Brno.

Vera F. W. M. (2000): Grazing ecology and forest history. – CABI Publishing, Wallingford, UK, a New York, USA.


Vrška T. (2012): Úvod. – In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. [eds], Ekologická obnova v České republice, pp. 13–16, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.

Walker L. R., Wardle D. A., Bardgett R. D. & Clarkson B. D. (2010): The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. – Journal of Ecology 98: 725–736.

Zlatník A. (1976): Lesnická fytocenologie. – Státní zemědělské nakladatelství, Praha.

Hrabání opadanky jako obnovní management v doubravě v NP Podyjí

Ondřej Vild, Radim Hédli & Jesse M. Kalwij

Lokalizace	 NP Podyjí; 48°48' N, 15°57' E; nadmořská výška 370 m
Ochrana přírody	NP, PO, EVL
Obnovená plocha	1 ha
Finanční podpora	0

Abstrakt

Hrabání listové opadanky patřilo dříve k rozšířeným aktivitám v evropských lesích. Experimentální metodou jsme se pokusili zhodnotit vliv tohoto managementu na lesní podrost a také jeho potenciál v obnově biodiverzity lesní vegetace. Sedmiletý monitoring (2010–2016) 45 ploch (7 × 7 m) ukázal, že nejzřetelnější změnou bylo zvýšení diverzity jednoleťtých druhů, z nichž většina je považována za druhy ruderní. K vyhodnocení dlouhodobého vlivu na společenstvo bude potřeba pokračování experimentu.

Popis lokality

Jedná se o různověký les (Obr. 1) tvořený převážně dubem zimním (*Quercus petraea* agg.), přimíšena je borovice lesní (*Pinus sylvestris*), habr obecný (*Carpinus betulus*) a lípa srdčitá (*Tilia cordata*). Převažujícím podkladem je granit, na němž se vyvinula chudá kambizem s poměrně nízkým pH (4,0–5,5, měřeno ve vodní suspenzi). Reliéf je homogenní, s mírným svahem klesajícím jihozápadním směrem. V podrostu dominují trávy jako metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), lipnice hajní (*Poa nemoralis*), kostřava ovčí (*Festuca ovina*) nebo strdivka jednokvětá (*Melica uniflora*). Na světlejších místech se vyskytuje například jetel alpský (*Trifolium alpestre*), svízel syříšťový (*Galium verum*) či smolníčka obecná (*Viscaria vulgaris*). Vzácně zde můžeme najít několik ohrožených druhů, a to například vemeník dvoulistý (*Platanthera bifolia*), huseník chudokvětý (*Fourraea alpina*) či hnilák smrkový (*Monotropa hypopitys*).

Stav před obnovou

Celá oblast byla historicky intenzivně využívána člověkem. Až do 19. století se zde hojně pásli dobytek a stromy byly zastoupeny jen zřídka. Podobně jako v mnoha jiných světlých nížinných lesích je i zde nejvýraznějším jevem eutrofizace a sukcese vegetace. Tyto procesy jsou zčásti způsobeny atmosférickým spadem dusíku. Kromě toho je to i následek opuštění tradičních, nyní zakázaných forem hospodaření, jako hrabání opadanky, které dříve znamenalo odstraňování značného množství živin (Sayer 2006). V důsledku toho se

na lokalitě šíří konkurenčně silné druhy jako třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) nebo ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*). Naopak mizí druhy rostlin oligotrofních stanovišť, mezi něž patří řada ohrožených druhů.

Cíle obnovy

Odstraňováním opadanky přispět ke zpomalení procesu eutrofizace a sukcese. Konkurenčně silné a expanzivní druhy



Obr. 1. Dominantní dřevinou na lokalitě je dub zimní (*Quercus petraea* agg.). (O. Vild)



Obr. 2. Experimentální plocha. (O. Vild)

má management potlačit, zatímco konkurenčně slabé druhy oligotrofních stanovišť mají být podpořeny.

Popis opatření

Odnímání opadanky hráběmi.

Metodika sledování

V roce 2010 jsme založili 45 trvalých ploch (7 × 7 m; Obr. 2), z nichž třetina slouží jako kontrola.

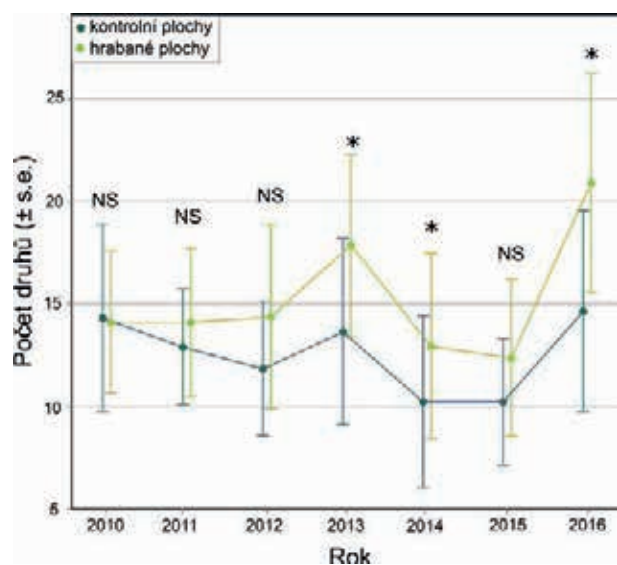
Uprostřed každé plochy jsme před zahájením experimentu, a pak každý další rok (2010–2016), zapisovali vegetační snímek (5 × 5 m), zahrnující soupis všech druhů rostlin bylinného patra s odhadem jejich pokryvnosti/abundance na modifikované Braun-Blanquetově stupnici.

Výsledky

Analýza vegetačních dat v programu R (verze 3.2.3, dostupná na <http://www.r-project.org/>) ukázala, že hrabání opadanky vedlo ke statisticky průkaznému zvýšení počtu druhů na plochu (ANOVA s opakovanými měřeními, $F = 4,153$, $p = 0,0424$; Obr. 3). Rozdíly mezi experimentálními opatřeními začaly být patrné už v roce 2013.

Za povšimnutí stojí výrazné meziroční fluktuace druhové bohatosti. Další analýzy ukázaly, že jsou do značné míry způsobeny rozdíly ve srážkách a teplotách v zimním období (Vild et al. 2015). Při vhodných podmínkách mají totiž možnost vyklíčit jednoleté druhy. Mnoho takovýchto druhů má afinitu k ruderalním, tedy antropogenně silně pozměněným stano-

vištím. Klíčení některých takových druhů, například mateřky trojžilné (*Moehringia trinervia*), kakostu smrdutého (*Geranium robertianum*) nebo opletky obecné (*Fallopia convolvu-*



Obr. 3. Srovnání vývoje průměrného počtu druhů na plochu mezi experimentálními opatřeními v čase. Body znázorňují průměry hodnot a chybové úsečky střední chyby. Symboly nad ročními srovnáními značí, zda-li je rozdíl signifikantní: hvězdička: $p < 0,05$; NS: $p > 0,05$.

lus), bylo zřejmě podpořeno mechanickými disturbancemi (Baskin & Baskin 2014). Ke klíčení druhů přítomných pouze v semenné bance pravděpodobně přispěla chybějící vrstva opadu, která jinak tvoří účinnou mechanickou bariéru.

Nové poznatky a doporučení

Experimentální odstraňování listové opadanky mělo pozitivní vliv na druhovou bohatost podrostu kyselé doubravy. V námi zaznamenaném krátkodobém horizontu se to týkalo především zvýšení počtu ruderalních druhů. Tento výsledek je zřejmě do jisté míry daný zemědělským charakterem regionu a skutečností, že lokalita a její okolí byly ještě v 19. století využívány jako pastviny. Mnohé ruderalní druhy tedy zřejmě přežily na otevřených místech. Mezi nimi jsou nicméně především konkurenčně slabé jednoleté druhy s nízkou pokryvností, konkurenčně neohrožující výskyt dalších druhů bylinného patra.

Neprokázání vlivu hrabání opadanky na ostatní druhy je možné přičíst jednak tomu, že se většinou jedná o vytrvalé druhy, jednak pufrací kapacitě půdy, která brání rychlým změnám půdního chemismu, a tím i snížení eutrofizace. Abychom byli schopni popsat vliv hrabání opadanky na tyto druhy, případně na další rezistentní složky ekosystému, budeme v experi-

mentu nadále pokračovat. To rovněž ukáže, zda se postupně uchyťí cílové druhy charakteristické pro daný biotop, či nikoliv.

Poděkování

Článek vznikl s pomocí prostředků podporujících dlouhodobý koncepční rozvoj výzkumné organizace – RVO 67985939. Výzkum byl též podpořen Evropskou radou vědeckého výzkumu, Sedmého rámcového programu (FP7/ 2007–2013) / ERC grantové smlouvy č. 278065.

Literatura


- Baskin C. C. & Baskin J. M. (2014): Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. – Academic Press, San Diego, CA.
- Sayer E.J. (2006): Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. – Biological Reviews 81: 1–31.
- Vild O., Kalwij J. M. & Hédél R. (2015): Effects of simulated historical tree litter raking on the understorey vegetation in a central European forest. – Applied Vegetation Science 18: 569–578.



Obr. 4. Experimentální zásah na podzim 2015. Z každé plochy je každoročně odstraněno přibližně 20 kg suché hmoty opadanky. (O. Vild)

Výsledky 20 let přestaveb převážně borových porostů v zóně s trvalým managementem v NP Podyjí

Tomáš Vrška, Jaroslav Ponikelský & Petra Pavlicová

Lokalizace	 NP Podyjí; 48° 52' 32" N, 15° 53' 25" E; nadmořská výška 375–430 m
Ochrana přírody	NP, PO, EVL
Obnovená plocha	Pyramida – celkem 96 ha; provozní využití na ca 900 ha porostů v NP
Finanční podpora	Provozní prostředky Správy NP, krajinnotvorné programy MŽP

Abstrakt

V zóně s trvalým managementem v Národním Parku Podyjí probíhá od roku 1995 aktivní přestavba původně převážně borových porostů na smíšené listnaté se skupinově členěnou prostorovou strukturou. Pro účely hodnocení zásahů a metodických postupů byly na experimentálním objektu Pyramida (96 ha) klasifikovány lesní porosty do 5 typů - od nepůvodních borových monokultur až po smíšené listnaté porosty v cílovém stavu - pro které byly zpracovány směrnice péče o les. Zdůrazněná funkce ochrany a podpory biodiverzity je druhotně kombinována s produkční funkcí, která vytváří lokální zdroj dříví a přitom se tyto funkce navzájem nevylučují. Za dvacet let aktivních zásahů pokleslo zastoupení jehličnanů z 61 % na 42 % a recipročně stoupl zastoupení listnáčů. Na 36 % plochy experimentálního objektu byla realizována kompletní přestavba k cílovému typu porostu v průběhu 20 let. Z dosavadního průběhu přestaveb lze reálně očekávat dokončení přestaveb na 70 % plochy po 30 letech od započetí.



Obr. 1. Přestihlené borové mlaziny z poloviny 80. let dvacátého století byly v roce 1995 rozvráceny těžkým sněhem. Bez šablonovitěho zarovnávání okrajů byla využita mikroklimatická variabilita osluněných a stíněných ploch pro vnesení cílových listnatých dřevin. Stav 15 let po výsadbě. (P. Válek)

pení jehličnanů z 61 % na 42 % a recipročně stoupl zastoupení listnáčů. Na 36 % plochy experimentálního objektu byla realizována kompletní přestavba k cílovému typu porostu v průběhu 20 let. Z dosavadního průběhu přestaveb lze reálně očekávat dokončení přestaveb na 70 % plochy po 30 letech od započetí.

Výchozí stav

Zatímco kaňonovitě údolí Dyje v Národním parku Podyjí bylo po II. světové válce díky své geomorfologii ušetřeno významnějších exploatačních zásahů, na zvlněné plošině nad údolím byly značné plochy původně listnatých porostů s dominancí dubů (*Quercus* spp.) a habru (*Carpinus betulus*) přeměněny na smrkové (*Picea abies*) a zejména borové (*Pinus sylvestris*) monokultury. V době vyhlášení národního parku (1991) se jednalo o borové kmenoviny s podúrovň složenou z listnatých dřevin nebo o mlaziny až tyčoviny s velmi slabou či žádnou příměsí listnatých dřevin. Horizontální struktura (textura) byla jednoduchá, spíše převládaly velké plochy porostních skupin (3–5 ha) s přímými liniemi okrajů. Vertikální struktura byla zpravidla jednovrstevná, v případě směsi borovice a listnáčů dvouvrstevná. Lesy s převahou listnatých dřevin tvořily plošně menší porosty, zejména na kamenitých stanovištích, kde se zachovaly výmladkové porosty dubu a habru. Až na jednotlivě vtroušené staré stromy chyběl plošně buk (*Fagus sylvatica*). Taktéž množství ponechaného tlejícího dřeva bylo minimální, neboť bylo využíváno jako palivové dříví.

Po vyhlášení NP Podyjí a vytvoření jeho zonace byly na základě podkladů zpracovávaných pro první plán péče v letech 1992–1993 definovány základní principy nakládání s lesem v zóně s trvalým managementem (Škorpík 1993, aktualizace a doplnění Reiterová & Škorpík 2012):

- vytvořit funkční komplex lesů, který utlumí vnější vlivy na bezzásahové území (pronikání invazních druhů, splachy ze zemědělských kultur apod.);



Obr. 2. Prostorové rozdělení lesa pro účely managementu experimentálního objektu Pyramida. V mozaice smíšených listnatých lesů a jehličnatých (převážně borových) monokultur jsou jehličnaté monokultury tmavě zelené, světle zelené jsou listnaté dřeviny právě rašící (habr, lípa, javory apod.), bez listů je dosud dub. (Archiv Správy NP Podyjí)

- vytvořit funkční komplex lesů, který utlumí vlivy potenciálních disturbancí (vítr, ledovka a následně hmyz) v bezzásahové zóně, zejména vůči okolním hospodářským lesům;
- aktivně podporovat a chránit cenné prvky biodiverzity u všech skupin organismů pomocí tvorby heterogenní struktury lesa, včetně využití tradičních způsobů obhospodařování lesů (nízký a střední les), zvýšeného objemu tlejícího dřeva v porostech, aktivního vyhledávání a ponechávání starých mohutných stromů vhodných jako biotopy ohrožených druhů apod.;
- umožnit přiměřenou produkci dříví pro lokální komunity.






Přestavba převážně stejnověkých porostů s dominancí borovice v zóně s trvalým managementem musela respektovat cíle ochrany přírody a také variabilitu typů managementu (sensu Bauhus et al. 2009, Decocq et al. 2004, Götzmark 2007, 2013) a tudíž se jedná o zásadnější změnu stavu lesa než při přestavbě v hospodářském lese. Priority pro národní park byly: a) nepravidelná prostorová struktura se světlinami, b) účast výhradně autochtonních dřevin, c) práce se zvýšeným podílem tlejícího dřeva a d) aktivní práce s biotopovými stromy.

Základní pěstební principy přestaveb:

- ukončit holoseče jako nástroj obnovy lesa;
- maximálně využít potenciál listnatých dřevin v borových porostech a nevytvářet nové stejnorodé porosty formou výsadeb na holých plochách;
- prostorově rozčlenit nejprve velké souvislé plochy dřívějších stejnověkých porostů;
- formou podsadeb nebo bočně stíněných skupin uměle vnášet chybějící buk, který se až na výjimky (jednotlivé staré výstavky) nemůže přirozeně obnovit a šířit;
- tloušťkovou a prostorovou diferenciací postupně přejít ke skupinově výběrnému způsobu hospodaření modifikovanému pro práci s dřevinami náročnějšími na světlo;
- v probírkách podporovat a uvolňovat primárně dub s příměsí habru, lípy srdčité (*Tilia cordata*), buku a dalších listnatých dřevin.

Cíle obnovy

Vytvořit funkční komplex lesů, který utlumí vnější vlivy na bezzásahové území a vlivy potenciálních disturbancí na okolní kulturní krajinu; aktivně podporovat a chránit cenné prvky biodiverzity formou strukturně i druhově pestrých lesů.

typ porostu		3-		3+		2-		2+		1	
											
zastoupení dřevin v % dle výčetní základny (m²/ha)	jehličnaté dřeviny	95+	60-90	méně než 60	do 5	jednotlivé vtroušení					
	listnaté dřeviny	do 5	5-40	40-95	95+	do 100%					
struktura porostu		jednoetážová; minimální tloušťková diferenciace	tvorba druhé etáže (podúrovně) – zejména listnáče výmladkového původu	dvě (někdy až 3) etáže; jehličnany dominují v nadúrovni	víceetážová (ploškovitě nebo jednotlivě); listnáče ve všech etážích; tvoří se tloušťková struktura	víceetážová; vytvořena širší tloušťková struktura					
klíčová opatření		slabé, ale častější probírky pro podporu mechanické stability porostu; podpora vtroušených listnáčů	podpora listnáčů v podúrovni; otevírání porostního zápoje jehličnanů (zejm. borovice lesní) s cílem strukturní diferenciace porostu	podpora nadějných listnáčů – budoucích cílových stromů; těžba jehličnanů – tvorba nových porostních mezer pro zmrazení listnáčů; počátek podpory mrtvého dřeva a biotopových stromů	přechod ke skupinovitě výběrnému systému; uvolňování cílových stromů ve smíšených částech porostu s jehličnany; přechod ke kontrolle přírůstu	skupinovitě výběrný systém; těžba cílových tlouštěk; ponechávání biotopových stromů a tlejícího dřeva pro podporu biodiverzity					
obnova lesa		zalesnění kotlíků a podsadby bukem a chybějícími cílovými dřevinami			zalesnění kotlíků a podsadby bukem a chybějícími cílovými dřevinami + přirozená obnova		pouze přirozená obnova				
pěstební systém		pasečné hospodaření v lese věkových tříd				nepasečné hospodaření s využitím výběrných principů					
použitá metoda HŮL		metoda věkových tříd				kontrolní metoda (s podporou statistické inventarizace)					

Obr. 3. Klasifikační systém typů porostu. HÚL = hospodářská úprava lesa.

Popis opatření

Od roku 1995 probíhají prořezávky, probírky i obnovní těžby podle základních pěstebních principů přestaveb. V okamžiku přechodu do typu porostu 2- nebo 2+ jsou postupně se zvyšující se mírou uplatněny výběrné principy hospodaření.

Metodika sledování

Výše uvedené otázky se týkaly ca 900 ha lesa v Národním parku Podyjí. Proto byl vybrán experimentální objekt Pyramida o výměře 95 ha (Obr. 2), kde bylo cílem monitorovat a vyhodnocovat postup přestaveb a zároveň tím poskytovat modelové ukázky jednotlivých kroků přestaveb. Pro stanovení postupů k dosažení výše uvedených cílů bylo definováno 5 typů porostů podle základních atributů: a) dřevinné skladby a b) struktury porostu (Obr. 3), a to s ohledem na uplatnitelnost v provozní lesnické praxi:

3- čistý jehličnatý

3+ převážně jehličnatý

2- počáteční přechodný

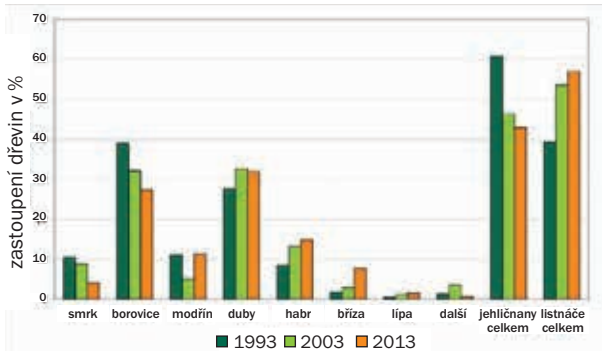
2+ pokročilý přechodný

1 cílový

Pro každý typ porostu byly následně definovány základní principy výchovných a obnovních zásahů a celkově jejich pěstební systém, směřující porosty postupně do typu porostu 1 (cílového) – viz Obr. 3.

Měření byla provedena v letech 1992, 2003, 2007 (Růžička 2008) a 2013 (Pavlicová 2014). Při každém opakovaném monitoringu byla v terénu provedena:

- a) statistická provozní inventarizace na 34 kruhových plochách (každá o výměře 500 m²) za účelem vyhodnocení změn dřevinné skladby a tloušťkové struktury porostů, dynamiky přirozené obnovy, množství a struktury tlejícího dřeva;
- b) mapování horizontální struktury (textury – plošné distribuce jednotlivých růstových fází) pomocí ortorektifikovaných leteckých snímků s cílem sledovat postupnou frag-



Obr. 4. Změny v zastoupení dřevin podle výčetní základny (kruhové plochy kmenů ve výčetní výšce 1,30 m) v období 1992–2013 na experimentálním objektu Pyramida.

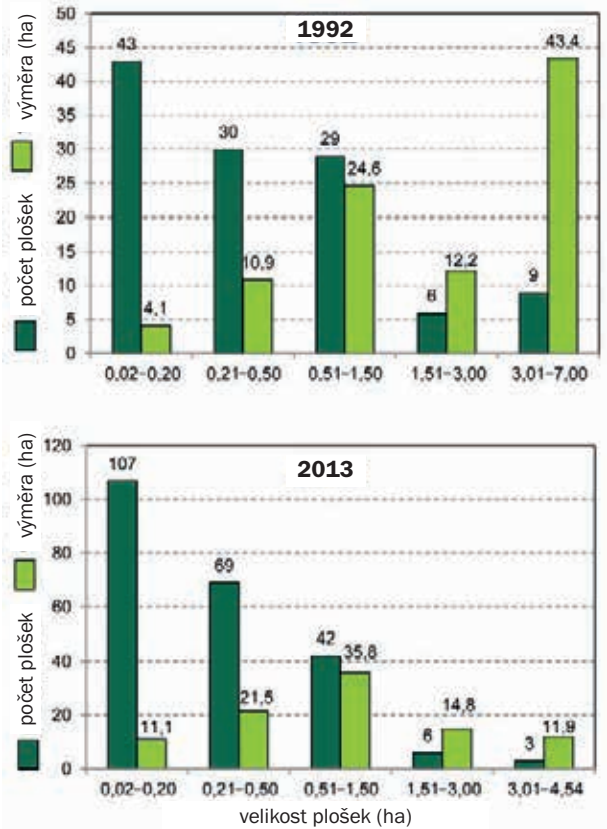
mentaci dříve plošně rozsáhlých stejnorodých porostních skupin a velikostně optimalizovat velikost plošek pro skupinovitě výběrný systém hospodaření;

- c) hodnocení typů porostů za účelem vyhodnocení rychlosti přestaveb a účinnosti provedených opatření (viz Obr. 3).

Výsledky

Změny dřevinné skladby

V období 1992–2013 došlo k důležité změně – namísto převládajících jehličnanů se staly převládající skupinou dřeviny listnaté. Zastoupení jehličnanů podle výčetní základny pokleslo z 61 % na 42 % a recipročně stouplo zastoupení listnáčů (Obr. 4). Významný pokles lze zaznamenat u dříve hlavní dřeviny – borovice lesní, kde její zastoupení kleslo z 39 % na 28 %. Podobně zastoupení smrku pokleslo z 11 % na 4 %. V obou případech se jedná o výsledek cílené podpory přimíšených listnatých dřevin. Pokud bychom hodnotili úbytek borovice podle počtu stromů, byl by ještě silnější. Silnější borovice v typech porostu 2- a 2+ totiž reagovaly na uvolnění způsobené odtěžením sousedních borovic zvýšeným světlostním přírůstem, proto není pokles zastoupení borovice dle výčetní základny tak výrazný. Zvyšující se podíl habru z 9 % na 15 % reflektuje jeho dynamiku jako dříve výhradně podúrovňové dřeviny, která nebyla v pěstebních systémech vůbec uvažována jako cílová dřevina. To se změnilo s tvorbou koncepce managementu lesů v zóně s trvalým managementem. Podobně interpretujeme i nárůst zastoupení břízy (z necelých 2 % na 8 %), neboť přítomnost pionýrských dřevin patří k významným zdrojům biodiverzity v lese. Přestože byly v období 1992–2013 realizovány výsadby a podsadby buku



Obr. 5. Změny v počtu a velikosti plošek typů porostu vlivem aktivní porostní diferenciace v období 1992–2013.

1992



2003



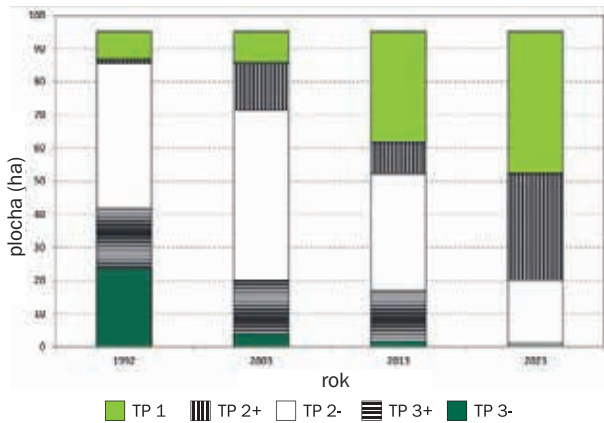
2013



Typ porostu



Obr. 6. Změny porostní textury a vývoj typů porostu v letech 1992–2013.



Obr. 7. Změny v plošném zastoupení typů porostu na experimentálním objektu Pyramida v období 1992–2013.

v 51 skupinách na celkové ploše 7,08 ha, není nárůst buku dosud zaznamenán, protože zatím nepřekročil registrační hranici výčetní tloušťky ≥ 7 cm (Vrška et al. 2017).

Změny horizontální struktury (textury)

Postupná fragmentace a tvorba heterogenní prostorové struktury je viditelná na Obr. 6. Zde je patrné umístování obnovních těžeb do dříve plošně rozsáhlých uniformních porostů. Tyto plošky jsou využívány a) pro vnesení chybějícího buku a b) pro uvolnění přirozené obnovy vtroušených listnatých dřevin ve starších porostech s převahou borovice, případně smrku. Kvantitativně změny hodnotí analýza počtu a velikosti plošek (Obr. 5). Původně (1992) plošně dominantní plošky v třídě 3,01–7,00 ha zaujímaly 43,4 ha (46 % plochy). Nyní jsou nahrazeny převažující třídou 0,51–1,50 ha, která

„se naplnila“ fragmentací plošně největších porostů a zaujímala v roce 2013 35,8 ha (38 % plochy). Patrný je také více než dvojnásobný nárůst počtu plošek ve třídě 0,02–0,20 ha z původních 43 (1992) na 107 (2013) (Vrška et al. 2017).

Změny v zastoupení typů porostu

Vývoj plošné distribuce typů porostu na experimentálním objektu Pyramida ukazuje Obr. 6. V jižní polovině experimentálního objektu je možno pozorovat rychlejší přechod k cílovým typům porostu (1, 2+), což je způsobeno lepším výchozím stavem porostů v roce 1992. Skupinovitě realizovaná pěstební opatření nejenom vytvářejí jemnější prostorovou strukturu (viz Obr. 6), ale výběrem cílových stromů a podporou přirozeného zmlazení autochtonních dřevin se jednotlivé porosty posunují směrem k cílovému typu porostu.

Kvantifikace změn v plochách typů porostu (Obr. 7) ukazuje kontinuální nárůst typu porostu 1, jehož plošné zastoupení se zvýšilo z 9 % na 45 % v roce 2013. Opačný trend je zřetelný u jehličnatých typů porostu (3-, 3+) s převahou borovice, které v roce 2013 tvořily již jenom minoritní část experimentálního objektu Pyramida (2 %). Zřejmá je i dosavadní vyrovnanost plošného zastoupení typů porostu 2- a 2+, které fungují v průběhu přestavby jako přechodné typy porostů (Vrška et al. 2017).

Nové poznatky a doporučení

Z pěstební pohledu byla na 34,5 ha (36 % plochy) experimentálního objektu Pyramida realizována kompletní přestavba k cílovému typu porostu v průběhu 20 let (jako cíl jsou zahrnuty typy porostů 1 a 2+). Z dosavadního průběhu přestaveb lze reálně očekávat dokončení přestaveb na celkové ploše 66,8 ha (70 % plochy) po 30 letech (2030) od započeti. Pokud připočteme plochu 8,3 ha (9 % plochy), na které nebylo třeba přestavbu provádět, bude činit celková plocha

lesa v typech porostu 1 a 2+ po 30 letech přestavby 75,1 ha (79 % plochy) (Vrška et al. 2017). Dokončení přestavby zbývajících částí, tvořené převážně výchozími typy porostu 3- a 3+ v původně plošně rozsáhlejších porostních skupinách, bude trvat déle – za kvalifikovaný odhad lze považovat 50 let.

Přestavby lesních porostů s cílem modifikovat jejich stav pro potřeby ochrany přírody vyžadují aktivní přístup a jsou často spojeny se zvýšenou aktivitou, a to nejenom intenzitou, ale i frekvencí zásahů. To nám však umožňuje vytvářet a podle potřeby modifikovat stav lesních porostů s prioritní funkcí ochrany biodiverzity tam, kde je to strategickým cílem. Pro jeho dosažení je základní podmínkou vzájemná akceptace biologů a lesnického personálu – například formou prakticky uchopitelného manuálu pro přestavby porostů – a neustálé společné pochůzky po lesních porostech spojené s vyznačováním zásahů.

Poděkování

Autoři děkují nezávislému českému lesníkovi Jiřímu Zahradníčkovi za spolupráci při provozní inventarizaci experimentálního objektu v letech 2003 a 2013. Díky patří také lesníkům Správy NP Podyjí – Petru Růžičkovi, Jiřímu Novákovi, Vladimíru Auerovi, Milanu Pořízkovi a Petru Vančurovi – za spolupráci a Správě NP Podyjí za podporu naší práce v uplynulých více než 20 letech.

Literatura

Bauhus J., Puettmann K. & Messier C. (2009): Silviculture for old-growth attributes. – Forest Ecology and Management 258: 525–537.
Decocq G., Aubert M., Dupont F., Alard D., Saguez R., Wattez-Fanger A., Foucault B. de, Delelis-Dusollier A. & Bardat J. (2004): Plant diversity in a managed temperate decid-

uous forest: understory response to two silvicultural systems. – Journal of Applied Ecology 41: 1065–1079.

Götmarm F. (2007): Careful partial harvesting in conservation stands and retention of large oaks favour oak regeneration. – Biological Conservation 140: 349–358.

Götmarm F. (2013): Habitat management alternatives for conservation forests in the temperate zone: Review, synthesis, and implications. – Forest Ecology and Management 306: 292–307.

Pavlicová P. (2014): Přestavba jehličnatých porostů na smíšené listnaté v NP Podyjí – případová studie objektu Pyramida v období 1992–2013. – Ms.; dipl. pr., depon. in Mendelova univerzita, Brno.

Reiterová L. & Škorpík M. [eds] (2012): Plán péče o Národní park Podyjí a jeho ochranné pásmo 2012–2020. – Ms.; Správa Národního parku Podyjí, Znojmo. Dostupné na: http://www.nppodyji.cz/uploads/dokumenty/PP_Podyji2012_2020.pdf.

Růžicka P. (2008): Obnovní management lesů v NP Podyjí na stanovištích 2. a 3. LVS. – Ms.; dipl. pr., depon. in Mendelova univerzita, Brno.

Škorpík M. [ed.] (1993): Plán péče o Národní park Podyjí a jeho ochranné pásmo. – Ms.; Správa Národního parku Podyjí, Znojmo. Dostupné na: http://www.nppoodyji.cz/uploads/dokumenty/plan_pece_o_np_podyji_1992_2012.pdf.

Vrška T., Ponikelský J., Pavlicová P., Janík D. & Adam D. (2017): Twenty years of conversion: from pine plantations to oak dominated multifunctional forests. – iForest 10: 75–82.




Obr. 8. Jehličnaté tyčoviny (zde převažující borovice s příměsí modřinu) z 80. let dvacátého století není nutno plošně „likvidovat“ a místo nich zakládat nové stejnověkové listnaté porosty. Borovice a modřín nevytvářejí, na rozdíl od smrku, ani při plném korunovém zápoji temné prostředí uvnitř porostu. Pro přestavbu porostů lze využít postupně spontánně se obnovující listnáče (habr, bříza, dub atd.), které vytvářejí nepravidelnou strukturu a dávají vzniknout budoucímu přírodě bližšímu porostu. Zároveň lze částečně využít produkční potenciál borovice, která je těžena postupně (uvolnění listnáčů), a minimalizovat náklady na obnovu porostu díky využití přirozené obnovy. (P. Lazárek)



Obr. 9. Nastávající kmenoviny borovice jsou pro přestavbu ideální růstovou fází - poskytují dostatek světla listnatým nárostům a zároveň tvoří mechanicky stabilní kryt proti těžkému sněhu, který je pro nárosty listnatých dřevin největším nebezpečím. (P. Lazárek)

Dlouhodobý vývoj vegetace pískovcových borů po požáru a možnosti požárového managementu

Martin Adámek & Věroslava Hadincová

Lokalizace	 pískovcové oblasti SZ Čech a V Saska; nadmořská výška 200–500 m
Ochrana přírody	NP Česko-Saské Švýcarsko, CHKO Labské pískovce, CHKO Kokořínsko, CHKO Český ráj
Obnovená plocha	celkem ca 100 ha (spáleniště); 1,57 ha (vegetační záznamy – snímky)
Finanční podpora	0

Abstrakt

V borových lesích na pískovcích často dochází k požárům, které lze podle dnešních poznatků považovat za přirozenou součást těchto biotopů. Cílem výzkumu bylo sledovat schopnost spontánní regenerace těchto lesů po požáru v dlouhodobém měřítku. Borové lesy vykázaly značnou míru resistance i resilience k požárům, které navíc podporují zmlazení borovice a druhovou diverzitu. Požárový management se tak jeví jako vhodné opatření pro ekologickou obnovu těchto lesů.

Popis lokality

Pískovcové oblasti České republiky jsou charakteristické členitým reliéfem a mozaikovitostí lesních společenstev. Z přírodních faktorů, které zde zásadně ovlivňují distribuci lesních porostů, jsou nejdůležitější strmé gradienty teplotních, vlhkostních a živinových poměrů, vedoucí od hluboce zaříznutých, stinných a chladných roklí, přes mezické svahy až na osluněné, větrné a vysychavé vrcholky skal. Podle současných poznatků tvoří přirozenou vegetaci těchto oblastí zejména kyselá bučiny (*Luzulo-Fagetum*), které se vyskytují na plošinách a středních částech svahů s hlubšími půdami. V roklích se díky fenoménu klimatické inverze vyskytují přirozené smrčiny (*Bazzanio-Picetum*) a vrcholky skal a přilehlé horní svahy s mělkou půdou porůstají přirozené (tzv. reliktní) bory (*Dicrano-Pinetum*) nebo borové doubravy (*Vaccinio vitis-idaeae-Quercetum*) (Mikuláš et al. 2007). Vlivem intenzivního lesního hospodaření, zavedeného v těchto oblastech přibližně před 200 lety, byly původní lesy z valné části nahrazeny smrkovými a borovými kulturami. Míra změny byla závislá na členitosti terénu. Největší změny se odehrály v nejsnadněji přístupných oblastech s plochým a méně členitým reliéfem, zatímco na obtížně přístupných, skalnatých a svažitých místech nebo na podmáčených dnech roklí se dochovalo porosty s polopřirozenou až zcela přirozenou skladbou (Kačmar 2013).

Zajímavým fenoménem, se kterým se v pískovcových oblas-

tech setkáváme častěji než jinde, jsou požáry. O lokálních požárech nalezneme četné zmínky i v historických záznamech (Belisová 2006). Současné paleoekologické práce potvrzují kontinuální výskyt požárů v těchto oblastech v průběhu celého holocénu (Novák et al. 2012, Bobek 2013, Adámek et al. 2015). Přestože většina současných požárů je způsobena lidmi (turisté, práce v lese), nejsou zde výjimkou ani požáry vzniklé úderem blesku. V členitém terénu vzniká většina místních požárů na nejsušších místech na vyvýšených vrcholcích skal a jihozápadních prudkých svazích s porosty borovice lesní (*Pinus sylvestris*), a to bez ohledu na příčinu požáru (Adámek et al. 2015). Výskyt požárů na těchto specifických stanovištích lze do určité míry považovat za přirozenou součást těchto biotopů.

Výchozí stav

V letech 2007–2015 probíhal v těchto oblastech výzkum vlivu požárů na lesní vegetaci metodou sledování spontánního vývoje porostů na různých starých spáleništích. Nejstarší požárové plochy byly staré téměř 200 let. Lesy před požárem měly charakter polopřirozených až zcela umělých porostů s převahou borovice lesní, s dominancí keříčků brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*) a brusinky (*V. vitis-idaea*) v podrostu, které vznikly většinou výsadbou po holoseči před 30–170 lety. Tyto porosty byly nejčastěji situovány v horních partiích pískovcových skal a svahů, ale na stanovištích s relativně hlubšími půdami, kde jsou za přirozenou vegetaci považovány kyselá bučiny (*Luzulo-Fagetum*) s příměsí borovice lesní pouze na extrémnějším stanovištích. Díky obtížně přístupnému terénu byla většina těchto porostů ponechána po výsadbě bez dalších zásahů (Kačmar 2013). To vedlo ke vstupu dalších druhů dřevin do porostu a k vývoji polopřirozené lesní vegetace (Winter et al. 2010).

Cíl obnovy

Spontánní obnova lesa po požáru.



Obr. 1. Typický příklad pískovcové krajiny (Pravčický důl v NP České Švýcarsko). (M. Adámek)

Cíle sledování

Zjistit, jak jsou borové lesy pískovcových oblastí odolné vůči požárům různé intenzity, zda a jak rychle se dokážou s následky požáru vyrovnat bez lesnického zásahu a jaký má požár vliv na druhové složení a diverzitu lesů v průběhu téměř 200 let po požáru. Pro případné využití požárového managementu jako nástroje ekologické obnovy bylo třeba sledovat, zda spontánní obnova lesa po požáru vede k žádoucí struktuře a druhové skladbě porostu.

Metodika sledování

Terénní výzkum spočíval ve vegetačním snímkování celkem 70 porostů vzniklých na spáleništích před 1–192 lety, které byly ponechány samovolnému vývoji bez lesnické intervence. Stáří a lokalizace spálenišť byly zjišťovány z evidence příslušných lesních správ a orgánů ochrany přírody, údaje o požárech starších 90 let pocházely z archivních lesnických map.

V každém vegetačním snímku o rozloze 100 m² byly zaznamenány všechny druhy cévnatých rostlin a mechorostů a jejich procentuální pokryvnosti. Dále byla zaznamenána procentuální pokryvnost všech vegetačních pater včetně pozemních lišejníků a zmlazení dřevin. Celkem bylo zaznamenáno 157 vegetačních snímků. Intenzita požáru byla odhadnuta zpětně (jen na spáleništích starých max. 35 let) podle míry prohoření nadložního humusu a organického horizontu půdy a výšky ožehnutí kmenů stromů a rozdělena do tří kategorií: a) nízká, kdy nedošlo k prohoření organického horizontu; b) střední, kdy došlo k jeho prohoření, ale kmeny stromů nebyly ožehnuty výše než 2 m; c) vysoká, kdy byl spálen organický horizont a kmeny opáleny do výšky > 2 m. K vegetačním záznamům ze spálenišť byly pořízeny párové srovnávací vegetační záznamy z okolní, požárem nezasaže-

né vegetace tak, aby stáří porostu, druhové složení dřevin a abiotické podmínky co nejvíce odpovídaly stavu lesa před požárem. Získaná data byla analyzována pomocí mnohorozměrných a jednorozměrných statistických metod. Na mladších spáleništích (1–35 let) byly v rámci vegetačního snímkování zaznamenávány také počty přežívajících a odumřelých jedinců jednotlivých druhů dřevin s průměrem kmene v prsní výšce > 20 cm. Tato data byla využita k vyjádření schopnosti dřevin přežít požár dané intenzity.

Výsledky sledování

Požárová disturbance způsobila téměř úplné odstranění keřového patra a výrazné změny v druhovém složení bylinného patra a mechorostů. Resistance stromového patra k požáru závisela na jeho druhovém složení a intenzitě požáru (Obr. 2). Požáry malé intenzity často způsobily jen minimální mortalitu stromů u druhů, které mají kambium chráněno tlustou borkou, jako je borovice lesní, modřín opadavý (*Larix decidua*) a dub zimní (*Quercus petraea*). Naopak druhy jako smrk ztepilý (*Picea abies*) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) byly citlivé i k požárům nízké intenzity. Nejvíce odolné druhy byly modřín a dub (také díky schopnosti obrážet z paty ohořelého kmene), jejichž úspěšnost přežití nebyla se zvyšující se intenzitou požáru takřka ovlivněna. O něco citlivější byla borovice lesní a bříza (*Betula* spp.), u kterých se úspěšnost přežití se zvyšující se intenzitou požáru plynule snižovala až na ca 40 % (borovice) a 25 % (bříza). Požáry velké intenzity nepřežili téměř žádní jedinci borovice vejmutovky (*Pinus strobus*), smrku a jeřábu ptačího. Schopnost přežívání buku lesního (*Fagus sylvatica*) byla vzhledem k malému počtu pozorování méně jasná. V případě požárů nízké intenzity se buk jeví být podobně rezistentní jako bříza, k požárům vyšší intenzity je ale citlivější (Tab. 1).

Tab. 1. Schopnost jednotlivých druhů dřevin přežít požár různé intenzity. Uveden je celkový počet jedinců daného druhu (N) a procento těch, kteří požár přežili.

Intenzita požáru	nízká		střední		vysoká	
	N	přežilo [%]	N	přežilo [%]	N	přežilo [%]
Quercus petraea	11	90,9	1	100	8	87,5
Larix decidua	28	71,4	30	66,7	14	85,7
Pinus sylvestris	287	81,5	231	57,6	122	39,3
Fagus sylvatica	8	62,5	6	83,3	4	0
Pinus strobus	5	100	19	36,8	60	5
Betula pendula	42	61,9	43	41,9	12	25
Picea abies	44	31,8	42	11,9	25	0
Sorbus aucuparia	11	18,2	0	-	1	0

Důležitým faktorem, který ovlivnil míru změny druhového složení podrostu, bylo prohoření organického horizontu, které uvolnilo v humusu vázané živiny a poškodilo podzemní orgány dominantních brusnic. Ty následně potřebovaly více času k obnově své počáteční abundance než v případě, kdy nedošlo k prohoření organického horizontu (Obr. 2).

Původní porost keříčků brusnic a mechové patro, tvořené lesními druhy, nahradil v prvních letech po požáru porost bylin, trav, kapradin a mechů, které vyžadují vyšší dostupnost živin v půdě a došlo také k intenzivnímu zmlazení dřevin, zejména břízy, topolu osiky (*Populus tremula*), vrby jívy (*Salix caprea*) a borovice lesní. V pozdějších vývojových stádiích se v podrostu objevoval ve větší míře vřes obecný (*Calluna vulgaris*), hasivka orličí (*Pteridium aquilinum*), terestrické lišejníky (*Cladonia* spp., *Cetraria islandica*) a zmlazující klimaxové druhy dřevin jako buk lesní, dub zimní a smrk ztepilý (Obr. 5).

Rozdíl v druhovém složení a v pokryvnosti jednotlivých vegetačních pater oproti požárem nezasažené vegetaci byly

výrazně patrné ještě 50 let po požáru. Po asi 140 letech byl porost již téměř neodlišitelný od okolního, požárem nezasaženého porostu srovnatelného stáří (Obr. 3–5). Tato skutečnost svědčí o schopnosti poměrně rychlé spontánní regenerace tohoto ekosystému po požáru bez nutnosti jakýchkoliv lesnických zásahů. Na požárových plochách byl ovšem zaznamenán průkazně vyšší počet druhů než v nespálených porostech, a to po celou dobu vývoje lesa (Obr. 6). Tento fakt může naznačovat příznivý vliv spontánního vývoje lesa na jeho druhovou rozmanitost ve srovnání s uměle vysázeným lesem. K vyšší druhové diverzitě rostlinných druhů pravděpodobně přispělo uvolnění živin vázaných před požárem v opadu a vznik nepravidelné struktury porostu (Standovár et al. 2007). Na nahromaděné odumřelé dřevo jsou také vázány různé druhy bezobratlých a hub (Marková et al. 2011, Hekala et al. 2014, Bogusch et al. 2015).

V průběhu téměř dvoustletého vývoje borových lesů po požáru byla pozorována změna v zastoupení zmlazení jednotlivých druhů dřevin. V počátečních stádiích vývoje převažo-



Obr. 2. Dva roky po požáru nízké intenzity. Stromové patro téměř nebylo poškozeno, ale jsou patrné změny druhového složení podrostu. Keříčky brusnic (*Vaccinium* spp.) již obrábí z podzemních orgánů. CHKO Kokořínsko. (M. Adámek)



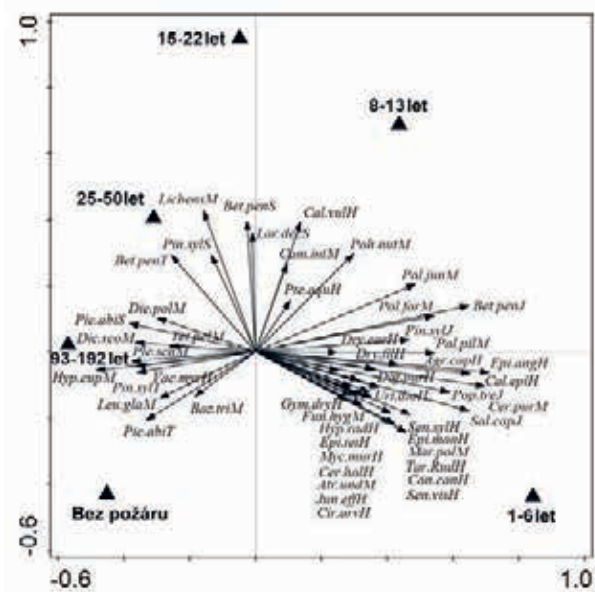
Obr. 3. Plocha 30 let po požáru (v popředí). Nově vzniklý porost již dorůstá do stromového patra (borovice, bříza). Jsou patrné zbytky původního porostu – přežívající dub zimní a borovice a odumřelé borovice. CHKO Kokořínsko. (M. Adámek)



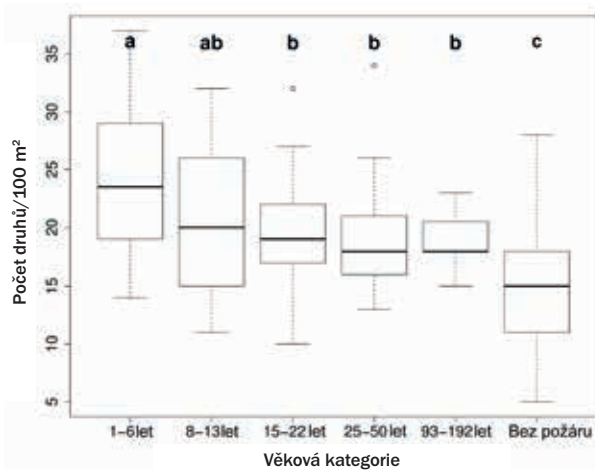
Obr. 4. Les vzniklý spontánním vývojem 168 let po požáru. Původní spáleniště bylo pravděpodobně oseto neznámou směsí semen dřevin bez dalších lesnických zásahů (Schleger 1970). NP České Švýcarsko. (M. Adámek)

valo zmlazení pionýrských druhů a borovice lesní, které bylo však kontinuálně nahrazeno zmlazením klimaxových dřevin. Zmlazení borovice lesní bylo naopak v pozdních stádiích sukcese potlačeno, pravděpodobně vlivem zastínění, nahromaděním opadu a obnovené dominance keříčků brusnic (Obr. 7). Vzhledem k tomu, že se zkoumané porosty nacházejí na místech s hlubšími půdami s potenciálním výskytem bučin, došlo by bez opakovaného působení požárů postupně zřej-

mě k nahrazení borových porostů klimaxovými dřevinami, které jsou však k požárům citlivější než borovice. Opakující se požáry s frekvencí častější než ca 200 let pak mohou borové lesy udržovat i na těchto stanovištích, podobně jako v oblastech skandinávských boreálních lesů, kde požáry podporují výskyt borovice na úkor citlivějšího smrku (Engelmark 1987, Angelstam 1998, Gromtsev 2002). Pro tuto skutečnost svědčí i nálezy borových uhlíků v půdních profilech těch-

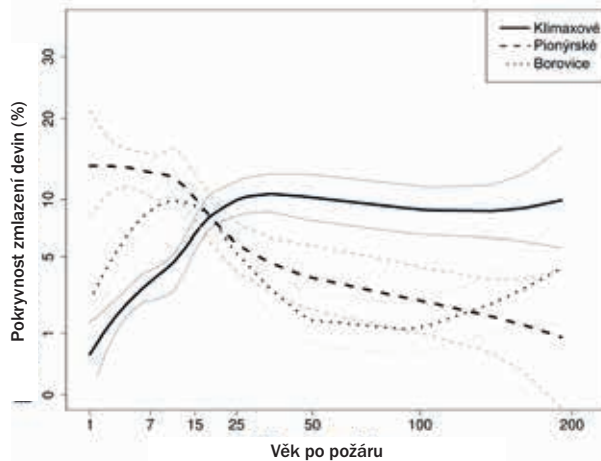


Obr. 5. Grafický výstup přímé ordinační analýzy (RDA) 157 vegetačních snímků znázorňující vývoj druhového složení vegetace na požárových plochách. Požárové plochy byly rozděleny do kategorií podle stáří po požáru (1–6 let, 8–13 let, 15–22 let, 25–50 let, 93–192 let) a porovnány s okolní požárem nezasazenou vegetací (Bez požáru). Zkratky druhů rostlin jsou složeny z prvních tří písmen druhového a rodového názvu. Velkým písmenem je označeno vegetační patro: T – stromové; S – keřové; H – bylinné; M – mechové; J – semenáčky dřevin. $p = 0,002$, vysvětlená variabilita = 16,8 %. Převzato z Adámek et al. (2016).



Obr. 6. Rozdíly v počtu druhů na požárových plochách rozdělených do věkových kategorií a v okolní požárem nezasazené vegetaci (Bez požáru). Rozdílná písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi jednotlivými kategoriemi. Převzato z Adámek et al. (2016).

to potenciálně „ne-borových“ stanovišť, které byly datovány přes celé období holocénu (Bobek 2013). Požár může být tedy považován za jeden z důležitých faktorů, který udržuje tzv. reliktní bory v naší krajině.



Obr. 7. Vývoj pokryvnosti zmlazení dřevin po požáru. Druhy byly rozděleny do tří kategorií: pionýrské, klimaxové a borovice lesní. Vizualizace pomocí metody lokální regrese (loess). Šedé linky znázorňují střední chybu průměru (SEM). Převzato z Adámek et al. (2016).

Nové poznatky a doporučení

Lesní plochy nevelkého rozsahu, které byly zasažené požárem, není třeba uměle zalesňovat, pokud jsou v blízkosti dostatečné zdroje diaspor pro spontánní sukcesi. Takové plochy se budou vyvíjet podobným způsobem jako plochy uměle zalesněné, ovšem s tím, že na spontánně vzniklých plochách nalezneme větší diverzitu rostlin a dalších skupin organismů. Řízené požáry by tak mohly být i v našich podmínkách vhodným opatřením pro ekologickou obnovu borových lesů, například s nevhodnou strukturou porostu vzniklou intenzivním lesnickým managementem, podobně jako je již zavedenou praxí například v boreálních lesích Skandinávie (Kuuluvainen et al. 2002).

Poděkování

Práce byla podpořena grantem GA ČR 14-22658S. Speciální poděkování patří Správě NP České Švýcarsko za všeobecnou a vstřícnou spolupráci.

Literatura

- Adámek M., Bobek P., Hadincová V., Wild J. & Kopecký M. (2015): Forest fires within a temperate landscape: a decadal and millennial perspective from a sandstone region in Central Europe. – *Forest Ecology and Management* 336: 81–90.
- Adámek M., Hadincová V. & Wild J. (2016): Long-term effect of wildfires on temperate *Pinus sylvestris* forests: Vegetation dynamics and ecosystem resilience. – *Forest Ecology and Management* 380: 285–295.
- Angelstam P. K. (1998): Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. – *Journal of Vegetation Science* 9: 593–602.
- Belisová N. (2006): Historické záznamy o požárech v Českém Švýcarsku. – *Minulosti Českého Švýcarska: sborník příspěvků z historického semináře 2006* (4): 118–136.



Obr. 8. Přirozená obnova na Havraní skále v NP České Švýcarsko 10 let po požáru. V porostu převládá bříza (*Betula* spp.). (M. Adámek)

Bobek P. (2013): Dlouhodobý vliv požárů na složení lesní vegetace. – In: Seiler U., Wild J., Csaplovics E. (eds), *Historische Waldentwicklung in Der Sächsisch-Böhmischen Schweiz/Historický vývoj lesa v Českosaském Švýcarsku*, pp. 225–244, Rhombos-Verlag, Berlin.

Bogusch P., Blažej L., Trýzna M. & Heneberg P. (2014): Forgotten role of fires in Central European forests: critical importance of early post-fire successional stages for bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata). – *European Journal of Forest Research* 134: 153–166.

Engelmark O. (1987): Fire history correlations to forest type and topography in northern Siberia. – *Annales Botanici Fennici* 24: 317–324.

Gromtsev A. (2002): Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: a review. – *Silva Fennica* 36: 41–55.

Hekkala A. M., Pääta M. L., Tarvainen O. & Tolvanen A. (2014): Restoration of young forests in eastern Finland: Benefits for saproxylic beetles (Coleoptera). – *Restoration Ecology* 22: 151–159.

Kačmar M. (2013): Historické lesní hospodářské plány a mapy dnešního národního parku České Švýcarsko. – In: Seiler U., Wild J., Csaplovics E. [eds], *Historische Waldentwicklung in Der Sächsisch-Böhmischen Schweiz/Historický vývoj lesa v Českosaském Švýcarsku*, pp. 225–244, Rhombos-Verlag, Berlin.

Kuuluvainen T. (2002): Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. – *Silva Fennica* 36: 97–125.

Marková I., Adámek M., Antonín V., Benda P., Jurek V., Trochta J., Švejnová A. & Šteflová D. (2011): Havraní skála u Jetřichovic v národním parku České Švýcarsko: vývoj flóry a fauny na ploše zasažené požárem. – *Ochrana přírody* 1: 18–21.

Mikuláš R., Adamovič J., Härtel H., Benda P., Trýzna M. & Kučerová L. (2007): Elbe Sandstones (Czech Republic/Germany). – In: Härtel H., Čílek V., Herben T., Jackson A. & Williams R. [eds], *Sandstone Landscapes*, pp. 326–328, Academia, Prague.

Novák J., Sádlo J. & Svobodová-Svitavská H. (2012): Unusual vegetation stability in a lowland pine forest area (Doksy region, Czech Republic). – *The Holocene* 22: 947–955.


Schlegler E. (1970): II. etapa historického průzkumu pro lesní hospodářský celek Růžák (LZ Děčín). – Ms.; Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem.

Standovár T., Ódor P., Aszalós R. & Gálhidy L. (2007): Sensitivity of ground layer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. – *Community Ecology* 7: 199–209.

Winter S., Fischer H. S. & Fischer A. (2010): Relative quantitative reference approach for naturalness assessments of forests. – *Forest Ecology and Management* 259: 1624–1632.

Obnova biodiverzity pařezin v NPR Děvín-Kotel-Soutěska

Radim Hédli, Vladan Riedl & Markéta Chudomelová

Lokalizace	 NPR Děvín-Kotel-Soutěska, CHKO Pálava; nadmořská výška 240–550 m
Ochrana přírody	NPR, CHKO, EVL, PO, BR
Obnovená plocha	28,5 ha; silnější zásahy od roku 2013 na ploše ca 8 ha
Finanční podpora	bez přímé finanční podpory, ve spolupráci s Lesy České republiky, s.p.

Abstrakt

Většina lesních ekosystémů v nížinných oblastech Čech a Moravy byla historicky obhospodařována jako pařeziny. Děvín na jižní Moravě představuje klasickou lokalitu, kde se pařezení udrželo až do 30. let dvacátého století. Po vzniku rezervace v roce 1946 si velká část zdejších lesů udržela podobu přestárých pařezin s výstavky. Opakovaný průzkum vegetace ploch z 50. let po padesáti letech ukázal výrazný pokles druhové diverzity rostlinných společenstev. Od roku 2009 přistoupila Správa CHKO Pálava k obnově tradičního pařezení. Monitoring prokázal pozitivní vliv zásahů na biodiverzitu bylinného patra, včetně podpory některých ohrožených druhů.

Popis lokality

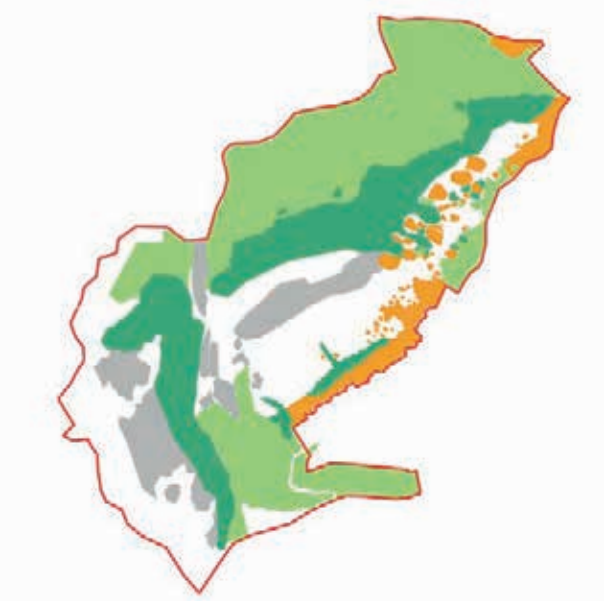
V současné době tvoří lesy na Děvíně spektrum od suťových lesů přes dubohabřiny po teplomilné doubravy (Obr. 1), přičemž posledně jmenovaný typ je zastoupen spíše maloplošně (Obr. 2). Porosty jsou staré v průměru 85 let, některé dosahují věku přes 130 let (Obr. 3). Téměř 40 % porostů dřevin

tvoří lípa, hlavně lípa velkolistá (*Tilia platyphyllos*), silně je zastoupen také jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*). Ostatní dřeviny, včetně habru obecného (*Carpinus betulus*) a čtyř druhů dubu (*Quercus* spp.), jsou zastoupeny každá do 10 %, často však méně než 1 % (Obr. 4). Vegetace je sice stále poměrně druhově bohatá, ale ve srovnání s minulostí značně ochuzená. Ubyly zejména světlomilné druhy, které se stáhly mimo les.

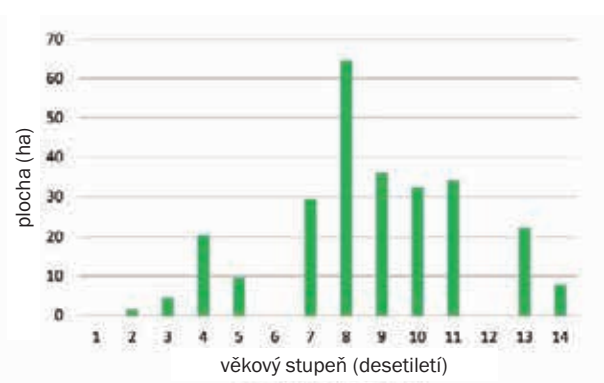
Lesní hospodaření má v současné NPR velmi dlouhou historii. Nejpozději od 14. století a až do 20. století byly na Děvíně pařeziny, jejichž doba obmýtí se postupně zvyšovala zhruba ze 7 na 40 let (Szabó 2010). Patrně žádný jiný typ lesního hospodaření aplikován nebyl. Podíl lesa a bezlesí byl historicky přibližně konstantní, pařeziny tvořily asi 3/4 vegetačního pokryvu. V 19. století došlo k poměrně maloplošným výsadbám borovice černé (*Pinus nigra*) a dubu ceru (*Quercus cerris*). 20. století znamenalo opuštění tradičního managementu, poslední pravidelné pařezení se odehrálo v polovině 30. let (Altman et al. 2013). Od roku 1946 je území Děvína rezervací. Snad i díky tomu se pozoruhodně dobře zachova-



Obr. 1a, 1b. Suťový les pokrývá horní část severozápadních svahů Děvína. Tyto porosty jsou dnes hodně přes 130 let staré a jejich stromové patro se začíná rozpadat (vlevo). Mohutné lipové (*Tilia platyphyllos*) polykormony na jižních svazích zase poukazují na dlouhou historii pařezinového hospodaření na Děvíně. (R. Hédli a M. Chudomelová)



Obr. 2. Mapa současné vegetace (převzato z Hédli 2005). Lesní vegetace tvoří asi 3/4 plochy, zbytek jsou převážně teplomilné trávníky (vyznačeny bíle). Nejčastějším typem lesní vegetace jsou dubohabřiny (světle zeleně), dále suťové lesy (tmavě zeleně); nejméně zastoupeny jsou teplomilné doubravy (oranžově). Výsadby nepůvodních dřevin tvořené hlavně borovicí černou (*Pinus nigra*) a dubem cerem (*Quercus cerris*) jsou zobrazeny šedou barvou.

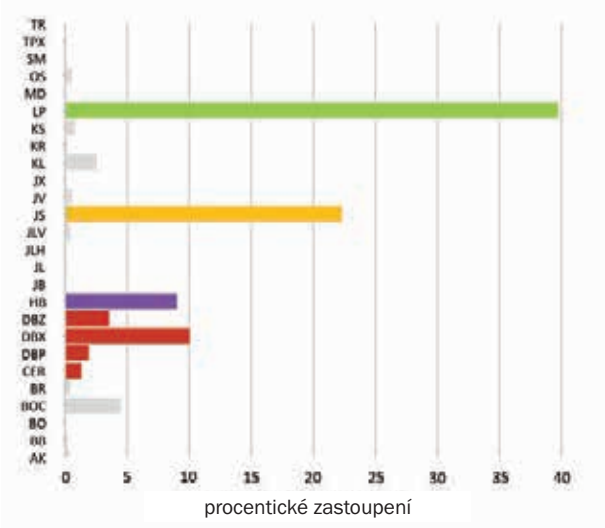


Obr. 3. Věková struktura napovídá, že poslední běžné hospodaření, tehdy formou pařezení, bylo aplikováno před 70–80 lety. To je vidět na převládajícím věku porostů 70 a více let (kategorie věkových stupňů na vodorovné ose) a odpovídá to nezávisle detekovanému údaji založenému na studiu letokruhového přírůstu dubových výstavků (Altman et al. 2013). Mladší věkové kategorie jsou výsledkem plošně omezeného hospodaření převážně v 70. letech dvacátého století století.

ly hospodářské tvary lesa nízkého a středního. Hospodaření v lese bylo v posledních 70 letech aplikováno s podstatně menší intenzitou než v předchozích staletích. Za zmínku stojí existence obory, která byla založena roku 1885 a zrušena v roce 1996. V oboře se chovali hlavně mufloni a kozy bezohřevé.

Výchozí stav před obnovou

Opuštění pařezinového hospodaření mělo po několika desetiletích „klidového“ stavu za následek zestárnutí lesa,



Obr. 4. Ve druhovém složení dřevin dominují lípa (LP, zeleně) a jasan (JS, žlutě), do 10 % jsou zastoupeny habr (HB, fialově) a jednotlivé druhy dubu (DB, červeně). Ostatní z 26 druhů dřevin jsou méně četné.

zapojení stromového nadrostu a celkové zvlhčení prostředí. Patrně ve spojení s atmosférickými depozicemi dusíku došlo také k nárůstu obsahu půdních živin. Výsledný proces mezofytizace prostředí se projevil v příkrém poklesu druhové bohatosti rostlinných společenstev děvinských lesů (Hédli 2005, Kopecký et al. 2013). Změnu lze označit jako biotickou homogenizaci, protože druhy ubýly, ale téměř žádné nové nepřibýly. Výjimkou je netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*), která se na Děvín dostala patrně až v 60. letech dvacátého století. Celkový úpadek tradičního hospodaření a výsledné změny v rostlinstvu lesů nejen na Děvíně, ale i v sousedním Milovickém lese, který historicky patřil pod stejnou správu (panství Mikulov), dokládá několik článků (Chytrý & Danihelka 1993, Hédli et al. 2010, Müllerová et al. 2014, Müllerová et al. 2015).

Cíle obnovy

Obnovit společenstva pařezin a zvýšit tak biodiverzitu lesních společenstev v NPR Děvín-Kotel-Soutěska. Zvláště jde o podporu populací teplomilných a světlomilných druhů lesů a lesních okrajů.

Cíle sledování

Zachycení dlouhodobého vývoje (desítky let) i krátkodobé dynamiky (meziroční a sezónní) druhů a společenstev lesní vegetace NPR Děvín.

Popis opatření

Od roku 2009 jsou postupně prosvětlovány vybrané porosty (Obr. 5). V letech 2009 až 2012 byla intenzita zásahů limitována lesnickou legislativou, která nedovolovala snížení zápoje stromového patra pod určitou hranici. Proto bylo snižováno zakmenění pouze na 0,7 (Obr. 6, 7). Až po vydání odchýlného opatření pro lesy zvláštního určení bylo možné provádět intenzivnější prosvětlovací zásahy, které výrazněji změnily prostorovou strukturu lesa. Na ploše 8 ha tak došlo v zimě 2015/2016 k výraznějšímu prosvětlení porostů (Obr. 8). Při

zásazích byl přednostně odstraňován invazní akát, jasany, lípy a habry. Duby, které tvořily v bývalých středních lesích etáž výstavků a v současnosti mají většinou přes 100 let, byly až na několik málo výjimek těžby ušetřeny.

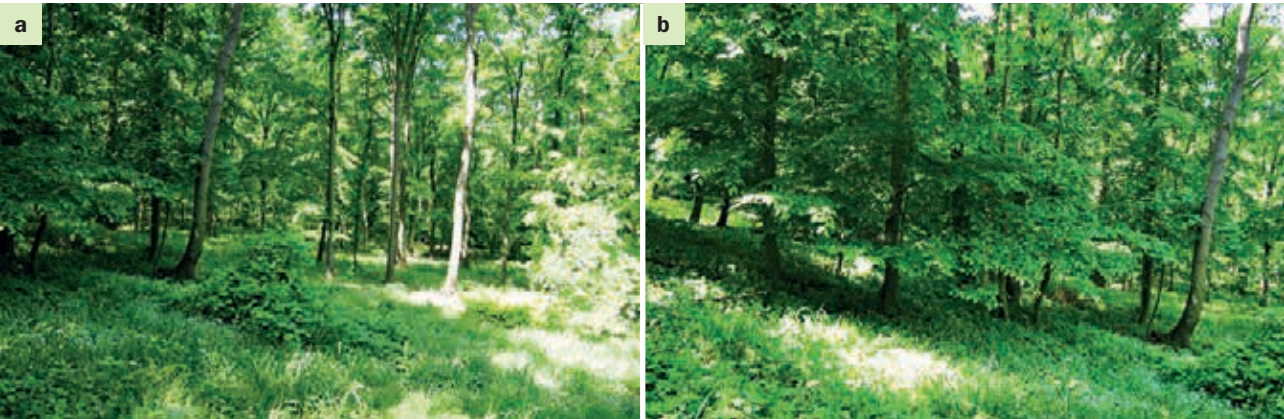
Metodika sledování

Za účelem popisu a sledování vývoje lesních společenstev byly od 50. let na Děvině zakládány trvalé plochy. Práce proběhla mezi lety 1953 a 1964 a uskutečnil ji v rámci lesnického typologického průzkumu Jaroslav Horák. Výsledky jsou shrnuty v práci Horák (1969). Příslušná vegetační data z asi 180 ploch zachycují stav lesních rostlinných společenstev nedlouho po opuštění pařezinového hospodaření. Asi o 50 let později se podařilo všechny plochy znovu navštívit a v letech 2002–2004 vegetaci zaznamenat stejným způsobem (Hédl 2005).

Na lokalitě byla dále v roce 2008 založena síť 75 trvalých ploch sledovaných každých pět let. Jde o čtverce o velikosti 15 × 15 m s pěti kruhovými podplohami o poloměru 1 m, kde jsou měřeny půdní vlastnosti a zápoj stromového nadrostu. Část ploch je sledována každoročně. Ta byla začátkem roku 2016 rozšířena o další plochy v nově prosvětlova-



Obr. 5. Mapa severní části NPR Děvín-Kotel-Soutěska s vyznačením prosvětlovacích zásahů prováděných v letech 2009 až 2015. Intenzitu zásahů bylo možné postupem času zvyšovat. V porostech na severovýchodním konci území byly v roce 2015 založeny monitorovací plochy, které už po prvním roce ukazují vliv obnovy pařezení na diverzitu lesního podrostu.



Obr. 6a, 6b. Vzhled porostů prosvětlených v roce 2013. Odpovídá mírné intenzitě převodu na pařeziny (typ B) představené v analýze vlivu na biodiverzitu bylinného patra. (R. Hédl).



Obr. 7. Složené kmeny vytěžené z porostů na severním úbočí Děvína v zimě 2013/2014. Stav v květnu 2014. (R. Hédl)

ných porostech. Na každé ploše byly ke stávajícím 5 podplohám symetricky přidány další 4 podplochy, aby bylo možné lépe odhadnout variabilitu sledovaných proměnných v rámci každé plochy. Monitorovány jsou cévnaté rostliny a epigeičtí pavouci, brouci a mravenci.

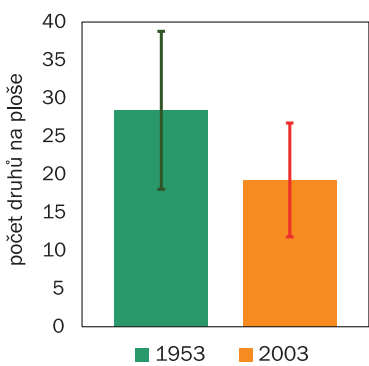
Plochy jsou součástí monitorovací sítě Long-term Ecological Research (LTER), plocha Děvín – teplomilné lesy (<http://www.lter.cz>). Jsou výsledkem dlouhodobé spolupráce mezi Botanickým ústavem AV ČR a Správou CHKO Pálava.

Výsledky

Jak bylo uvedeno výše, během druhé poloviny 20. století došlo v lesích na Děvině ke změnám podmínek prostředí a následně k poklesu druhové diverzity rostlinných společenstev (Obr. 9). Tuto změnu je možné přímo spojit s opuštěním tradičního pařezinového hospodaření. Pokusy o obnovu pařezení formou prosvětlování stromového nadrostu v zimě 2009/2010 vedly k nadějným výsledkům. V letech 2010 a 2011 byla zaznamenána společenstva cévnatých rostlin a pavouků, přičemž se u obou skupin ukázal pozitivní vliv zásahů na diverzitu funkčních vlastností (Šipoš et al. 2017).

Data z ploch ustavených v roce 2016 ke sledování vlivu obnovy pařezinového hospodaření prozatím ukazují výchozí stav pro společenstva cévnatých rostlin; materiál bezobratlých je v procesu determinace. Je však již možné srovnat druhové

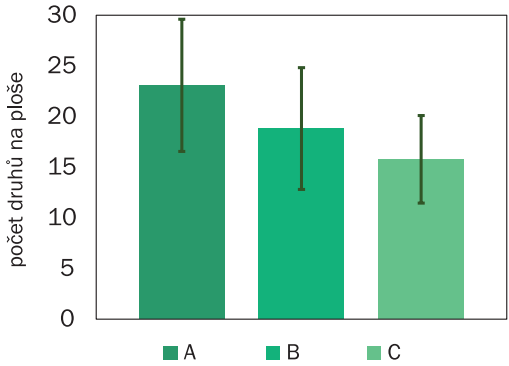
bohatosti ploch, kde prosvětlení neproběhlo, s plochami, kde k němu došlo v mírné intenzitě v roce 2013 a ve vysoké intenzitě v zimě 2015/2016. Vegetace zareagovala okamžitě nárůstem počtu druhů (Obr. 9). Nově se objevivšími druhy jsou často jednoletky, které se do lesa dostávají pomocí diapor (semena, plody) z okolní zemědělské krajiny a, pokud dostanou příležitost, okamžitě vyklíčí. Kromě jednoletých plevelů byla na prosvětlených plochách opakovaně zrna-



Obr. 8. Změny diverzity rostlinných společenstev v lesích NPR Děvín-Kotel-Soutěska. Diverzita je vyjádřena jako počet druhů bylin v lesním podrostu na plochách o standardní velikosti. Grafy ukazují průměrné hodnoty (sloupce) a směrodatné odchylky (svislé úsečky). Velikost ploch se pohybuje ve stovkách m² (levý graf), resp. 3,14 m² (kruhy o poloměru 1 m; pravý graf).
Levý graf ukazuje snížení počtu druhů na opakovaně snímkaných plochách po padesáti letech, kdy intenzita hospodaření silně poklesla. Rozdíl je při použití párového t-testu statisticky průkazný (t = 10,10, p < 0,001, n = 122).
Pravý graf zachycuje pozitivní vliv intenzivního (A) a mírného (B) prosvětlení na počet druhů, ve srovnání s kontrolními plochami (C). Vliv hospodářského zásahu je statisticky průkazný (ANOVA, F = 18,25, p < 0,001; Tukeyho HSD test, p < 0,05, n = 45).

menána také ohrožená vikev hrachovitá (*Vicia pisiformis*), která zřejmě přetrvávala ještě z předchozího období v půdní semenné bance.

Nejdůležitějším aspektem je však podpora diverzity a zdatnosti světlomilných lesních druhů. Typickým příkladem je prvosenka jarní (*Primula veris*), která po prosvětlení v letech 2013 a 2015 zaznamenala nápadné kvetení (Obr. 10). Na



Obr. 9. Vzhled porostů silně prosvětlených v zimě 2015. Odpovídá silné intenzitě převodu na pařeziny (typ A) použité v analýze vlivu na biodiverzitu bylinného patra. Stav v dubnu 2016. (J. Kmet)



Obr. 10. Na jaře 2015 kvetoucí prvosenka jarní (*Primula veris*) na plochách, kde došlo k prosvětlení nadrostu v roce 2013. (M. Chudomelová)

intenzivně prosvětlených plochách znovu vykvetla také třemdava bílá (*Dictamnus albus*), která na Děvině dnes roste téměř jen na bezlesých stanovištích. Díky podzemním oděnkům dokázala tato dlouhověká bylina přežít desítky let trvající nepříznivé období.

Nové poznatky a doporučení

Důležitým poznatkem z hlediska obnovy biodiverzity pařezin je, že společenstva cévnatých rostlin reagují velmi rychle zvýšeným počtem druhů. Až na výjimky nejde o synantropní druhy, ale o druhy lesních společenstev vyžadující dostatek světla. Tato reakce je nejsilnější zhruba po 2–3 letech od obnovního zásahu a postupně vyznívá, pravděpodobně v horizontu 5–10 let. Aby byla obnovena biodiverzita společenstev vázaných na pařezinové lesy, bude třeba sladit potřeby ochrany přírody s lesním hospodařením tak, aby byla aspoň část lesů v NPR Děvín-Kotel-Soutěska pařezena v pravidelném intervalu. Ten by mohl být například 25 nebo 30 let. K tomu je třeba upravit výčet předmětů ochrany v NPR a zajistit odbyt dřevních produktů, nejlépe mezi obyvateli okolních obcí. Existují příklady ze sousedních zemí, kdy se podařilo obnovit systém pařezinového hospodaření na obecním majetku (obecní les v Gerolfingu, <http://www.bnn.pan-gmbh.com/faltblatt/Gerolfing02.pdf>). Státní vlastnictví se bohužel neukazuje být v podobných případech ideální konstelací. Ačkoliv státní podnik Lesy České republiky částečně vyvíjí snahy o úpravu hospodaření na Děvině, jeho prvořadé cíle jsou ekonomické.

Poděkování

Práce na monitoringu vlivu obnovy pařezin v NPR Děvín-Kotel-Soutěska byla financována z projektu ERC-LONGWOOD (www.longwood.cz) a MŠMT-COPPICE (www.coppice.eu).

Literatura

Altman J., Hédli R., Szabó P., Mazůrek P., Riedl V., Müllerová J., Kopecký M. & Doležal J. (2013): Tree-rings mirror management legacy: dramatic response of standard oaks to past coppicing in Central Europe. – *PLoS ONE* 8: doi: 10.1371/journal.pone.0055770.



Obr. 11. Typických druhem jarního aspektu lesů na Děvině je také sasanka pryskyřníkovitá (*Anemone ranunculoides*); (M. Chudomelová)

Hédli R. (2005): Srovnání stavu lesních ekosystémů NPR Děvín po 50 letech přirozené sukcese. – Ms.; disert. pr., depon. in Mendelova univerzita, Brno.

Hédli R., Kopecký M. & Komárek J. (2010): Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. – *Diversity and Distributions* 16: 267–276.

Horák J. (1969): Waldtypen der Pavlovské kopce (Pollauer Berge). – *Přírodovědné práce ústavů Československé akademie věd Brno* 3/(7): 1–40.

Chytrý M. & Danihelka J. (1993): Long-term changes in the field layer of oak and oak-hornbeam forests under the impact of deer and mouflon. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 28: 225–245.

Kopecký M., Hédli R. & Szabó P. (2013): Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. – *Journal of Applied Ecology* 50: 79–87.

Müllerová J., Hédli R. & Szabó P. (2015): Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. – *Forest Ecology and Management* 343: 88–100.

Müllerová J., Szabó P. & Hédli R. (2014): The rise and fall of traditional forest management in southern Moravia: A history of the past 700 years. – *Forest Ecology and Management* 331: 104–115.

Szabó P. (2010): Driving forces of stability and change in woodland structure: a case-study from the Czech lowlands. – *Forest Ecology and Management* 259: 650–656.

Šipoš J., Hédli R., Hula V., Chudomelová M., Košulič O., Niedobová J. & Riedl V. (2017): Patterns of functional diversity of two trophic groups after canopy thinning in an abandoned coppice. – *Folia Geobotanica* 52: 45–58.

Obnova hospodaření a společenstev středního lesa na jižní Moravě

Radim Hédli, Dušan Utinek, Markéta Chudomelová & Jan Šipoš

Lokalizace	Utinkův háj, 48°53'05" N, 16°15'06" E, k. ú. Čejkovice, okres Znojmo; nadmořská výška 230–235 m
Ochrana přírody	regionální biocentrum č. 111 v Zásadách územního rozvoje Jihomoravského kraje, les zvláštního určení pro potřeby zachování biologické různorodosti a s významem pro lesnický výzkum a výuku
Obnovená plocha	2 ha
Finanční podpora	kromě běžné podpory na hospodaření v lesích (poskytovatel Jihomoravský kraj) žádná

Abstrakt

Obnova biodiverzity lesů v nižších a středních nadmořských výškách předpokládá opětovné zavedení hospodaření tradičními formami nízkého a středního lesa. Zatím se tak děje pouze vzácně, většinou v chráněných územích. Výjimečnou příležitostí sledovat vývoj v podmínkách lesa založeného kolem poloviny 20. století představuje soukromý majetek Utinkův háj u Znojma. Monitoring v letech 2012–2016 ukázal okamžitou reakci bylinného patra hned ve druhém roce po převodu na střední les. Zvýšení biodiverzity bylo pozitivně vázáno na intenzitu prosvětlení stromového nadrostu. Šlo však většinou o ruderalní jednoleté druhy. Jako zásadní faktor ovlivňující druhové složení a strukturu bylinného patra se ukázal být druh dominantního stromu, v tomto případě dubu nebo lípy.

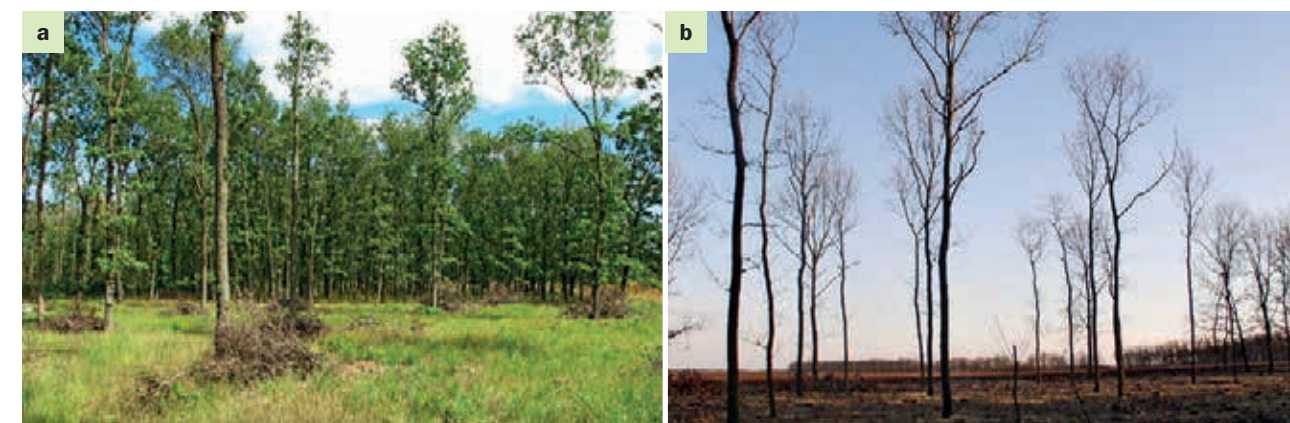
Popis lokality

Lokalita Utinkův háj byla ještě v první polovině 20. století zemědělskou půdou, pouze na části se nacházely porosty dřevin (<http://kontaminace.cenia.cz>). V období po II. světové válce byly travní porosty zalesněny dubem letním (*Quercus*

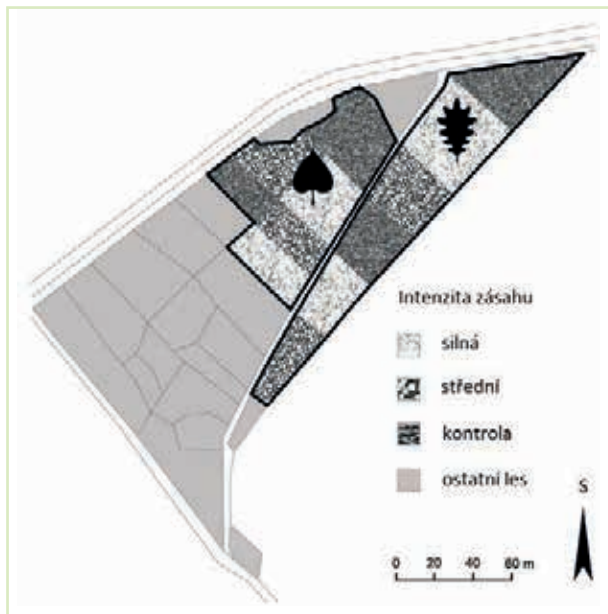
robur) a zimním (*Q. petraea*), lípou srdčitou (*Tilia cordata*) a částečně akátem (*Robinia pseudoacacia*), ořešákem královským (*Juglans regia*) a jilmu (*Ulmus* spp.). V roce 2009 koupil část lesa o velikosti 4 ha D. Utinek s úmyslem provést převod vysokého lesa na střední les. Tradiční způsob lesního hospodaření, historicky v regionu jižní Moravy zcela převažující (Szabó et al. 2015), je tedy zaváděn na lokalitě, kde les historicky pravděpodobně nebyl. První část převodu proběhla na ploše 2 ha v zimě 2011–2012 (Obr. 1a, b).

Stav před obnovou

Utinkův háj je z ekologického hlediska odlišný od ostatních v současnosti obnovovaných pařezin či pařezin s výstavky. V podrostu se nevyskytují prakticky žádné typicky lesní druhy. Ty nebyly zjištěny ani v půdní semenné bance (M. Chudomelová, nepublikovaná data). Tato situace je unikátní v tom, že obnova tradičních způsobů lesního hospodaření se téměř vždy týká lesů s dlouhodobou kontinuitou (tzv. starobylý les, jak jej definují Szabó & Hédli 2010). Začíná se tedy „na zelené louce“ a je zajímavé sledovat, jak populace druhů světlo-milných organismů postupně přichází z okolní krajiny. Za jak dlouho se objeví a udrží lesní druhy, je velmi těžké předvídat.



Obr. 1a, 1b. Les v Utinkově háji těsně po provedení převodu na střední les –varianta silného zásahu. (R. Hédli a D. Utinek)

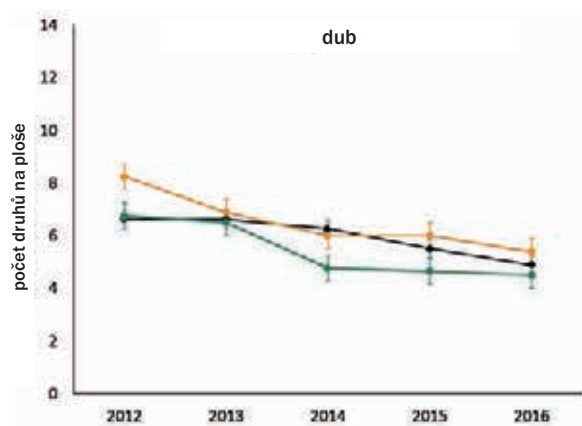


Obr. 2. Plánek Utínova háje s vyznačením zásahů k převodu na střední les ze zimy 2011/2012. Les je rozdělen na část s dominancí lípy a část s dominancí dubu (symboly listů). V převodních blocích jsou umístěny monitorovací plochy, na kterých je každoročně zapisováno složení bylinného patra. Po severní straně lesa vede hlavní silnice Pohořelice–Znojmo.

Kromě této predispozice skýtá lokalita ještě druhý zajímavý aspekt: dominanci dubu v jedné části lesa v kontrastu s dominancí lípy ve druhé části. Dominantní dřevina má zásadní vliv na dostupnost světla a půdní podmínky, což se už před zavedením středního lesa projevovalo ve zcela odlišné podobě bylinného podrostu.

Cíle obnovy

Vytvořit ekologicky a ekonomicky stabilní lesní systém s krátkou dobou obmýtlí, poskytující pravidelný výnos palivového dřeva. Tím je střední les s dubem ve výstavkové etáži.



Obr. 3. Vývoj počtu druhů na plochách o velikosti 3,14 m² (n = 48), z nichž polovina se nachází v části lesa s dominancí dubu, polovina v části s dominancí lípy. Tři varianty převodu na střední les zahrnují silný zásah (oranžové linie), střední zásah (zelené linie) a kontrolu (černé linie). Charakteristiku typů zásahů: viz text, část Popis opatření. Znáznorněny jsou průměrné hodnoty (body spojené liniemi) a střední chyby odhadu (vislé úsečky).

Dílčí cíle:

- Vytvořit ekologicky stabilní, trvale výnosový a těžebně vyrovnaný lesní majetek.
- Snižovat zastoupení akátu v porostech, kde jsou zastoupeny dřeviny přirozené dřevinné skladby, zejména zamezit expanzi akátu do ostatních porostů.
- Vytvořit podmínky pro biotická společenstva světlých lesů prostřednictvím převodu lesního porostu na střední les.
- Získat zkušenosti s převodem původně vysokého lesa na les střední jak z hlediska produkčních charakteristik tohoto způsobu hospodaření, tak z hlediska významu pro biodiverzitu.

Popis opatření

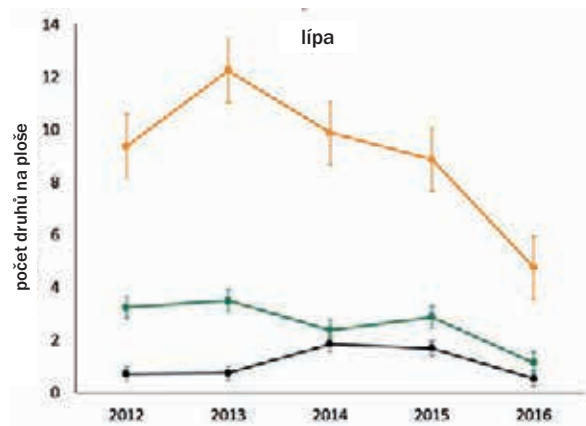
V rámci zahájení převodu na střední les byly založeny 2 typy zásahů plus kontrola ve dvou porostních skupinách, v jedné s převahou dubu letního a v druhé s převahou lípy srdčité. Každý typ zásahu byl v obou porostních skupinách ve dvou opakováních. Typ silného zásahu představoval těžbu s ponecháním výstavků, tedy přímý převod na střední les. Počet ponechaných výstavků je poměrně vysoký (v přepočtu více než 100 ks/ha) vzhledem k věku porostu při zahájení převodu (ca 50 let). Typ středního zásahu vedl k odstranění ca 25 % dřevní zásoby, šlo tedy o formu prosvětlení nadrostu. Kontrolní porosty byly prozatím ponechány bez zásahu (Obr. 2). Jde o stejný design zásahů, jaký byl založen v roce 1999 na území Městských lesů v Moravském Krumlově (např. Utinek 2004, Vild et al. 2013). Všechny stromy byly před zásahem změřeny standardními metodami.

Cíle sledování

Zjištění vlivu různého stupně prosvětlení v kontrastních porostech lípy a dubu na meziroční dynamiku druhového složení a diverzity společenstev cévnatých rostlin.

Metodika sledování

Od první vegetační sezóny po provedení zásahu ve stromovém patře probíhá monitoring vývoje bylinného patra. Proza-



Obr. 4a, 4b. Zmlazení lípy z výmladků bezprostředně po smýcení nadrostu v roce 2012, kdy došlo ke skokovému zvýšení počtu druhů v bylinném patře (vlevo), a v roce 2014, kdy lípové výmladky již tvořily husté křoví o výšce přes 3 m (vpravo). (R. Hédli)

tím za pět sezón (2012–2016) je dokumentováno druhové složení a abundance druhů cévnatých rostlin na 48 plochách o velikosti 3,14 m² (kruhy o poloměru 1 m). Od roku 2016 probíhá i entomologický průzkum ke zjištění vlivu různého stupně prosvětlení na bezobratlé, avšak zatím bez vyhodnotitelných dat.

Výsledky

Vývoj druhové bohatosti bylinného patra v letech 2012–2016 je znázorněn na Obr. 3. Zásadní byl vliv druhu stromu (dub nebo lípa) v nadrostu. Obnova středního lesa v dubové části porostu měla na druhovou bohatost zanedbatelný vliv, zatímco pod lípou bylo možné pozorovat okamžité a nápadné zvýšení nejen počtu druhů, ale i pokryvnosti bylinného patra. Prosvětlení mělo vliv zejména na jednoleté ruderalní druhy, které otevření lesního nadrostu obvykle doprovázejí. Diverzita vyjádřená jako počet druhů na ploše v první (2012) a druhé (2013) vegetační sezóně výrazně stoupla. Na uvolnění nadrostu však zareagovaly svou pokryvností i vytrvalé trávy. V dalších letech sledování (2014–2016) diverzita na úrovni ploch opět poklesla tím, jak vzrostlo zastínění lípovými výmladky (Obr. 4). V odborném tisku byly výsledky publikovány v článku Hédli et al. (2017).

Nové poznatky a doporučení

Ukazuje se, že poznatky o vlivu obnovy tradičních lesních managementů, zde konkrétně pařezení, nelze jednoduše zobecnovat. V našem případě se ukázal být jako zásadní vliv druhu dřeviny v nadrostu. Pozoruhodně rychlá dynamika se objevila pod lípou, zatímco pod dubem reagovala vegetace daleko pomaleji a ne tak výrazně (Obr. 5). Dalším poznatkem je, že na prosvětlení nadrostu celkem očekávatelně bezprostředně reagují jednoleté druhy, které se na lokalitu dostávají z okolní krajiny v dešti diaspor, případně i ze semenné banky. Mezi nimi jsou například turanka kanadská (*Coryza canadensis*), pcháč obecný (*Cirsium vulgare*), pomněnka rolní (*Myosotis arvensis*), turan roční (*Erigeron annuus*), chruplavník rolní (*Polycnemum arvense*) nebo ptačinec prostřední (*Stellaria media*). Pokud je cílem obnovy podpora vzácných a ohrožených druhů, zejména v případě sekundárních lesů, je na místě trpělivost. Pokračování experimentu a jeho rozšíření na zbylou část lesa je plánováno na rok 2022. Celý systém by měl fungovat po řadu desetiletí, takže bude dostatek prostoru pro posouzení dlouhodobých dopadů pařezinového hospodaření.

Poděkování

Monitoring vegetace na trvalých plochách byl uskutečněn v rámci projektu ERC-LONGWOOD (www.longwood.cz). Za pomoc se sběrem dat děkujeme O. Vildovi.

Literatura


- Hédli R., Šipoš J., Chudomelová M. & Utinek D. (2017): Dynamics of herbaceous vegetation during four years of experimental coppice introduction. – *Folia Geobotanica* 52: 83–99.
- Szabó P. & Hédli R. (2010): Starobylý les – nová kategorie pojímání lesa. – *Lesnická práce* 89/1: 22–23.
- Szabó P., Müllerová J., Suchánková S. & Kotačka M. (2015): Intensive woodland management in the Middle Ages: spatial modelling based on archival data. – *Journal of Historical Geography* 48: 1–10.
- Utinek D. (2004): Převody pařezin na střední les v městských lesích Moravský Krumlov (založení pokusných ploch). – Ms.; disert. pr., depon. in Mendelova univerzita, Brno.
- Vild O., Roleček J., Hédli R., Kopecký M. & Utinek D. (2013): Experimental restoration of coppice-with-standards: Response of understorey vegetation from the conservation perspective. – *Forest Ecology and Management* 310: 234–241.



Obr. 5. V roce 2015, pět let po provedení převodu na střední les, dosahovaly dubové výmladky výšky okolo 1,5 m. Ve srovnání s podstatně rychlejším přírůstem lípových výmladků je patrné, že doba obmýtlí spodní etáže středního lesa musí být přizpůsobena druhu dřeviny a její přírůstové dynamice. (M. Chudomelová)

Ekologická obnova ve službách hnědáška osikového

Antonín Krása

Lokalizace	 Kolínsko, Dománovický les; nadmořská výška 222–269 m
Ochrana přírody	EVL, PR
Obnovená plocha	10,6 ha
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP, státní rozpočet – finanční náhrada újmy za ztížení lesního hospodaření v důsledku omezení z důvodu ochrany přírody, zdroje Krajského úřadu Středočeského kraje

Abstrakt

Dománovický les je jedinou lokalitou v Česku, kde do dnešních dnů přežil hnědásek osikový (*Euphydryas maturna*). Tento motýl světlých lesů, jehož housenky se živí jasanem, se ale ocitl na hranici vyhynutí i zde. V roce 2011 proto došlo ke schválení záchranného programu, v jehož rámci se povedlo realizovat celou řadu opatření, která se projevila v růstu populace tohoto motýla. Hnědásek se tak ocitl mimo bezprostřední ohrožení vyhynutím.

Popis lokality

Dománovický les je jakýmsi živým muzeem středoevropského lesnictví pod širým nebem. To je dáno relativní pestrostí této lokality, kde se na ploše ca 355 ha střídá několik typů lesních společenstev. Významný podíl na jeho aktuální podobě ale mají různorodé lesnické zásahy realizované přibližně v posledních sto letech.



Obr. 1. Samec hnědáška osikového (*Euphydryas maturna*). (A. Krása)

Plošně nejrozšířenějším typem společenstva jsou zde hercynské dubohabřiny, ale nacházejí se zde také suché i vlhké acidofilní doubravy, bazofilní teplomilné doubravy a drobná bezlesí. Dominantními dřevinami přirozené druhové skladby zde jsou dub letní (*Quercus robur*), dub zimní (*Quercus petraea*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*), habr obecný (*Carpinus betulus*) a jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), další druhy jsou zastoupeny v menší míře. V keřovém patře jsou významné a hojně svída krvavá (*Cornus sanguinea*) a ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*). Bylinné patro je na mnoha místech druhově velmi bohaté. Roste zde celá řada ohrožených a chráněných druhů, např. orchidejí, z nichž nejvýznamnější jsou střešníček pantoflíček (*Cypripedium calceolus*) nebo zde vzácnější vstavač nachový (*Orchis purpurea*) a vstavač vojenský (*O. militaris*). Nevykácené starší listnaté porosty jsou strukturně a věkově poměrně bohaté, místy dosti husté a stinné, jinde rozvolněnější až řídké, s dostatkem světla pronikajícího dovnitř.

Kromě nich se tu však nacházejí i stanovištně nepůvodní smrčiny, provázené místy borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) a modřínem opadavým (*Larix decidua*), stejně jako starší porosty dubu červeného (*Quercus rubra*) a dubu ceru (*Quercus cerris*). Problematictější je dub červený, který má tendenci zmlazovat a invadovat do okolí. Smrkové porosty jsou zde jak starší, zhruba osmdesátileté, tak také mladší, čtyřicetileté. Plošně nejrozsáhlejší starší porosty již byly z velké části vykáceny, mladší ale místy stále tvoří velké kompaktní celky. To vede k fragmentaci a izolaci mikropopulací mnoha zdejších druhů a ztěžuje možnosti jejich šíření, což platí i pro hnědáška osikového (*Euphydryas maturna*, Obr. 1).

Hnědásek osikový se v České republice vyskytuje pouze v Dománovickém lese, předtím vyhynul na dalších lokalitách v Polábí a na jižní Moravě. Jeho housenky se živí převážně jasanem, na jaře ale v menší míře žerou i ptačí zob. Pro dospělé motýly jsou pak nezbytné bohaté kvetoucí keře (mimo jiné svída krvavá) a byliny, na nichž získávají nektar. Vajíčka kladou nejčastěji na mírně zastíněné mladší jasanu o velikosti kolem 2 m, ale nejen na ně. Vyhýbají se však hustým stinným porostům, stejně jako všem místům, kde nenachá-



Obr. 2. Smíšený porost před rekonstrukcí. (A. Krása)

zejí dostatek živých rostlin. V letech 2009 a 2010 se tento druh ocitl v České republice na samé hranici přežití, kdy bylo pozorováno a nalezeno jen několik motýlů a jejich snůšek.

Stav před obnovou

Dománovický les prošel v posledním století výraznou proměnou, stejně jako většina našich smíšených a listnatých lesů. Výrazně se změnila jeho podoba, ať už jde o strukturu, světelné podmínky, věk či druhové složení. To vše bylo důsledkem postupného převodu původních středních a nízkých lesů na les vysoký. Lesy začaly být káceny méně často než v minulosti a při obnově se přestalo využívat výmladné schopnosti dřevin; nové porosty jsou vesměs semenného původu. Nevytěžené starší listnaté porosty postupně získaly podobu nepravých kmenovin, které vznikly předržením původních výmladkových porostů. O tom svědčí např. hojně polykormony, případně zakřivení kmenů v blízkosti země a také zbytky původních, o generaci starších výstavků v některých porostech. Původní světlý les tak značně zhoustnul a ztmavnul, čímž se výrazně zhoršily podmínky pro řadu zdejších rostlin a živočichů, zejména hnědáška osikového.



Obr. 3. Plocha po rekonstrukci porostu. (A. Krása)

Dalším negativním zásahem pak bylo plošné odvodňování. Přestože se území EVL mírně zvedá nad okolní krajinou, byl zde zřejmě problém se zamokřením. Proto bylo celé území protkáno sítí až 2 m hlubokých kanálů, aby z lesa odváděly vodu. Nyní zde však voda spíše chybí.

Cíle

Postupná náhrada nevhodných porostů vhodnějšími, zvrácení nežádoucích trendů (houstnutí a tmavnutí lesa, náhrada stanovištně původních dřevin nepůvodními), diverzifikace stanovištních podmínek a celkové zlepšení lokality pro druhy světlých lesů, primárně hnědáška osikového.

Popis opatření

Jednotlivá opatření shrnuje Tab. 1, níže jsou uvedeny některé důležité detaily. Pravidelná prořezávka se realizuje na zarůstající pasece, která není z lesnického hlediska ideální, protože se zde nedaří vysazeným dubům, zatímco porost jasanů je místy příliš hustý. Jednotlivé dřeviny se vyřezávají tak, aby zde zůstal rozvolněný nízký porost. Intenzita zásahu se musí každý rok zvyšovat.

Tab. 1. Přehled realizovaných opatření.

zásah	rozloha (ha) / počet	počet plošek	realizace	popis opatření
pravidelná prořezávka	0,32	1	2011–2016	odstraňování necílových dřevin i vybraných jasanů na místech, kde tvoří příliš hustý porost, nebo jsou-li příliš velké
prosvětlování porostů	8,63	23	2011–2013	snížení zakmenění na úroveň 0,7, podpora jasanového zmlazení, případně dosadba sazenic jasanu
změna druhové skladby	1,03	2	zima 2011	výsadba cílových dřevin (dub a jasan) na místě vykáceného smrkového porostu; realizováno v porostech v mýtním věku
rekonstrukce porostu	0,63	1	podzim 2013	odstranění nežádoucích dřevin (zde jehličnany a dub červený) a jejich nahrazení cílovými dřevinami (dub a jasan); realizováno v porostech v předmýtním věku
dosadba jasanů	800		2013	dosadba sazenic jasanu na starší paseky, kde je jich nedostatek

Prosvětlování porostů se týká staršího lesa ve věku ca 60–80 let. Je plánováno na více etap, zatím byla realizována jen první. Ve druhé, která bude následovat po 5–10 letech, by se mělo zakmenění dále snížit na úroveň 0,5 (zjednodušeně řečeno se vykácí ca polovina stromů). Tam, kde bude docházet k přílišnému houstnutí odrůstajících semenáčků nebo sazenic, případně velkému zmlazování, bude nutné přistoupit k prořezávkám, jejichž intenzita bude záviset na aktuální situaci.

Rekonstrukce porostu se dotkla více typů lesa, u nichž se lišilo provedení. Primárním cílem bylo odstranění jehličnanů ze smíšeného porostu se zastoupením jasanu (Obr. 2, výsledek Obr. 3) a kácení zde nebylo plošné. Plochy porostlé smrkovou tyčevinou a dubem červeným ale byly vykáceny kompletně. Výsadba byla provedena standardními sazenicemi dubu letního a většími sazenicemi (poloodrostky) jasanu. Kácení porostů v předmýtním věku vyžaduje dle § 33 odst. 4 lesního zákona č. 289/1995 Sb. výjimku státní správy lesů.

Dosadba sazenic jasanů (klasické i poloodrostky) na starší paseky je realizována i přes problémy spojené s šířícím se chřadnutím a odumíráním jasanů způsobeným houbou *Hymenoscyphus fraxineus* (anamorf *Chalara fraxinea*). Z čistě lesnického hlediska jde spíše o neefektivní opatření, ale z pohledu hnědáka osikového je i pouze několikaleté přežití sazenic dostatečné a jinak nenahraditelné.

U všech zásahů je důležité oplocení, které eliminuje negativní dopady okusu vysokou zvěří.

Metodika sledování

Stav populace hnědáka osikového je od roku 2011 každoročně monitorován. Základní informaci o početnosti dospělých motýlů (imág) poskytuje transektový monitoring prováděný v červnu. V roce 2016 jsme také využili metodu značení

a zpětných odchytů. V červenci a srpnu se pak vyhledávají snůšky a tzv. housenčí hnízda, která vytváří zapřádáním listů. Zjišťuje se jak jejich počet, tak počet stromů, na nichž se nachází.

Výsledky

Pravidelná prořezávka (viz Tab. 1, Obr. 7) je úspěšná, protože brání přílišnému růstu zmlazujícího porostu. Díky tomu je tato plocha stále jednou ze dvou nejvýznamnějších z pohledu počtu zastižených dospělců a množství snůšek hnědáka.

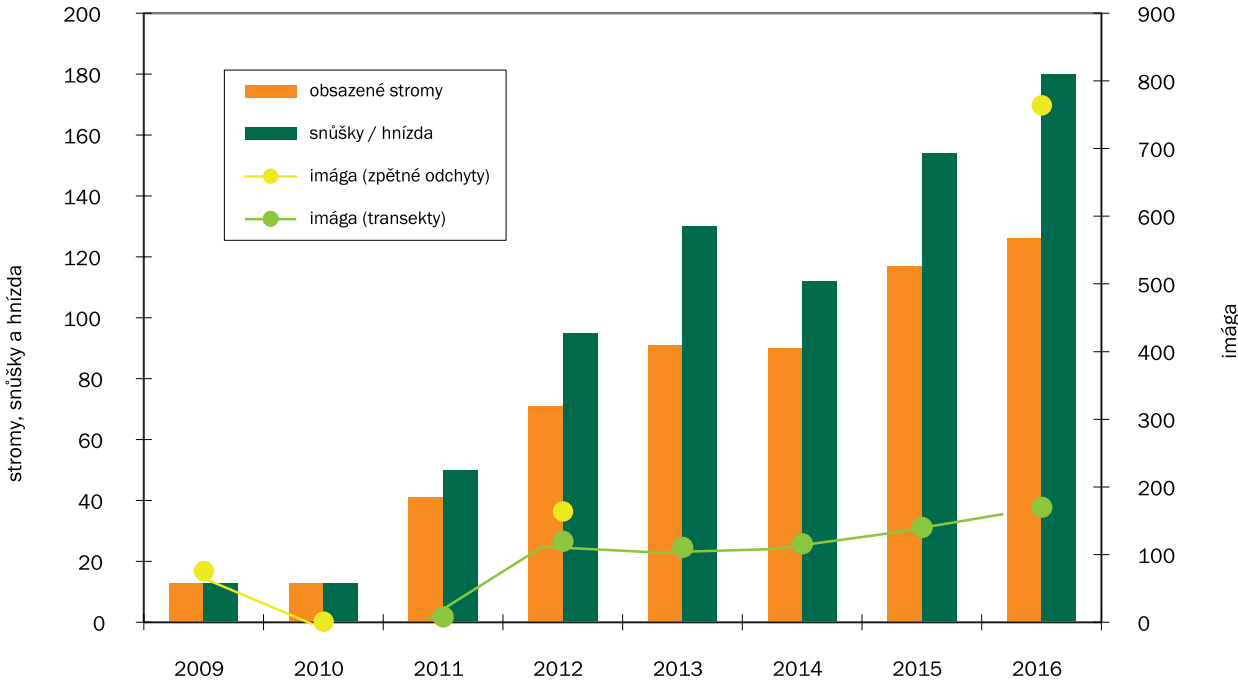
Prosvětlování lesa (Obr. 8) také přineslo pozitivní výsledky, byť se zpožděním několika let od realizace opatření a třebaže mezi plochami i uvnitř nich jsou velké rozdíly. To platí jak pro odrůstání semenáčků a sazenic jasanu, tak pro jejich využití hnědáskem.

Změna druhové skladby (provádí se po těžbě) zatím pozitivní výsledky nepřinesla. Porost ještě není možné považovat za zajištěný, protože ho negativně ovlivnilo sucho a pozdní mrazíky v roce po výsadbě. Sazenice jasanu zůstaly příliš malé a hnědásek je proto dosud nezačal využívat.

Zato rekonstrukce porostu (provádí se v mladém porostu) se jednoznačně povedla. Zatímco před zásahem se stav porostu postupně zhoršoval a početnost motýlů i snůšek klesala, po něm došlo k dramatickému obratu k lepšímu. Vysazené poloodrostky (větší sazenice) se vesměs ujaly a motýli je začali hned další sezónu využívat (Obr. 5). Pozitivní efekt je zřejmý dosud (Obr. 6).

Efekt dosadeb jasanu (klasické malé sazenice) na starší paseky se projeví teprve v delším časovém horizontu, ale na řadě míst již byly tyto sazenice využity ke kladení snůšek. Takže i toto opatření je možné považovat za úspěšné.

Během 6 let se podařilo realizovat všechna plánovaná opat-



Obr. 4. Vývoj početnosti populace hnědáka osikového (*Euphydryas maturna*) v letech 2009–2016.

ření a výrazně se zvětšila rozloha vhodných porostů. Většinu zásahů je možné považovat za úspěšnou, jedinou výjimkou je zatím změna druhové skladby porostu. Výrazně se pak zvětšila pestrost stanovištních podmínek Dománovického lesa jako celku. Podařilo se tak naplnit všechny stanovené cíle, byť tato opatření je nutné provádět i nadále. Úspěšnost realizovaných opatření nejlépe ukazuje graf růstu populace hnědáka osikového (Obr. 4).

Hnědásci tak teď mají k dispozici velký výběr mikrostanovištních podmínek, které využívají různou měrou. Překvapivě dobře se jim daří na otevřené ploše, kde proběhla rekonstrukce, ale jsou zde náchylnější k abnormalitám počasí (průtrže mračen apod.). Proto je nezbytné, aby nedaleko existovaly plochy lépe kryté korunami stromů.

Nové poznatky a doporučení

- Osvědčilo se použití větších sazenic, na které motýli kladli snůšky hned další sezónu po výsadbě. Běžné sazenice naproti tomu potřebují k dosažení vhodné velikosti několik let, takže je motýli hned využívat nemohou.
- Ukázalo se také, že je lepší menší zásah, který nenavazuje na velké dříve vykácené a zalesněné plochy. Na větší a otevřenější ploše se totiž mohly snáze projevit negativní dopady špatného počasí, zatímco u menší plochy to není tak patrné. A klíčové jsou i načasování zásahu a jeho umístění vzhledem k centrum rozšíření druhu. Rekonstrukce byla provedena v době silnějšího populačního růstu a počínající expanze (byť jen v lokálním měřítku), navíc v sousedství ploch s výskytem až desítek motýlů, zatímco změna druhové skladby proběhla těsně po populačním kolapsu, kdy v sousedství žilo jen několik málo motýlů. To všechno se pak projevilo v tom, že se rekonstrukce ukázala jako velmi úspěšná, zatímco změna druhové skladby je zatím spíše neúspěšná.
- V případě prosvětlování se jasně ukázalo, že porosty s dubem červeným jsou s ohledem na jeho výmladnost absolutně neperspektivní, protože na ploše, kde se vyskytuje, zadusily jeho výmladky semenáčky i sazenice jasanů. Plochy blíže populačním centrum byly hnědáskem využity dříve, zatímco ty vzdálenější později nebo zatím vůbec. S tím pak souvisí i to, že současná realizace zásahu na velkém množství plošek je spíše kontraproduktivní. Motýlům trvá, než ty vzdálenější obsadí, opatření je tedy vhodné realizovat postupně ve směru od centra výskytu k okrajům.
- V případě prořezávky i dosadby jasanů na starší paseky je zřejmý pozitivní přínos pro populaci hnědáka osikového. Nicméně je zřejmé, že i tyto zásahy přispěly k rozrůznění podmínek prostředí.

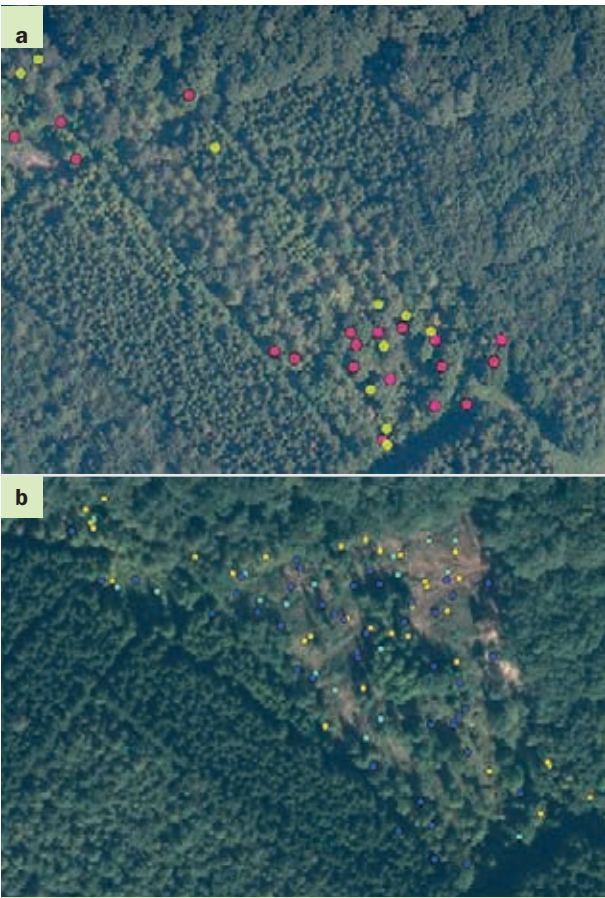
Každé z opatření přináší své dílčí pozitivní výsledky, ale nejlépe fungují jako celek. Různorodost přístupů a jejich realizace po malých částech, ale kontinuálně, je tedy tím nejdůležitějším poznatkem i doporučením do budoucna. Z důvodu zajištění dlouhodobé perspektivy přežití hnědáka osikového v ČR je ale nezbytné přistoupit k jeho reintrodukcii na další lokality v Polabí.

Poděkování

Poděkování patří kolegům Mgr. Pavlovi Bínovi a Ing. Jaroslavu Pipkovi, kteří mají lví podíl na tom, že se povedlo tato opatření realizovat a že se stav populace hnědáka osikového zlepšuje. Poděkování patří i Ing. Heleně Benešové a PaedDr. Janě



Obr. 5. Sazenice jasanů na rekonstruované ploše využité housenkami hnědáka osikového (*Euphydryas maturna*) k žíru. (A. Krása)



Obr. 6. Srovnání využití rekonstruované plochy hnědáskem osikovým: a) před zásahem (2011–2013, nahoře; růžová – 2011; zelená – 2012; fialová – 2013); b) po zásahu (2014–2016, dole; bledě modrá – 2014; žlutá – 2015; tmavě modrá – 2016). Body představují jasan se snůškami a housenčími hnízdy v jednotlivých letech. Ze srovnání je vidět nárůst využití plochy po zásahu. (A. Krása)

Bauerové, které jako majitelky dotčených pozemků v pravou chvíli souhlasily s realizací potřebných opatření, i když to pro ně znamenalo zjevnou finanční újmu a další problémy.

Literatura

Čížek O., Konvička M. & Beneš J. (2005): Záchraný program hnědáka osikového v České republice. – Ms.; Entomologický ústav AV ČR, České Budějovice.

Krása A. & Pavlíčko A. (2014): Hnědásek osikový tři roky po „vyhynutí“. – Ochrana přírody 1: 6–9.

Pavlíčko A. (2016): Monitoring hnědáka osikového (*Euphydryas maturna*) v ČR. – Ms.; SOM, Prachatice.

Pípek J. (2015): Plán péče o přírodní rezervaci Dománovický les na období 2016–2025. – Ms.; AOPK ČR, Praha.

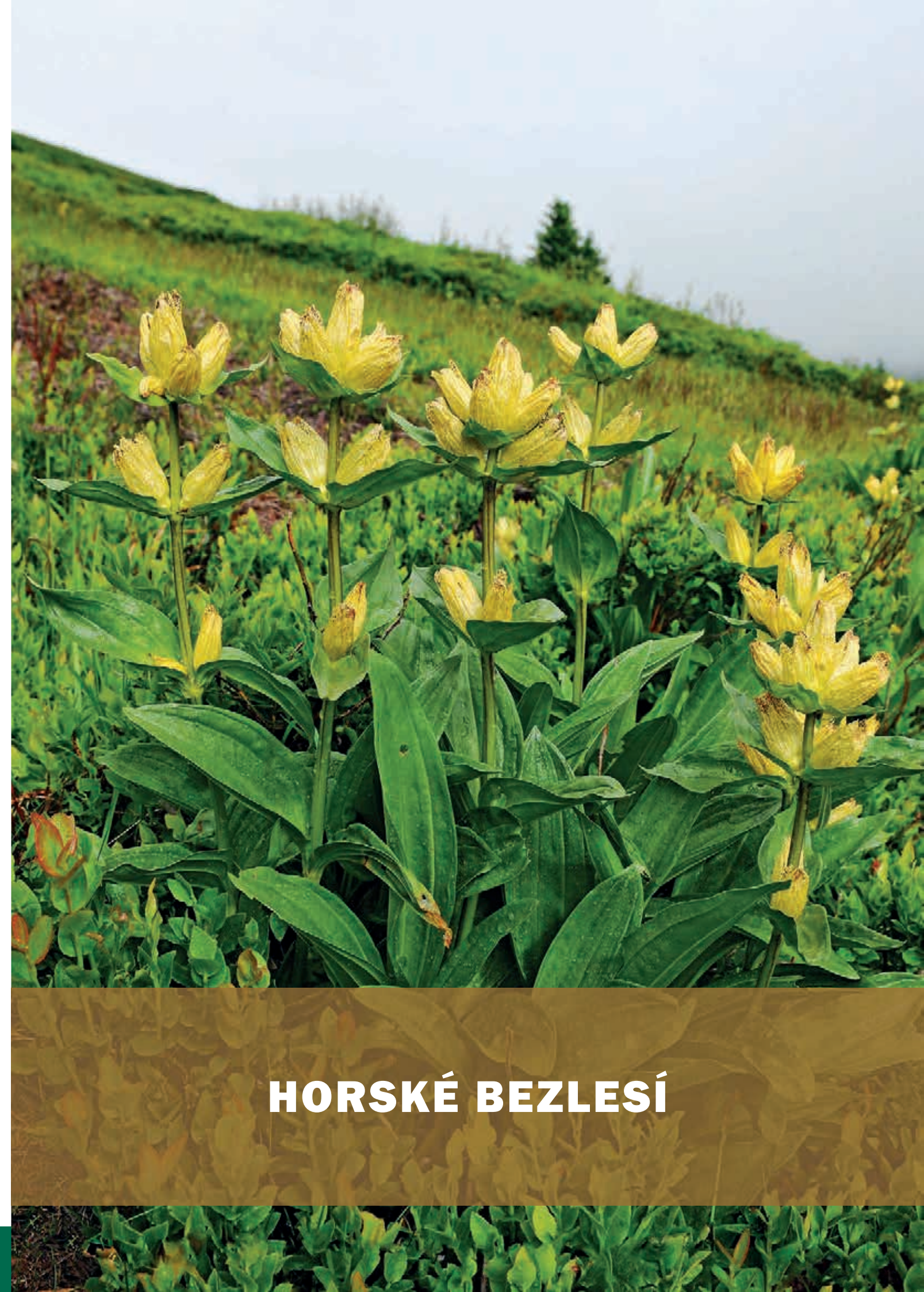
Pípek J. & Tremlová K. (2015): Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Dománovický les CZ0214010. – Ms.; AOPK ČR, Praha.



Obr. 7. Plocha, kde je prováděna pravidelná prořezávka. (A. Krása)



Obr. 8. Prosvětlená plocha se silným zmlazením jasanu. (A. Krása)



HORSKÉ BEZLESÍ



Úvod

František Krahulec & Leo Bureš

Polohy nad hranicí lesa nebyly v minulosti bez zemědělského využívání. Protože je z velké části tvořily travnaté porosty, byly využívány k pastvě či kosení. Konkrétní obhospodařování bylo evidentně ovlivněno i majetkovými poměry a riziky, že např. stádo přejde hranice.

Ve všech třech pohořích šlo o hranice zemské, které se po připojení Slezska k Prusku staly v Krkonoších a na Sněžníku i hranicemi státními. Slezská část Jeseníků připadla Rakouskému Slezsku. Jednotlivá panství pak měla odlišné předpisy upravující využívání alpského bezlesí. Například v Jeseníkách na Vysoké holi se stýkala čtyři panství a pravděpodobně i z toho důvodu se tam více trvalo (Obr. 1). Pastva byla atraktivní v jesenických karech, kde se nacházejí společenstva s vysokou produkcí, kvalitnější byla i biomasa, ve které byl vysoký podíl bylin.

Se změnou osídlení po 2. světové válce a s následnými socioekonomickými změnami hospodaření v polohách nad hranicí lesa prakticky vymizelo.

V posledních letech probíhá diskuse, zda by nešel zastavit proces poklesu biodiverzity společenstev znovuzavedením nějaké formy hospodaření. Zde je však nutno vzít v úvahu všechny změny, které za poslední více než půlstoletí proběhly, a následně je vhodné provést kritickou analýzu rizik. Šlo především o tyto změny:

- Celé území bylo zasaženo imisemi, kyselými srážkami. Ty vedly celoplošně ke ztrátám bází z půdy. Rychlost a stupeň ochuzení byl velmi závislý na matečné hornině, písčité půdy vznikající větráním granitů byly nepochybně vymývány rychleji. Součástí kyselých srážek byly i sloučeniny dusíku, z nichž část byla zachycena v půdě.
- Podstatně se zvýšilo využití hřebenových poloh turistickým ruchem. V mnoha částech pohoří dosahuje návštěvnost i statisícových hodnot za rok. Cesty byly velmi často opraveny nevhodnými substráty, v Krkonoších to byl vápenec či melafyr, lokálně i škvára či popel. Tím se podstatně změnil chemismus půd, zejména po svahu od cest. Některé cesty byly navíc asfaltovány, což vedlo a vede k intenzivní dopravě aut i do hřebenových poloh.
- Zvýšení počtu návštěvníků, doprava i substráty použité k opravám cest znamenaly a znamenají také zvýšené množství diaspor nepůvodních druhů. Řada z nich by v minulosti neuspěla, nenalezla by odpovídající půdní podmínky, např. vápnomilné druhy, jako je hořec brvitý (*Gentianopsis ciliata*) či ostrice chabá (*Carex flacca*) v Krkonoších. V některých územích, jako je třeba platů západních Krkonoš, se ruderalizace již netýká jen nejbližšího okolí cest, ale celých hektarů ploch pod cestami. Místy byl nežádoucí substrát rozplaven do velkých vzdáleností od cest.



Obr. 1. Společenstva holí na severovýchodním svahu Vysoké hole. Uprostřed stará vozová cesta, po níž se sváželo seno z Vysoké hole do Malé Morávky. (L. Bureš)



Obr. 2. Pohled z Břidličné hory na Vysokoholský hřbet, na horizontu vlevo Praděd. (L. Bureš)

- Zejména v Hrubém Jeseníku (v Krkonoších pouze na Lysé hoře) došlo k průniku sjezdového lyžování nad hranici lesa. To vedlo ke změně sněhových poměrů při údržbě sjezdových tratí. Dá se čekat, že tento tlak bude v dalších letech podstatně silít vzhledem ke zhoršujícím se sněhovým podmínkám v nižších polohách. Prozatím se v Krkonoších daří zabránit umělému zasněžování v alpských polohách, ale i v tomto směru může dojít ke změnám. V Jeseníkách, stejně jako v Krkonoších, dosud nedochází k zasněžování sjezdovek zasahujících nad hranici lesa.
- V posledních letech se již znatelně projevuje klimatická změna; nad hranicí lesa jsou lepší podmínky pro celou řadu druhů (zejména ruderalních). Prodloužení vegetační doby vede k dokončení celého generativního cyklu a dochází k produkci semen. Tím se zvyšuje i riziko selekce vhodnějších genotypů.

Zřejmě by se našly i další vlivy, které v minulosti nebyly; ty, které jsme zmínili, považujeme za nejdůležitější.

V posledních letech v alpských polohách Krkonoš a Jeseníků dochází k likvidaci negativních zásahů z minulosti. V Krkonoších byla jedním z prvních asanací vápencových cest v oblasti Úpského rašeliniště (Obr. 4, 6). Bylo skutečně absurdní vidět odstraňování vápence na rašeliništi, kam jej o dvacet let dříve Správa Krkonošského národního parku navázla. V tomto případě výsledek asanace předčil očekávání, okolo cesty nedošlo k výrazné eutrofizaci, dobře regenerovala společenstva s ostřicí zobánkatou (*Carex rostrata*), která evidentně dokáže živiny imobilizovat. Na jiných místech, např. u cesty mezi Výrovkou a Památníkem obětí hor či na plató západních Krkonoš, však vymývání živin a rozvoj ruderalních společenstev stále pokračují. Zdařila se asanace celé řady

turistických cest a jejich okolí. Tam, kde zůstal nedostatek živin, k rozvoji ruderalních společenstev nedošlo.

Řadu let probíhá hubení šťovíku alpského (*Rumex alpinus*), které bylo úspěšné pouze v těch případech, kdy bylo postřikání herbicidem spojeno s následnou údržbou porostu, tedy kosením. V okolí cest, které nebylo následně udržováno, šťovík stále dokličuje ze semenné banky. Stejně tak málo úspěšné bylo vytrhávání kýchavice Lobelovy (*Veratrum album* subsp. *lobelianum*) či starčku hercynského (*Senecio hercynicus*),



Obr. 3. Pohled na vrcholové plató východních Krkonoš, 2011. (K. Antořová)

viz Obr. 5. Bez likvidace zdroje eutrofizace (změna materiálu cest) tato aktivita nemůže být úspěšná. Důležité též je, aby nedošlo k výraznějším disturbancím a zavlékání diaspor ruderalních druhů. Právě tento faktor je nutno mít na zřeteli zejména při úvahách o zavedení pastvy.

Zavedení kosení (a tím i export živin ze systému) může být úspěšné jen tam, kde je v půdě dostatek bází. Tam, kde jich je už málo, může kosení a následné odstranění biomasy vést k rychlé tvorbě ještě chudších společenstev.

Dalším managementovým projektem, který probíhal a ještě probíhá v Krkonoších, je likvidace borovice kleče (*Pinus mugo*) (viz Harčarik, v tomto sborníku). V Krkonoších jde o proředění hustých výsadeb kleče, na Králickém Sněžníku a zejména v Hrubém Jeseníku o plošnou likvidaci nepůvodní výsadby. V Krkonoších byla kleč vysazena na řadě nevhodných míst či nevhodným způsobem: hustě, v řadách či s rovným okrajem porostu. Nevhodnými místy byly též lokality celé řady vzácných a ohrožených druhů rostlin. Zde bychom vyzvedli dva rysy, které je nutno pochválit: kleč byla likvidována takovým způsobem, aby se zabránilo disturbanci povrchu a tak nedošlo k následné ruderalizaci. A druhým chvalyhodným faktorem byla skutečnost, že likvidace byla doprovázena rozsáhlou informační kampaní, takže nedošlo k širším protestům veřejnosti.

Odlišná je situace v Hrubém Jeseníku, kde se snahy o omezení kleče setkávaly s výrazným odporem i části samotné Správy CHKO Jeseníky. Proto i první managementové zásahy v nejvyšších polohách začaly později. Byla to redukce uměle vysazené kleče ve Velké a Malé kotlině, tedy v místech botanicky nejceněnějších. Projekty na redukcii kleče byly zpracovány v roce 1973 na základě usnesení vědecké konference, která byla pro tento účel zorganizována. Odsouhlasené projekty však byly realizovány až po převratu 1989. Po roce 1989 byla také na několika lokalitách Vysokoholského hřbetu redukována nepůvodní olše zelená (*Alnus alnobetula*) a expandující chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*). V posledních letech se situace v subalpínském stupni Hrubého Jeseníku rapidně zlepšila: na větších plochách byly odstraněny porosty nepůvodní kleče (kryoplananční terasa Petrových kamenů, vrchol Kepříku, vrchol Šeráku, Tabulové kameny, Malý Děd), začaly se kosit větší plochy květnatých niv a také expandující brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*).



Obr. 4. Revitalizace turistické cesty přes Úpské rašeliniště (odstranění vápence a vybudování povalového chodníku) v roce 1996. (L. Jiříšně)



Obr. 5. Starček hercynský (*Senecio hercynicus*) expandující do tundrových společenstev vlivem změn způsobených člověkem, v tomto případě blízkostí komunikace s tělesem z nepůvodního bazického materiálu. (T. Janata)

Podobně jako se obtížně prosazovala (a ještě obtížněji realizovala) první redukce kleče, započalo kosení květnatých subalpínských trávníků nikoliv z iniciativy státní ochrany přírody. Pro sledování tohoto vlivu a celkového efektu byly založeny právě ve Velké a Malé kotlině stálé experimentální plochy. Některé výsledky jejich každoročního kosení po 28 let jsou uvedeny v této publikaci (Bureš). Podařila se prosadit také pokusná, zatím jen velmi omezená pastva skotu v těsném okolí chaty Švýcarský.


Považujeme za dobré, že dochází k soustředění poznatků různých experimentů, které pomohou i v budoucnosti při řešení podobných problémů, které se nesporně opakují. Stálo by za úvahu, zda též nesoustředit i neúspěšné managementové pokusy; těmi se obvykle nikdo nechlubí, a proto mohou být opět neúspěšně opakovány.



Obr. 6. Oprava povalového chodníku přes Úpské rašeliniště v roce 2000. (J. Harčarik)

Obnova alpínského bezlesí v krkonošské tundře

Josef Harčarik

Lokalizace	 hřebenové partie Krkonoš nad alpínskou hranicí lesa, 50° 41'–50° 48' N, 15° 29'–15° 47' E; nadmořská výška 1250–1600 m
Ochrana přírody	NP, EVL, PO
Obnovená plocha	91 ha
Finanční podpora	Operační program Životní prostředí, krajinotvorné programy MŽP; náklady 120 000–550 000 Kč/ha

Abstrakt

Přirozené porosty kosodřeviny jsou jednou z nejvýznamnějších vegetačních formací v Krkonoších. Vedle nich však kosodřevina byla zde také vysazena, a to na takřka 700 ha. Především pak porosty, částečně z geneticky nepůvodních zdrojů, které byly uměle založeny v období po 2. světové válce, významně negativně ovlivňují geobiodiverzitu území, a to zejména nad alpínskou hranicí lesa, tedy v krkonošské tundře. Byl proto vypracován managementový plán na obnovu lokalit s poválečnými výsadbami, který spočívá v různé intenzivním vyřezávání kosodřeviny a vytvoření tak přírodě blízké mozaiky porostů kosodřeviny a vegetace alpínských trávníků. V současné době je tento plán realizován (2005 – dosud).

Popis lokality

Porosty kosodřeviny – borovice kleč (*Pinus mugo*) – pokrývají 2 180 ha, což představuje asi 4 % území Krkonošského národního parku (KRNP) a jeho ochranného pásma, a jsou tak jednou z nejvýznamnějších vegetačních formací tohoto území. Vyskytují se především nad alpínskou (horní) hranicí lesa (na rozloze 2 055 ha), zbývající jsou součástí některých biotopů montánního a supramontánního stupně (např. suťová pole, vrchoviště). Přirozené porosty kosodřeviny tvoří necelé 3/4 z jejich celkové rozlohy (zaujímají plochu ca 1 500 ha), více jak 1/4 pak jsou porosty uměle založené (asi 680 ha). Podnětem pro zalesňování alpínského bezlesí Krkonoš byly ničivé povodně v druhé polovině 19. století i záměr lesníků o „znovuzalesnění“ hřebenových poloh, jež byly v minulých staletích ovlivněny lidskou činností (viz např. Lokvenc 1995, Lokvenc 2001). Výsadby kosodřeviny v Krkonoších probíhaly ve dvou obdobích. V prvním, které lze vymezit léty 1879 a 1913, byla kosodřevina vysázena na plochu 261 ha (ve velmi omezeném rozsahu probíhaly výsadby také na přelomu 30. a 40. let 20. století). Ve druhém, mezi roky 1952 a 1992 (kdy byly ukončeny na popud Správy KRNP), pak došlo k zalesnění dalších 292 ha území nad horní hranicí lesa (Lokvenc 2001). Původní představy navrhovatelů o rozsahu výsadeb v poválečném období však byly podstatně větší. Po vzniku KRNP, respektive po dohodě se Správou KRNP v sedmdesátých a osmdesátých letech 20. století, byl tento

plán částečně zredukován. Mimo to byla kosodřevina vysazována i do nižších poloh, např. na imisní holiny (celkem se jednalo o plochu 125 ha).



Obr. 1. Koniklec alpský bílý (*Pulsatilla alpina* subsp. *alba*) v porostech kosodřeviny, 2015. (J. Vaněk)



Obr. 2. Rozložení kosodřeviny po provedeném zásahu na Pančavské louce a Labské louce: přirozené kosodřevinové porosty (zeleně šrafované polygony), ponechané skupiny výsadeb kleče (oranžové polygony), transekty (červené linie); objekt v pravém dolním rohu je Labská bouda.

Zájmové území je tvořeno mozaikou různých typů vegetace alpínského bezlesí, zejména přirozenými porosty kosodřeviny (*Pinus mugo*), alpínskými trávníky (*Juncion trifidi*, *Nardo strictae-Caricion bigelowii*), alpínskou a subalpínskou keřčkovou vegetací (*Loiseleuria procumbentis-Vaccinion*, *Genisto pilosae-Vaccinion*) a subalpínskou vysokobylinnou vegetací (*Calamagrostion villosae*, *Calamagrostion arundinaceae*, *Adenostylion alliariae*).

Výchozí stav

Výsledkem multidisciplinárních výzkumů, prováděných od počátku devadesátých let 20. století do současnosti (včetně srovnání s tundrovými procesy a fenomény v tundře Skandinávie), bylo nejenom definování oblasti nad horní hranicí lesa a v ledovcových karech jako krkonošské arkto-alpínské tundry (Soukupová et al. 1995, Štursa et al. 2010), ale byla také provedena analýza interakcí kosodřeviny a jednotlivých tundrových fenoménů.

Bylo zjištěno, že pravidelné a přehoustlé výsadby kosodřeviny, realizované hlavně v poválečném období padesátých až devadesátých let 20. století, jsou svojí strukturou velmi odlišné od přirozených porostů (Vaněk 1999, Soukupová et al. 2001, Vaněk 2004) a zároveň nepříznivě ovlivňují abiotické i biotické podmínky krkonošské tundry. Dochází tak např. ke zmenšování a mizení otevřených ploch alpínského bezlesí s travobylinnou vegetací a redukcí populací na ně vázaných



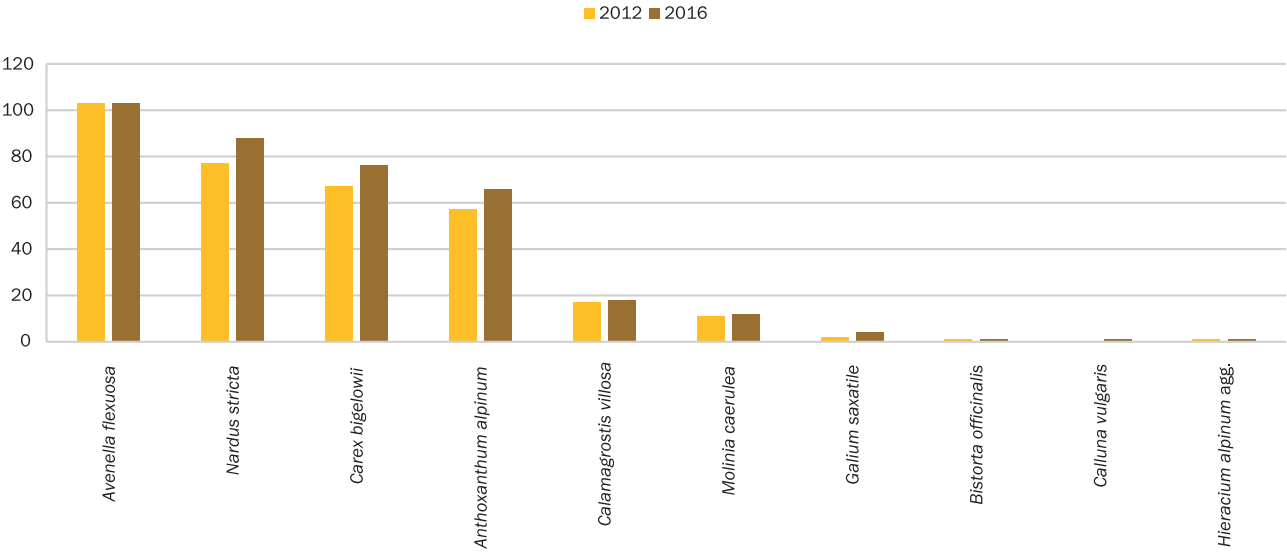
Obr. 3. Vyřezaná kosodřevina na ploše pod Harrachovými kameny v roce 2015. (J. Vaněk)



Obr. 4. Ruční transport kosodřeviny k cestě v roce 2015. (J. Vaněk)

rostlin a živočichů, včetně druhů zvláště chráněných, ohrožených a endemických, k mechanickému poškozování geomorfologických jevů (např. ke zploštění – planaci – přirozeného kopečkovitého tvaru mrazových půd) i k narušení fyzikálních procesů (např. ke změně mikroklimatických podmínek) podmiňujících jejich vznik a vývoj (viz např. Kociánová & Soukupová-Papáčková 1994, Svoboda 2001, Harčarik 2002, Sekyra et al. 2002, Wild & Wildová 2002).

Právě množství těchto nově získaných poznatků nejenom potvrdilo oprávněnost ukončení projektu zalesňování alpínského bezlesí kosodřevinou v roce 1992, ale také vedlo k přípravě managementového plánu, který naopak části výsadeb kosodřeviny integruje do prostředí krkonošské tundry a zachovává geobiodiverzitu tohoto unikátního přírodního prostředí. První návrh managementu poválečných výsadeb kosodřeviny (Pilous & Kociánová 1992) inicioval sice poměrně dlouhodobou a na počátku i bouřlivou, nicméně nakonec velmi prospěšnou a konstruktivní diskuzi lesníků a přírodovědců, která posléze vyústila v návrh (Harčarik 2007), jenž se stal výchozím pro realizaci obnovného managementu alpínského bezlesí. Předmětem navrženého managementu se staly poválečné výsadby, neboť mají nejvýznamnější vliv na přírodní hodnoty dotčeného území. Mnohdy byly realizovány v místech velmi hodnotných biotopů, navíc pomocí technologie, která znamená v poměrně krátké době zapojení výsadeb, a tedy negativní ovlivnění až eliminaci ostatních složek krkonošské arkto-alpínské tundry, včetně narušení přirozených přírodních procesů. Managementový plán navrhuje provést redukcí výsadeb kosodřeviny celkem na 180 ha



Obr. 5. Souhrnné výsledky monitoringu osídlování plošek po odstraněných keřích kleče cévnatými rostlinami, sledováno celkem na 105 ploškách 0,5 × 0,5 m na 3 transektech, data po 1 roce (2012) a 5 letech (2016) od managementového zásahu.

v rozsahu od 10 do 90 % dle přírodních hodnot jednotlivých lokalit a zároveň zohledňuje i různé parametry prostředí (např. zdravotní stav výsadeb, ruderalizaci vegetace, výskyt původních keřů kosodřeviny apod.). Přibližně 110 ha poválečných výsadeb je navrženo ponechat bez zásahu (Harčarik 2007).



Obr. 6. Transport kosodřeviny vrtulníkem v roce 2015 (J. Vaněk)

Cíle obnovy

Napodobení přírodě blízké struktury alpínského bezlesí v místech uměle založených porostů kosodřeviny, obnova přirozených procesů, zachování, místy obnovení geobiodiverzity krkonošské tundry.

Popis opatření

- | | |
|-----------|--|
| 1982 | Odstranění výsadeb kosodřeviny na severním svahu Studniční hory na ploše ca 1 ha (Štursa, in verb.). |
| 1994 | Odstranění výsadeb kosodřeviny v prostoru severně od Harrachových kamenů na 3 pokusných monitorovacích plochách, celkem na 0,72 ha. |
| 1997 | Redukce kosodřeviny na severním svahu Studniční hory na ploše 1 ha. |
| 2005–2008 | Redukce kosodřeviny na dvou lokalitách na Pančavské louce o celkové výměře 3 ha; tento managementový zásah měl vedle revitalizace lokalit také prověřit, jaká technologie redukce kosodřeviny bude nejvhodnější. |
| 2010–2011 | Redukce výsadeb kosodřeviny v rozsahu 10–90 % v oblasti Pančavské a Labské louky na ploše o výměře 37,7 ha. |
| 2015 | Redukce výsadeb kosodřeviny v rozsahu 10–90 % v oblasti Labské a Harrachovy louky na ploše o výměře 47,4 ha. |

Výsledný stav mozaiky klečových porostů (přirozených i ponechaných výsadeb) a vegetace alpínských trávníků po realizovaném obnovním managementovém zásahu v oblasti Labské louky a severní části Pančavské louky ukazuje Obr. 2 a 8.

Plánovaná managementová opatření

Projekt redukce výsadeb kosodřeviny by měl pokračovat i na dalších navržených lokalitách v krkonošské tundře dle připraveného managementového plánu. V současné době je připravován projekt jejich redukce ve východních Krkonoších,



Obr. 7. Plocha výsadeb kosodřeviny před zásahem v roce 2015. (J. Vaněk)



Obr. 8. Plocha výsadeb kosodřeviny po provedeném zásahu v roce 2015. (J. Vaněk)

tedy v širším okolí Luční boudy. Po realizaci navržené redukce výsadeb kosodřeviny bude alpínské bezlesí v Krkonoších ponecháno bez zásahu.

Metodika sledování

Na lokalitách v oblasti Pančavské louky a Labské louky, kde byl v letech 2010–2011 proveden managementový zásah, byly založeny monitorovací plochy na sledování sukcese na ploškách po odstraněných keřích kosodřeviny. Bylo fixováno celkem 105 ploch 0,5 × 0,5 m na třech transektech (lokalizace viz Obr. 2). Každoročně byla od roku 2012 na těchto plochách zaznamenávána presence/absence jednotlivých druhů rostlin.

Výsledky

Počet záznamů pro jednotlivé druhy v letech 2012 a 2016 ukazuje Obr. 5. Je zřejmé, že po provedeném zásahu došlo k poměrně rychlému osídlování těchto plošek, výhradně pak druhy autochtonními, které se vyskytují v okolních alpínských trávnících. Převažují běžné druhy graminoidů, spíše vzácně osídľují plochy po odstraněné kleči i širokolisté byliny, a to včetně druhů vzácných a ohrožených – mimo monitorovací plochy byly zaznamenány např. i běloprstka bělavá (*Pseudorchis albida*), koniklec alpínský bílý (*Pulsatilla alpina* subsp. *alba*), prha arnika (*Arnica montana*). Na žádné lokalitě nedošlo k šíření nežádoucí (např. synantropní) vegetace. Na významné části předmětného území pak místa po keřích kosodřeviny odstraněných před 5 lety již nejsou prakticky rozeznatelná od okolní vegetace.

Nové poznatky a perspektivy

Při dosud realizovaných managementových opatřeních byly ověřeny k přírodě co nejšetrnější technologie a pracovní postupy. I při velkém podílu ruční práce a finančně nákladných technologií (transportu částí biomasy vrtulníkem, štěpkování apod.) je projekt obnovy alpínského bezlesí v místech poválečných výsadeb kosodřeviny v navrženém rozsahu proveditelný a ekonomicky (a samozřejmě i vědecky) obhajitelný.

Veřejná podpora

Již při přípravě managementového zásahu bylo zřejmé, že se jedná, zejména z pohledu veřejnosti, o poměrně kontroverzní aktivitu, která vyžaduje důkladné vysvětlování. Redukce kosodřeviny je situována do jádrového území KRNP, kde jsou preferovány minimální lidské intervence do přírodního prostředí. Zároveň je to území s největšími omezeními pro běžného návštěvníka Krkonoš. Situace je, na rozdíl např. od Jeseníků, komplikovanější také v tom, že kosodřevina je v Krkonoších dřevinou původní. Dlouhodobá diskuze při přípravě managementového plánu vedla k jeho pochopení a akceptaci odbornou lesnickou veřejností. Realizace projektu redukce kosodřeviny v letech 2010–2011 a 2015 pak prověřila vztah laické veřejnosti k tomuto záměru. Osvětou a obšírným vysvětlováním důvodů, proč Správa KRNP k tomuto zásahu přistoupila, se podařilo většinu návštěvníků Krkonoš přesvědčit o jeho potřebnosti a smysluplnosti. Doufejme, že jej budou akceptovat i v dalších letech.

Literatura

Harčarik J. (2002): Microclimatic relationships of the arctic-alpine tundra. – Opera Corcontica 39: 45–68.

Harčarik J. (2007): Management výsadeb kleče na přírodovědně hodnotných lokalitách v Krkonoších. – In: Štursa J. & Knapik R. [eds], Geoekologické problémy Krkonoš, Sborn. Mez. Věd. Konf., říjen 2006, Svoboda n. Úpou. Opera Corcontica 44: 363–369.

Kociánová M. & Soukupová-Papáčková L. [eds] (1994): Monitoring and management of the Central European mountain tundra in Krkonoše National Park. – Ms.; Final Technical Report on the WWF Grant No. MMO3, depon. in Správa KRNP, Vrchlabí.

Lokvenc T. (1995): Analýza antropogenně podmíněných změn porostů dřevin klečového stupně v Krkonoších. – Opera Corcontica 32: 99–114.

Lokvenc T. (2001): History of the Giant Mts. dwarf pine (*Pinus mugo* Turra ssp. *pumilio* Franco). – Opera Corcontica 38: 21–42.

Pilous V. & Kociánová M. (1992): Návrh redukce výsadeb kosodřeviny v oblasti nad horní hranicí lesa v Krkonoších. – Ms.; podklad pro LHP, depon. in Správa KRNP, Vrchlabí.

Sekyra J., Kociánová M., Štursová H., Kalenská J., Dvořák I. & Svoboda M. (2002): Frost phenomena in relationship to mountain pine. – Opera Corcontica 39: 69–114.



Obr. 9. Pohled z Kotle na Harrachovu louku po provedeném managementovém zásahu ukazuje přírodě blízkou mozaiku přirozených porostů kleče i jejich výsadeb a vegetace alpských trávníků v roce 2016. (J. Harčarik)

Soukupová L., Frantík T. & Jeník J. (2001): Grasslands versus krummholz in arctic-alpine tundra of the Giant Mountains. – Opera Corcontica 38: 63–76.

Soukupová L., Kociánová M., Jeník J. & Sekyra J. [eds] (1995): Arctic-alpine tundra in the Krkonoše, the Sudetes. – Opera Corcontica 32: 5–88.

Svoboda M. (2001): The effect of *Pinus mugo* (Turra) plantations on alpine-tundra microclimate, vegetation distribution, and soils in Krkonoše National Park, Czech Republic. – Opera Corcontica 38: 189–206.

Štursa J., Jeník J. & Kociánová M. (2010): Geo-ekologické srovnání tundry ve středoevropských Krkonoších a subarktickém pohoří Abisko (Švédsko). – Opera Corcontica 47: 7–28.


Vaněk J. [ed.] (1999): Ovlivnění tundrových geobiocenóz Krkonoš vysokohorským zalesňováním. – Ms.; Závěrečná zpráva projektu MŽP ČR VaV/620/4/97, depon. in Správa KRNP, Vrchlabí.

Vaněk J. [ed.] (2004): Komplexní analýza dlouhodobých změn krkonošské tundry. – Ms.; Závěrečná zpráva projektu MŽP ČR VaV/610/3/00, depon. in Správa KRNP, Vrchlabí.

Wild J. & Wildová R. (2002): Interactions between dwarf pine shrubs and grasslands vegetation under different management. – Opera Corcontica 39: 17–33.

Obnova degradovaných porostů
jesenických holí

Leo Bureš

Lokalizace	 Hrubý Jeseník, vrcholová plošina Vysoké hole; nadmořská výška 1460 m
Ochrana přírody	CHKO, NPR, EVL, PO
Obnovená plocha	10 ploch o celkové výměře 0,1 ha
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP; náklady 27 000 Kč/ha

Abstrakt

Vzhledem k tomu, že se travnaté hole na celém Vysokoholském hřbetu přestaly kosit a vypásat, změnila se za posledních ca 70 let jejich struktura. Došlo ke snížení jejich druhové diverzity a vzniku zcela zapojených porostů s množstvím hromadící se stařiny. S cílem najít způsob obnovy původního společenstva a zvýšení jeho pestrosti byl v roce 2003 založen experiment, při kterém byly pokusné plochy nejdříve koseny a posléze na nich byl v různé intenzitě narušován drn.

Výchozí stav

Ještě v první polovině 20. století vypadaly jesenické hole jinak, např. na nich rostlo a každý srpen kvetlo téměř tolik jestřábníků jako v Krkonoších. V té době byly ještě koseny a místy i vypásány. Od pamětníků z Malé Morávky víme, že si právě na Vysokou holi ještě před druhou světovou válkou jezdili morávečtí domkáři s ručními vozíky v srpnu na seno.

Z více důvěryhodných historických zdrojů vyplývá, že se struktura metličkových holí na celém Vysokoholském hřbetu za posledních ca 70 let rapidně změnila. Snížila se jejich druhová diverzita a vznikly zcela zapojené porosty s množstvím hromadící se stařiny. Pod zcela zapojeným drnem se nachází souvislá, spečená, 4–7 cm mocná vrstva surového humusu; ze zapojených porostů zcela zmizely lišejníky včetně pukléřky islandské (*Cetraria islandica*) i poslední exempláře jestřábníků z okruhu jestřábníku alpského (*Hieracium alpinum*), téměř všude výrazně přibýlo rdesna hadího kořene (*Bistorta officinalis*), které se místy na velkých plochách již stalo dominantním druhem (Obr. 1).

Společenstva holí s dnes převládající metličkou křivolakou (*Avenella flexuosa*) na vrcholové plošině Vysoké hole jsou dosud patrně mylně řazena do krkonošské as. *Cetrario-Festucetum supinae*. U této asociace se uvádí, že je vázána na mělké a vysýchavé rankery. V Krkonoších to vesměs platí, v Jeseníkách jsou ovšem pod těmito fytoocenózami většinou hluboké humusové a nikdy nevysychající podzoly.



Obr. 1. Charakter vegetace na Vysoké holi s množstvím stařiny tvořené metličkou křivolakou (*Avenella flexuosa*) a rdesnem hadím kořenem (*Bistorta officinalis*) v roce 2003. (L. Bureš)



Obr. 2. První kosení 80 let nekosených travních porostů v srpnu 2003. (L. Bureš)



Obr. 3. Mocná, nerozkládající se vrstva surového humusu v srpnu 2004. (L. Bureš)



Obr. 4. Plocha s odstraněným drnem v rohu prvního experimentálního čtverce po 10 letech (srpen 2013). (L. Bureš)

Cíl obnovy

Otevření zcela zapojených travních porostů a zvýšení jejich druhové pestrosti.

Popis opatření

Pro stanovení možných způsobů obnovy otevřených a druho- vě pestřejších společenstev holí jsme v roce 2003 ve spolu- práci se Správou CHKO Jeseníky na Vysoké holi vykolíkovali 5 čtverců o straně 10 m. Ty jsme pak každoročně (v první polovině srpna) kosili křovinořezy s trojcípými noži, a to co nejníže u země, ve snaze narušit spečenou stařinu (Obr. 2). Bezprostředně po kosení byla plocha vždy pečlivě vyhrabána a vyhrabaná tráva odnesena.

V čtverci č. 1 jsme v roce 2004 v obdélníku 100 × 70 cm odstranili drn, abychom zjistili, jak mocná je vrstva stařiny, kterou se nedaří při kosení narušit. Překvapila nás nejen její tloušťka (4–7 cm), ale i neobyčejná kompaktnost hmoty, kte- rou bylo možné jen řezat, nikoliv trhat (Obr. 3).

V následujících letech nám sukcese vegetace na této malé plošce s odstraněným drnem v předstihu ukazovala možnos- ti a způsoby řešení. Ploška totiž začala postupně zarůstat mechy, lišejníky a semenáčky trav. V roce 2013 byla již ze tři čtvrtin zarostlá trsy smilky tuhé (*Nardus stricta*) (Obr. 4), v roce 2016 se markantně lišila od ostatní plochy čtverce.

Když se po dvou letech kosení všech pěti vykolíkových ploch ukázalo, že se porosty pouhým kosením nijak podstat- ně nemění, že na nich pouze pokleslo množství nadzemní biomasy, ale spečená kompaktní vrstva stařiny stále zůstává nezměněna, zkusili jsme v roce 2005 na některých čtvercích provést různě razantní mechanické zásahy do stávajícího drnu, resp. narušení a odstranění spečené stařiny. K tomu jsme použili lopatkový kultivátor Stihl nasazený na výkonném profesionálním křovinořezu (Obr. 5a, b).

Na čtverci č. 2 jsme po pečlivém pokosení na polovině plochy narušili kultivátorem drn, resp. spečenou vrstvu stařiny, jen lehce a rozsekanou hmotu jsme na ploše ponechali.

Na čtverci č. 3 byla polovina plochy stejným způsobem roz- sekána, ale hmota stařiny byla pečlivě vyhrabána a odstra- něna. Na čtverci č. 3 jsme lehce zkultivátorovali a vyhrabali celou polovinu plochy.

Na čtverci č. 4 byl v roce 2005 podobným způsobem, ale nahluboko, narušen drn na 1 m širokém pruhu vedeném po střední příčce čtverce. Drn včetně vrstvy spečené stařiny byl do hloubky 10–15 cm kultivátorem rozsekán, na polovině metrového pruhu takto rozsekáný drn ponechán, na druhé polovině pruhu naopak pečlivě vyhrabán a odstraněn.

Na čtverci č. 5 jsme podobně narušili metrový střední pruh, ale jen lehce kultivátorem.

Již v roce 2007 bylo vidět, že lehké mechanické narušení drnu se na vegetaci nijak viditelně neprojevuje, ale hluboké narušení a vyhrabání naopak ano. Abychom ale do sukcese na narušených plochách nezasahovali, založili jsme v roce 2008 v blízkosti původních pěti čtverců tři nové, stejně velké plochy:

Čtverec č. 6 jsme umístili tak, aby zabíral porost s účastí vře- su obecného (*Calluna vulgaris*) a brusnice brusinky (*Vaccini- um vitis-idaea*) (Obr. 6). Na tomto čtverci jsme mechanické narušení drnu neprovedli, účelem bylo sledování vlivu kosení na vřes a brusinku.



Obr. 5a. Mechanické narušování drnu kultivátorem na křovinořezu v srpnu 2005. (L. Bureš)



Obr. 5b. Mechanické narušování drnu kulti- vátorem na křovinořezu v srpnu 2005. (L. Bureš)

Na experimentálním čtverci č. 7 jsme v roce 2008 po poko- sení a vyhrabání nahluboko zkultivátorovali celou polovinu plochy (Obr. 7). Všechnu hmotu rozsekaného drnu jsme peč- livě vyhrabali a odstranili. Obnažil se tím povrch půdy, resp. horizont zmineralizovaného humusu.

Experimentální čtverec č. 8 zůstal jako referenční a byl od roku 2008 pouze každoročně pokosen a vyhrabán.

V roce 2009 jsme v blízkosti dosavadních 8 čtverců vykolíko- vali další dva, a to v porostech s nápadně velkou pokryvností rdesna hadího kořene. Na těchto dvou čtvercích jsme expe- rimentovali s hnojením: polovinu čtverce č. 9 jsme v srpnu 2009 po pokosení vydatně pohnojili 20 litry z domova done- sených čerstvých ovčích bobků, rovnoměrně rozprostřených, čtverec č. 10 jsme celý pohnojili 2,5 kg granulovaného NPK.

Metodika sledování

Na každé ploše byl každoročně těsně před jejím pokosením zapsán fytoecologický snímek na výměře 10 × 10 m.

Výsledky

Jestliže se pouhé kosení nijak výrazně na vegetaci neproje- vilo, mechanické narušení, resp. odstranění drnu se začalo projevovat hned v následujících letech. Jeho míra ovšem ne- byla stejná: na mělce narušených a nevyhrabaných plochách byly změny minimální, na mělce narušených a vyhrabaných většinou jen o trochu větší, ale nijak výrazné. Zato na mís-



Obr. 6. Nově založený čtverec č. 6 (s vřesem uprostřed) před prvním kosením v srpnu 2008. (L. Bureš)

tech s nahluboko rozsekaným a odstraněným drnem byly změny markantní a každým dalším rokem se prohlubovaly. Na některých čtvercích se hluboké narušení drnu projevilo až s odstupem času. Např. na čtverci č. 4 jsem na narušeném pruhu až v roce 2010 zaznamenal lišejníky rodu dutohláv- ka (*Cladonia* spp.) a mech paprůtká nicí (*Pohlia nutans*), na čtverci č. 3 v roce 2013 dokonce i menší plochy s již zetlelou stařinou a obnaženou minerální půdou. Nejzajímavější byl ovšem čtverec č. 7, na němž byl drn na polovině plochy B (viz Tab. 1) nahluboko rozsekán a odstraněn.

Již v roce 2011 se na obnažené půdě tohoto čtverce začaly objevovat semenáčky smilky a v roce 2012 a 2013 se zde objevilo také více semenáčků vřesu a kostřavy nízké (*Fes- tuca supina*), plošně obrazil mech ploník (*Polytrichum* sp.) a na volné půdě se objevily další druhy mechorostů. Téměř zmizelo rdesno hadí kořen. Po několika letech se vegetace této poloviny čtverce od referenční (nadále každoročně ko- sené) poloviny výrazně lišila. Celková pokryvnost rostla, ale mezi trsy trav stále zůstávala volná, na povrchu skeletovitá minerální půda, nikoliv netlejší spečená stařina. Sukcesi na mechanicky narušené polovině B i referenční sousední polo- vině A čtverce 7 ilustruje přiložená Tab. 1.

Strukturu obnoveného porostu ilustruje Obr. 8, na srovnání je přiložen Obr. 9 s detailní vegetační strukturou na polovině bez zásahu do drnu.

Ve čtvercích, v nichž nebylo provedeno žádné mechanické narušení drnu a spečené vrstvy nerozkládající se stařiny, pro-



Obr. 7. Na nově založeném experimentálním čtverci č. 7 jsme současně s kosením začali celou polovinu plochy nahluboko rozsekávat lopatkovým kultivátorem, srpen 2008. (L. Bureš)

Tab. 1. Výsledky sledování experimentální plochy č. 7. (založená 2008) na Vysoké holi se smilkou a vřesem. Vytyčená plocha 10 × 10 m, orientace JV, sklon 5°, nadm. výška 1463 m, 50°03'43.8" N, 17°14'14.7" E. Fytocenologické snímky ve sloupcích B zachycují sukcese na polovině s odstraněným drnem, sloupce A zachycují referenční polovinu.

rok	2008	2009	2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016	
datum	12. 8.	12. 8.	8. 8.		3. 8.	3. 8.	21. 8.	21. 8.	16. 8.	16. 8.	19. 8.	19. 8.	16. 8.	16. 8.	16. 8.	16. 8.
část m			A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
pokryvnost E ₁ (%)	100	80	90	10	80-85	10-20	80	50	80	60	80	50	70	60	75	60-70
výška E ₁ (cm)	20-40	10-30	30	20	10-25	25	10-35	10-40	10-30	30	10-30	40	10-35	10-40	10-30	10-30
pokryvnost E ₀ (%)	0	15	<5	15	10	20	10	10-20	10	15	0	40	0	50	0	10
<i>Avenella flexuosa</i>	4	3	4	1	3	2	3-4	3	3	3	4	2-3	3	3	4	3
<i>Bistorta officinalis</i>	2	3	2	1	3	+	2	+	2-3	+	1-2	r	1-2	r	2	r
<i>Calamagrostis villosa</i>	r	.	.
<i>Calluna vulgaris</i>	1		+	.	1	.	1	.	1	.	2
<i>Carex bigelowii</i>	2	1	2	+	1-2	r	1-2	+	1	+	+	r	1	r	1	+
<i>Festuca supina</i>	.	1	1	1	1	1	2	1-2	1	1	2	1	2-3	1	1	2-3
<i>Luzula luzuloides</i> subsp. <i>rubella</i>	r
<i>Calamagrostis villosa</i>	r
<i>Nardus stricta</i>	1	.	1	.	r	+	+	.	+	+	r	1	r	1	+	2
<i>Vaccinium myrtillus</i>	r
<i>Solidago virgaurea</i> subsp. <i>minuta</i>	+	+
<i>Polytrichum commune</i>	.	2	1	2	1	2	2	2	2	1-2	.	2-3	.	2-3	.	1
<i>Pohlia nutans</i>	2	.	1	.	2	.	2	.	2
<i>Dicranella cerviculata</i>	+	.	+	.	1	.	+	.	r
<i>Kiaeria blyttii</i>	+	.	.
<i>Polytrichum piliferum</i>	+	.	+

bíhaly při každoročním kosení změny velmi pomalu. V prvních letech se na kosených plochách poměrně rychle snižovalo celkové množství nadzemní biomasy, dominantní metlička i kostřava byly za květu nižší než v nekoseném okolí a kosený porost řídnul, zmenšovala se celková pokryvnost živé biomasy. Na některých kosených plochách viditelně ustoupilo rdesno hadí kořen (čtverec č. 2). Mezi kosením oslabenými trsy trav se zvětšovaly plošky obnažené světle popelavé kompaktní netlející stařiny (Obr. 10).



Obr. 8. Na východní polovině experimentální plochy č. 7, na níž byl nahluboko rozsekán drn a odstraněna spečená stařina, vyčnívají kameny a rozrůstají se mechy, srpen 2016. (L. Bureš)

Teprve po deseti letech začala na některých místech stařina odspodu odehnívat a na povrchu měnit barvu: z původně popelavé na hnědou, pak na tmavě hnědou a nakonec na černou. Její původně 4–7 cm mocná vrstva se časem ztenčovala, černající stařina už byla většinou jen v 1 cm nesouvislé vrstvě. Teprve na černých plochách takto zetlelé stařiny se v roce 2013 začaly objevovat první mladé trsy smilky tuhé, kostřavy nízké a ostrice Bigelowovy (*Carex bigelowii*).



Obr. 9. Na západní polovině experimentální plochy č. 7, kde nebyl mechanicky narušen drn, místy již stařina hnědně a začíná hnít, srpen 2016. (L. Bureš)



Obr. 10. Na kosených plochách se objevily větší holé plochy mrtvé vrstvy netlející stařiny, srpen 2005. (L. Bureš)

Hnojení na plochách č. 9 a 10 se v následujících letech na vegetaci ani na hustotě rdesna hadího kořene nijak viditelně neprojevalo, až v roce 2016 jsme na ovčímí bobky pohnojené SV polovině čtverce č. 9 zaznamenali o 20 % hustší porost kostřavy nízké a metličky křivolaké a nižší pokryvnost rdesna než na nehnojené JZ polovině.

Na všechny kosené plochy se stahovala zvěř a bylo na nich očividně více okousané trávy než v nekoseném okolí. Pokud v příznivých letech ještě na kosených plochách vyrazila mla-

dá otava, byl vliv pastvy zřetelnější, objevoval se tu nejen kamzičí trus, ale i zaječí bobky.

Na čtverci č. 6 se projevilo kosení jasným oslabením vřesu, naopak kosení podpořilo rozrůstání brusnice brusinky, i vzcházení a následnou expanzi brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*). Pouze na experimentálním čtverci č. 1 se prokazatelně kosením výrazně snížila pokryvnost rdesna.

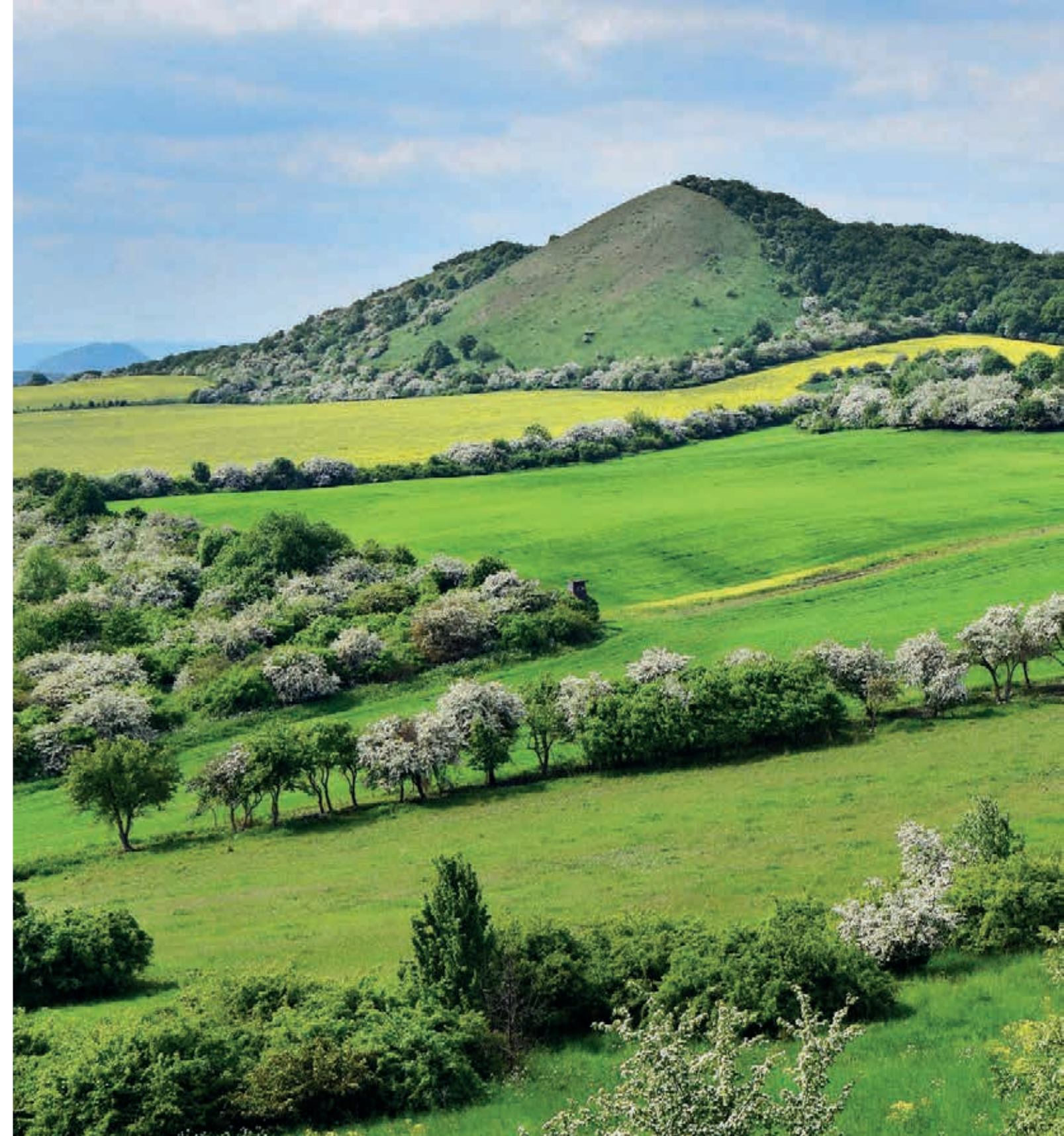
Nové poznatky a doporučení

Třináct let trvající experiment, který byl založen pro ověření možnosti obnovy zdegradovaných společenstev jesenických holí a pro nalezení použitelné metody pro tuto obnovu, splnil svůj účel. Otevřené fytocenózy s vyšším zastoupením kostřavy nízké, bez hadího kořene a s volnými plochami pro úspěšné uchycení dalších původních druhů (včetně jestřábníků) lze obnovit za několik let. Nejvhodnějším způsobem se jeví plošné odstranění drnu, které by bylo vhodné provést každoročně na několika geometricky nepravidelných plochách 100–200 m² rozmístěných po vrcholové plošině Vysoké hole nepravidelně, 50–100 m od sebe. Vznikne tak mozaika různých starých sukcesních stadií a zvýší se předpoklad úspěšného uchycení navracejících se, především anemochorních druhů.

Pokud by byly na obnažených plochách uchytivší se jestřábníky vyhledávány a ničeny kamzíky, bylo by snadné některé tyto plochy oplotit, a umožnit tak rozvoj původních, vzácných a v některých případech i endemických druhů jestřábníků např. jestřábníku zlatoblizného (*Hieracium chrysostyloides*).



Obr. 11. V horní části jihovýchodního svahu Vysoké hole je vegetace diverzifikovanější než na vrcholové plošině. (L. Bureš)



SEKUNDÁRNÍ TRÁVNÍKY A VŘESOVISŤE





Úvod

Ivana Jongepierová, Karel Prach, Lubomír Tichý & Igor Malenovský

Jedním z nejvýznačnějších biotopů ve střední Evropě jsou travinné ekosystémy, které zde, kromě primárního bezlesí na extrémních stanovištích, vznikly jako výsledek dlouhodobé hospodářské činnosti člověka. Na loukách a pastvinách najdeme téměř dvě třetiny ohrožených druhů rostlin, jsou prioritním stanovištěm pro řadu skupin bezobratlých, zejména hmyzu a pavoukoců. Žijí v nich i některé vlajkové druhy ohrožených obratlovců, např. chřástal polní a syseľ obecný.

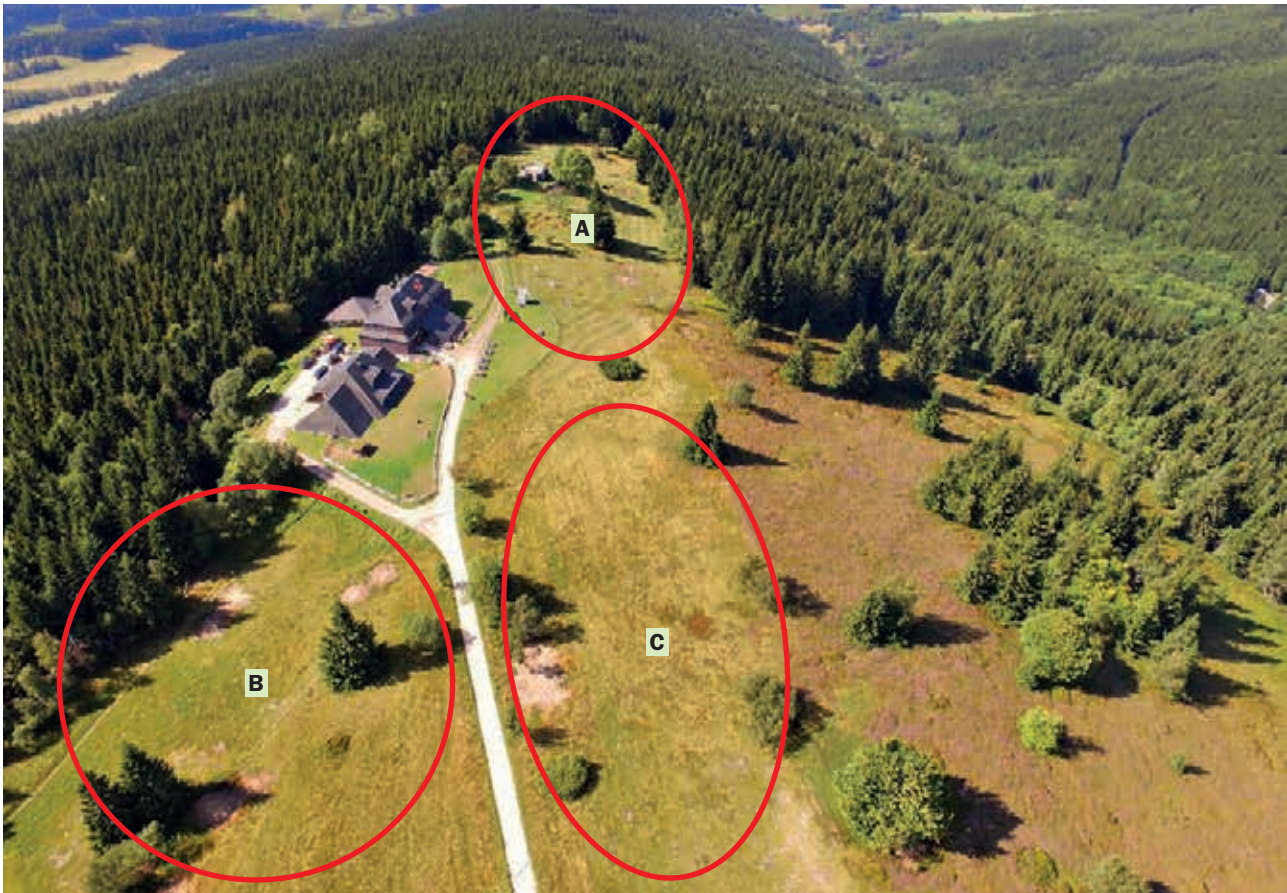
Travinné ekosystémy však mají nejen velkou hodnotu přírodní, ale jsou i významným kulturním dědictvím určujícím charakter středoevropské krajiny. Není proto překvapující, že se staly objektem zájmu mnohých přírodovědců a ochránců přírody, kteří se snaží nejen poznat jejich druhové složení a probíhající procesy, ale především najít způsoby, jak původní bohatství druhů udržet či ho obnovit. Svědčí o tom nejen desítky odborných článků, přehled obnovních zásahů a případových studií v první publikaci věnované ekologické obnově v České republice (Jongepierová et al. 2012), ale také některé konference, například ta pořádaná v roce 2014 Českou botanickou společností ve spolupráci s Agenturou ochrany přírody a krajiny České republiky pod názvem Management a obnova travinných ekosystémů (Prach et al. 2015a).

Zatímco se předcházející oddíl zabýval travními porosty na horách, a to jak primárním, tak sekundárním bezlesím, tento je zaměřen na význam a obnovu travinných ekosystémů a vřesovišť v nižších nadmořských výškách. Asi není třeba příliš popisovat, k jakým nevratným škodám došlo v těchto zemědělsky příhodnějších polohách v druhé polovině 20. století v důsledku socialistické velkovýroby. Vedle poklesu biodiverzity se snížily i důležité ekologické funkce, jako jsou vodozdržnost či filtrační a protierozní funkce. Od r. 1960 do konce 80. let trvale klesala i celková rozloha luk a pastvin, takže Česká republika měla koncem 80. let vacátého století nejvyšší míru zornění zemědělské půdy v Evropě (dosahovala 75 %). Zbýlé ponechané trvalé travní porosty byly většinou intenzivně hnojeny. Naopak mnohé lokality na strmějších svazích či odlehlejších místech nebyly dlouhodobě obhospodařovány a postupně zarůstaly náletem dřevin.

Změnou ekonomických podmínek po r. 1989 došlo opět k nárůstu rozlohy obhospodařovaných travinných ekosystémů. V drtivé většině se však jednalo o druhově chudé trávníky vzniklé výsevem komerčních směsí semen, takže samotné kvantitativní navýšení plochy travních porostů neznamenovalo návrat k jejich biologické kvalitě. Kromě ne-



Obr. 1. Porost srpice karbincolisté (*Klasea lycopifolia*) v NPR Čertoryje. (I. Jongepierová)



Obr. 2. Platů u Rýchorské boudy, ca 8 ha travních porostů v nadmořské výšce 1000 m, v I. zóně KRNP, kde probíhá obnova druhově bohatých smilkových trávníků v rámci projektu LIFE CORCONTICA (2012–2018). Managementové zásahy: plocha A – senoseč ruční technikou, ruční rozmetání kompostu, výřezy dřevin; plocha B – senoseč lehkou mechanizací, narušování drnů smilky nízkou vedeným mulčovačem, rozmetání kompostu; plocha C – senoseč/pastva krav + výřezy dřevin, frézování pařezů. (Archiv Správa KRNP)



Obr. 3. PP Sklenářovické údolí, ca 100 ha travních porostů ve II. a III. zóně KRNP, kde je zajišťována komplexní péče o území obce zaniklé po II. sv. válce.

Celkově probíhá v Krkonoších obnova hospodaření na ca 490 ha travních porostů, z toho je přibližně jedna třetina kosena. Na živinami nejochuzenějších stanovištích je hnojení kompostovaným hnojem místy doplněno i ruční aplikací bází ve formě jemně mletého dolomitického vápence v dávce 50 kg/ha. (Archiv Správa KRNP)

zbytných opatření pro záchranu dosud existujících druhově bohatých travních porostů je tak obzvláště důležité zaměřit pozornost na způsob jejich obnovy, a to jak v zemědělských oblastech, s nimiž jsou louky a pastviny tradičně spojeny, tak na jiných člověkem udržovaných stanovištích, jako jsou např. silniční násypy, městské parky apod. K uplatnění principů ekologické obnovy, jejímž primárním cílem není produkce, ale zlepšení mimoprodukčních funkcí ekosystému (obnova tzv. ekosystémových služeb, ecosystem services), by měly přispět i dva standardy péče o přírodu a krajinu vydávané AOPK ČR – Obnova travních porostů s využitím regionálních směsí osiv (Ševčíková et al. 2014) a Krajinně trávníky (Straková et al, in prep.).

Při obnově travních společenstev nejde jen o rostliny, i když tvoří kostru těchto ekosystémů, ale i o ostatní biotu. Ekologickou obnovou luk a pastvin můžeme posílit ustupující populace ohrožených druhů hmyzu či ptáků a zvýšit kvalitu půdy, protože její mikrobiální oživení je mnohem pestřejší na louce než na poli. Kvalitnější a strukturovanější půda zadržuje lépe vodu a ve výsledku pak může nezanedbatelným způsobem snížit riziko povodní. Trávníky efektivně sbírají živiny a jiné chemické látky, např. ze splachů z polí či z podzemní vody, proto jsou důležitým filtrem v okolí zdrojů pitné vody. Louka či pastvina také nesrovnatelně lépe než pole brání vyplavování živin a snižuje zásadním způsobem vodní a větrnou erozi. Travní společenstva také nejlépe konzervují zemědělskou půdu. Nedochází pod nimi k její degradaci (jako např. pod

porosty rychle rostoucích dřevin). Naopak tím, že ukládají velkou část své primární produkce do podzemních orgánů, dochází k postupnému zlepšování kvality půdy, a to jejich fyzikálních i chemických parametrů. Vhodný management a obnova travinných ekosystémů tak mají široký dopad na krajinu, a tím i celou společnost.

Problematickou ekologickou obnovu luk a pastvin můžeme rozdělit do dvou základních okruhů: obnovu stávajících degradovaných luk a pastvin a jejich obnovu na místech, kde v současnosti nejsou, avšak v minulosti byly nebo mohly být.

Obnova stávajících degradovaných luk a pastvin

Návrat k původnímu hospodaření (sečení nebo pastvě)

Po ukončení pravidelného obhospodařování dřívějších luk či pastvin v travním porostu postupně převládou konkurenčně silné druhy rostlin, jako např. třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), ostrice třeslicovitá (*Carex brizoides*), tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*) nebo kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*). Později se většinou přidávají i dřeviny, které změnu společenstev nakonec dovrší.

Hromaděním stařiny jsou nejvíce ohroženy stepní louky a suchá pastvinná lada. V časném jarním období se díky nahromaděné vrstvě opadu pomaleji prohřívají. Evapotranspirace takových porostů je pomalejší, takže stařina zadržuje delší dobu velké množství vody. S tím souvisí i rychlejší dekompozice organické hmoty, zvyšující se dostupnost živin a o 7–10 dnů pozdější nástup vegetace proti stanovištím bez nahromaděné ložské biomasy. Zarůstající suché trávníky tak postupně představují biotop zcela odlišný od původního stanoviště, a to i pro živočichy, kteří reagují na změny prostorové struktury porostu, mikroklimatu i druhového složení vegetace (to je klíčové např. pro specializované fytofágy, případně i na ně vázané predátory).

Obnova kosení a odstraňování biomasy je pak nejčastější a většinou i dostatečně efektivní způsob ochrannářského managementu takto degradovaných porostů (Blakesley & Buckley 2016). Ke zlepšení jejich stavu je důležitá frekvence a doba seče. V prvních letech je z důvodů odstranění živin a potlačení dominantních rostlin vhodné seč provádět čas-



Obr. 4a. Obnova pastviny v Sidonii v CHKO Bílé Karpaty vedla i k obnově populace modrásky černoskvrnného (*Phengaris arion*). (L. Ambrozek)

těji a dříve v sezóně, než je u zachovalých druhově bohatých porostů obvyklé. I na suchých degradovaných stanovištích je žádoucí nejméně ještě jedna podzimní seč, která pomůže v porostech udržet po celý rok sníženou nadzemní konkurenci a lepší vysychavost. Tím se sníží dekompoziční aktivita edafonu a celková dostupnost živin pro rostliny. Obnova může být někdy velmi rychlá, zvláště pokud alespoň některé původní druhy v porostu zůstaly (třeba ve formě semen v půdě) nebo se vyskytují v bezprostředním okolí, odkud se mohou na obnovovanou plochu snadno rozšířit. Mobilita lučních druhů rostlin (zejména těch stepních) je však v průměru poměrně nízká, takže efektivní šíření semen lze očekávat spíše jen na desítky metrů. V některých případech je možné šíření druhů i na větší vzdálenosti, např. u aluviálních luk záplavami či jinde přeháněním pasoucích se stád nebo přesuny zemědělské techniky, v určité míře i aktivitami volně žijících živočichů.

Další alternativou je mulčování pomocí sena z druhově bohatých porostů. Pokud je sklizeno ve vhodnou dobu, tedy těsně před dozráním semen hlavních dominant porostu, přeneseme spolu se senem na novou lokalitu i mnoho klíčivých semen. Mulč navíc porost mírně přistíní a zabrání uschnutí semenáčků. Mulčování lze však doporučit pouze jako první managementový zásah po odstranění stařiny a křovin. V následujících letech je mulčování nevhodné, protože stejně jako původní stařina obohacuje půdu o živiny a zvyšuje vlhkost půdy.

Pokud obnovujeme pastvinu, je vhodné alespoň v prvních letech kombinovat pastvu s kosením nedopasků rostlin, které nejsou zvířaty spásány (např. třtina křovištní). Na druhou stranu není žádoucí se předem zbavit všech přítomných dřevin. Ponechané některé mladé keře budou postupně vytvářet husté okusové formy, pod jejichž ochranou mohou později přežívat mnohé druhy rostlin i živočichů netolerujících intenzivní pastvu, nebo druhy stínomilné. Některé druhy dřevin a na ně vázaných živočichů navíc patří mezi ohrožené taxony naší flóry a fauny. Problematika samotné pastvy je však natolik komplikovaná, že ji není možné v této kapitole obsáhnout (viz např. Mládek et al. 2006).

Podstatnou podmínkou vysoké druhové rozmanitosti je zachování co možná největší heterogenity prostředí. Ta byla v minulosti na krajinně škále zajištěna roztržitými vlastnickými vztahy k půdě, kdy většina aktivně obhospodařovaných pozemků neměla více než jednotlivé stovky až tisíce metrů čtverečních. V současnosti však na většině pozemků hos-



Obr. 4b. Modrásek černoskvrnný (*Phengaris arion*). (O. Konvička)

podaří nájemci, kteří je zcelují do rozsáhlých ploch. Opuštěné louky nebo pastviny se začaly opětovně ve větší míře obhospodařovat se zavedením zemědělských dotací hlavně po vstupu do Evropské unie v r. 2004. Vzhledem k dotacím přizpůsobeným strojové mechanizaci a pevně nastaveným termínům sečí to však opět vedlo k uniformitě a jednorázovému sečení příliš velkých ploch, což se ukázalo být likvidační nejen pro mnoho druhů bezobratlých (Konvička et al. 2008).



Obr. 5. V roce 2016 bylo provedeno v NPR Brouskův mlýn v nivě řeky Stropnice postupné ruční sečení (včetně odstranění biomasy) šesti segmentů rašelinných a silně podmáčených luk o celkové výměře 8,4 ha. První sečené plochy začaly nakvétat nektarodárnými rostlinami, zatímco poslední části luk se ještě dosekávaly. (Z. Hanč)



Obr. 6. Mozaikovitá seč v NPR Čertoryje v roce 2017. (J. W. Jongepier)

Akceptovatelným řešením je tzv. mozaikovitý management, kdy je louka sečena postupně ve 2–3 termínech s přibližně měsíčním odstupem, nebo jsou ponechávány nekosené plošky v podobě mozaiky nebo alespoň pásů (Konvička et al. 2005). Povinností zemědělců, využívajících agroenvironmentální opatření v rámci Programu rozvoje venkova ČR pro období 2014–2020, je ponechávat na blocích větších než 12 ha nepokosené pásy o výměře maximálně 1 ha do příští seče.

Odstranění dřevin

Často předchází výše uvedenému v případě, že už louka nebo pastvina zarostla dřevinami. Ve větším měřítku (na stovkách hektarů) byly dřeviny odstraněny ze zarostlých luk a pastvin např. v Bílých Karpatech a v bývalém vojenském prostoru Mladá. K potlačení dřevin a celkovému rozvolnění jejich porostů do spíše savanovitého charakteru by měla posloužit i stáda velkých herbivorů recentně vypouštěná v některých bývalých vojenských prostorech.

Samostatnou problematikou je možnost na zarostlých loukách a pastvinách obnovit pařezení či lesní pastvu, což jsou historické způsoby hospodaření v lesích, ale díky současné legislativě je lze na lesních pozemcích používat jen na základě udělené výjimky (viz úvod v oddíle Lesy).

Manipulace s živinami v půdě (včetně jejich imobilizace)

Většina travinných ekosystémů dnes vykazuje nadbytek živin, tudíž je žádoucí nějakým způsobem jejich hladinu snížit. Toho lze v dlouhodobějším horizontu často docílit pravidelnou vícenásobnou sečí s důsledným odstraňováním pose-

čené biomasy (viz předcházející bod), čímž se sníží hlavně obsah dusíku. U pastvin je to složitější, protože se část živin většinou vrací záhy zpět. Vedle dusíku je mnohdy zásadní i fosfor, který se z ekosystému těžko exportuje (Honsová et al. 2007). Manipulace s živinami můžeme někdy dosáhnout úpravou vodního režimu; např. u slatinných luk obnova přirozeného srážení uhličitanu vápenatého ve formě pěnovce vede k imobilizaci fosforu (Lamers et al. 2015).

Odstranění organického horizontu

Souvisí s předchozím bodem, protože může vést k radikálnímu a nárazovému snížení hladiny živin. Problémem je, jak naložit se značným množstvím odstraněné hmoty. U nás se tato metoda úspěšně aplikovala při obnově populace hvozdíku písečného českého (*Dianthus arenarius* subsp. *bohemicus*) na jeho jediné existující lokalitě (Šlechtová & Bělohoubek 2012) a v současnosti se takto obnovuje psamofytní vegetace v NPP Váté písky (viz Řehounková & Jongepierová, v tomto sborníku), PP Vojenské cvičiště Bzenec (Obr. 7) a PP Pánov.

Manipulace s vodním režimem

V minulosti zbytečně odvodněné vlhké louky a pastviny by bylo dobré opět zavodnit například zahrnutím odvodňovacích příkopů nebo jiným znefunkčněním drenáže, což se místy děje samovolně. Na druhé straně druhové bohatství některých luk bylo podminěno jejich citlivou pomístní povrchovou drenáží, která se zanesla, čímž expandovaly některé vlhkomilné dominanty. Pak je na místě uvažovat o obnově této drenáže (většinou ve spojení s adekvátním managementem).

Vypalování

Může bránit expanzi dřevin a hromadění opadu nebo ovlivňovat živinový režim. Navíc snižuje konkurenci a umožňuje generativní rozmnožování některých druhů, které je jinak v zapojených travních společenstvech značně omezené. Vypalování „trávy“ se v minulosti běžně praktikovalo, dnes mu brání protipožární legislativa. Postupně se však při ochránářském managementu začíná o vypalování jako nástroj uvažovat (Pešout 2016). Oficiálně byl použit např. v CHKO Brdy v roce 2016 při obnově vřesovišť (viz Fišer et al., v tomto sborníku). U nás vypalování jakožto vhodný nástroj pro obnovu vřesovišť propagovala již v 80. letech Jarmila Kubíková. Možnost maloplošného vypálení byla zapracována i do nového návrhu plánu péče o NPP Váté písky a začíná se o něm jako nástroji údržby uvažovat i jinde, například pro bělokarpatské louky s ohledem na to, že tento způsob managementu je dosud používán pro podobná společenstva na Ukrajině (Roleček, in verb.). S ohněm je však třeba nakládat obezřetně, např. v případě akátových porostů a jejich bezprostředního okolí. Trnovník akát je pyrofytní, tedy rostlina, jejíž semena klíčí mnohem snadněji po krátkodobém vystavení vysokým teplotám.

Umělé vytváření porostních děr či stržení drnu

Většina zapojených travních porostů, která je pravidelně sečena, postrádá větší procento tzv. porostních děr (v angličtině označovaných jako gaps), tedy míst, na kterých se mohou rostliny rozmnožovat generativně (ze semen). Dokonce i pastviny, které jsou přepásány v letních měsících, vytvoří natolik zapojený travní porost, že v jarním období, kdy jsou z důvodu dostatku půdní vlhkosti podmínky pro klíčení semen nejlepší, nepřežijí semenáčky konkurenci zapojeného porostu. Chceme-li podpořit rostliny, které potřebují ke svému klíčení holou půdu, můžeme ji vytvořit buď povlácením



Obr. 7. Obnova vátých písků v PP Vojenské cvičiště Bzenec v roce 2013. Eutrofní vrstvy jsou převrstvovány oligotrofním pískem. (I. Jongepierová)



Obr. 8. Vyhrabávání stařiny a narušování půdy pro podporu hořečku žlutavého (*Gentianella lutescens* subsp. *lutescens*) v PP U zvonice v roce 2015. (I. Jongepierová)



Obr. 9. Gap s růžicemi vyklíčených hořeček mnohotvarých (*Gentianella praecox* subsp. *bohemica*) po výsevu v předchozím roce v lokalitě Chvalšiny. (J. Brabec)

existujícího porostu nebo dokonce stržením drnu či jeho obrácením. To však nelze doporučit paušálně, ale spíše lokálně jako příspěvek k mozaikovitosti biotopů v odůvodněných případech, podložených znalostmi ekologie konkrétních druhů. Uplatňuje se např. pro podporu klíčení hořečků (*Gentianella* spp.) (Brabec et al. 2011, Brabec 2012) nebo hadince červeného (*Echium maculatum*), kdy se ale narušení provádí na menších plochách hráběmi s důkladným vyhrabáním stařiny a mechů. Řídké trávníky s ostrůvky holé půdy mezi travními drny navíc pro mnoho ohrožených druhů bezobratlých poskytují příležitosti k hnízdění (např. včely, kutílky), rozmnožování či slunění (např. denní motýli, rovnokřídli) a lovu (např. pavouci, draví brouci).

Přenos či výsev žádoucích druhů rostlin

V konkrétních případech lze do existující degradované louky vysít semena cílových druhů rostlin, nasbíraná nejlépe v blízkém, dosud nedegradovaném porostu. To můžeme zajistit i přenosem a rozhozením sena nebo čerstvě posekané biomasy s již dozralými semeny klíčových druhů z blízké, druhovým složením srovnatelné zdrojové lokality. Účinnost tohoto zásahu je tím nižší, čím zapojenější travní kryt dosycujeme. Již existující společenstvo vytváří pro většinu klíčících rostlin kritickou konkurenci jak v nadzemní biomase, tak zejména v kořenovém systému. I v dlouhodobě zdánlivě otevřených rostlinných společenstvech (např. v bývalých lomech) druhy obsazují veškerá příhodná mikrostanoviště, takže pravděpodobnost uchycení nových rostlin je nízká. Můžeme ji ale podpořit například povlácením nebo ručním pokopáním. V krajním případě můžeme cílový druh i vysadit. Obvykle však narazíme na značnou pracnost (a tím i vysoké finanční náklady) jeho převodu do kultury a následně zpět do přírody. Je třeba navíc zajistit stanoviště, které odpovídá jeho ekologickým nárokům, což předpokládá perfektní znalost biologie druhu.

Potlačování nežádoucích druhů rostlin

V některých případech může být sečení celého porostu méně

efektivní v odstraňování některých druhů než ruční vytrhávání jednotlivých rostlin. Např. u třtiny křovištní je za vlhka a v lehké půdě snadné vytrhnout celou rostlinu, protože z internodií spojujících rostliny se zbytkem polykormonu neobráží. Podobně lze likvidovat jednotlivé rostliny zlatobýlu kanadského (*Solidago canadensis*) nebo z. obrovského (*S. gigantea*). Speciálním metodickým přístupem, který může vést k podpoře cílových druhů, jsou výsevy poloparazitických rostlin oslabujících dominanty porostu, zejména trávy (viz Těšitel 2015, Těšitel et al. 2017, Těšitel & Mládek, v tomto sborníku).

Obnova travních porostů na orné půdě

Přeměna orné půdy na druhově bohatý travinobylinný porost je dlouhodobou záležitostí a její úspěšnost je závislá nejen na způsobu obnovy, složení používané směsi semen, ale i místních podmínkách obnovované lokality (Jongepierová & Malenovský 2012, Jongepierová et al. 2012, Scotton et al. 2012, Ševčíková et al. 2014). Kolonizace obnovených porostů specializovanými druhy fytofágního hmyzu může vážnout, pokud se jedná o taxony s omezenými schopnostmi šíření (Woodcock et al. 2010a). Obnova společenstev hmyzu je v těchto případech úspěšnější zejména v krajině s velkým podílem polopřirozených druhově bohatých luk v blízkém okolí (Woodcock et al. 2010b).

Nejčastěji používané metody obnovy jsou stručně představeny níže.

Spontánní sukcese

Pouhou sukcesí bez následného managementu se v našich podmínkách mohou trvale obnovit travní porosty jen na velmi suchých, nebo naopak velmi vlhkých stanovištích tam, kde je znemožněno uchycení dřevin. Na sledovaných opuštěných polích (Jírová et al. 2012) se na suchých stanovištích v nejteplejších částech státu blížily starší porosty svým druhovým přirozeným stepním porostům.



Obr. 10. Ruční vytrhávání zlatobýlu obrovského (*Solidago gigantea*) v NPP Váté pisky v roce 2006. (I. Jongepierová)

Většinou je však nutné zhruba třetím rokem po opuštění pole začít s pravidelným sečením. Tento způsob lze použít, pokud zemědělec nepotřebuje okamžitě píci. Velmi dobře funguje tam, kde dosud v blízkém okolí existují zachovalé trvalé louky či pastviny. Obnova travního porostu s ekologicky příznivým druhovým složením trvá přibližně deset (Lencová & Prach 2011) až dvacet let (Prach et al. 2014), byť návrat k původní diverzitě druhově bohatých porostů může pro rostliny i některé skupiny bezobratlých živočichů vyžadovat mnohem delší období (viz Jongepierová et al., v tomto sborníku).

Komerční směsi semen

Výsev komerčních jetelotravních směsí semen je nejčastějším případem velkoplošného převodu orné půdy na travinné porosty. I když tento způsob nelze považovat za ekologickou obnovu, mohou se časem i tyto na počátku druhově chudé porosty dosytit cílovými druhy rostlin i živočichů, zvláště pokud se tyto druhy dosud vyskytují v okolí. Dokládají to výsledky sledování z Bílých Karpat (Prach et al. 2014, Jongepierová et al., v tomto sborníku). Tam, kde je následná kolonizace žádoucích druhů limitována jejich absencí v okolí, lze je do porostů vzniklých osetím komerčními travními směsmi dosévat či dosazovat.

Regionální směsi

Regionální osivo je definováno jako osivo, jehož semena jsou získávána, množena a používána uvnitř dané oblasti původu bez šlechtitelských procesů. Jeho druhové složení vychází z přirozených společenstev daného území (Scotton et al. 2012). Druhová bohatost rostlin, především bylin, umožňuje také větší diverzitu živočichů, kteří jsou na ně potravně či jinak vázáni.

Hlavní předností tohoto osiva je, že umožňuje do značné míry udržet přirozenou genetickou variabilitu populací a zamezit tak zavlékání cizích genotypů, nebo dokonce zavlékání zcela nepůvodních druhů či odrůd. Vnesené genotypy se totiž kříží s původními, a mohou tak rozšiřovat regionálně méně vhodné geny a „zředovat“ původní genetickou pestrost a odolnost populace.

Návody, jak regionální osivo získat a používat, lze nalézt v několika publikacích (Scotton et al. 2012, Jongepierová et al. 2012, Jongepierová & Prach 2014, Ševčíková et al. 2014).

- Semena mohou být získána z travního porostu jako součást čerstvě pokosené travní hmoty (zelené seno), která je ihned aplikována na obnovovanou plochu. Tato metoda je používána hlavně v Nizozemí a Německu, a to na orné půdě i jiných stanovištích, např. výsypkách (Kirmer et al. 2014).
- Jestliže je pokosená hmota po seči na louce usušena, může se seno použít přímo jako zdroj semen nebo se před použitím vymlátit (vymláčené seno).
- Při kombajnové sklizni je porost pokosen a vymláčen přímo na místě.
- Při kartáčování jsou semena vyčesávána ze stojícího porostu kartáčovým sklizečem.
- V případě potřeby menšího množství je možné získat osivo i ručním sběrem.
- Byliny je vzhledem ke složitému sběru (rozdílná velikost a doba dozrávání) lepší pěstovat v matečných porostech.

Velkoplošně se druhově bohaté regionální směsi semen při obnově luk na orné půdě používají zatím jen v Bílých Karpatech, kde bylo takto zatravněno již přes 600 ha (Jongepie-



Obr. 11. Rýhonosec *Pseudocleonus grammicus*, fytofágní brouk z čeledi nosatcovití (Curculionidae), který žije na pupavách (*Carlina acaulis* a *C. vulgaris*). V důsledku své nízké mobility (není schopen létat) se vyskytuje pouze na lokalitách s dlouhou historickou kontinuou kosení či pastvy. (F. Trnka)

rová 2008, Jongepierová & Prach 2014, Prach et al. 2013, 2015b, Jongepierová et al. 2015, viz též Jongepierová et al., v tomto sborníku).

Přenos svrchních vrstev půdy nebo celých bloků

Na obnovované lokalitě lze rozhodit svrchní půdní horizonty ze zdrojové lokality nebo přenést celé půdní bloky. Kromě technické a finanční náročnosti je však problémem i poškození zdrojové lokality. Opodstatněná může být tato metoda buď v malém měřítku, nebo tam, kde zdrojová lokalita zaniká (např. postupující těžbou nebo stavbou).

Ideou tohoto opatření je představa, že přenesením půdy či půdních bloků ze zdrojové lokality se začnou žádoucí (cílové) druhy rostlin šířit do okolního degradovaného porostu. Příkladem může být historie opravy 1. obřanského železničního tunelu u Brna, kdy měla v 90. letech minulého století prakticky téměř zaniknout významná lokalita stepní květeny – PP Obřanská stráň. Nakonec došlo mezi ochranou přírody a železničáři ke kompromisu. Z lokality byla v místě opravy tunelu odstraněna v rozsahu asi 200 m² svrchní část půdy včetně vegetačního krytu. Drny byly přemístěny na pozemky původních zahrádek, které se staly součástí rezervace. Místo bylo ohrazeno kameny, takže je do dnešní doby patrné a přesně



Obr. 12. Získávání regionálního osiva kartáčovým sběračem v Pomoraví. (I. Jongepierová)



Obr. 13. Obřanská stráň – fotografie plochy bývalých zahrádek, kam byly v polovině 90. let přeneseny drny z míst později zničených rekonstrukcí tunelu. (L. Tichý)

lokalizovatelné. Z původní stepní vegetace se v místě dosažení udržela převážná část stepních druhů (včetně některých zvláště chráněných) a plochy měly od počátku charakter stepních trávníků. Převážná většina přesazených suchomilných druhů se však dodnes do okolí nerozšířila. Podobné případy byly zaznamenány s přesunem malého množství drnů z původních okolních stepí do vápencového lomu na Hádech a v lomu Dálky u Čebína. V obou případech opět značná část rostlin transport a opětovnou výsadbu přežila, ale většina druhů se do okolí buď nešířila, nebo postupovala jen velmi pozvolna, což dokládají i výsledky sledování z dalších lokalit (Šeffler & Stanová 1999, Klimeš et al. 2010).

Závěry

Možnosti obnovy travinných ekosystémů jsou rozmanité a většina z nich je efektivní. Problémem ale bývá finanční náročnost, nedostatek regionálního osiva či donorových ploch, chybějící zájem a někdy i nevhodná legislativa a administrativní potíže. Do budoucna je však nutné pečovat o všechny stávající zachovalé louky a dále zatravňovat ornou půdu především na vodní či větrnou erozí ohrožených místech. K tomu by měly být používány pokud možno regionální směsi semen nebo alespoň české odrůdy trav a jetelovin. V regionech s nedostatkem druhově bohatých luk, kde je následná kolonizace nevysetými cílovými druhy pomalá, je vhodné přívěsem místních lučních druhů zlepšovat plochy již dříve oseté druhově chudými směsmi trav a jetelovin.

Literatura

Blakesley D., Buckley P. (2016): Grassland restoration and management. – Pelagic Publishing, Exeter.
Brabec J., Bucharová A. & Štefánek M. (2011): Vliv obhospo-

řování na životní cyklus hořečku mnohotvarého českého (*Gentianella praecox* subsp. *bohemica*). – Příroda, Praha 31: 85–109.

Brabec J. (2012): Optimalizace managementu lokalit hořečku mnohotvarého českého. – In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. [eds], Ekologická obnova v České republice, pp. 56–58, AOPK, Praha.

Honsová D., Hejcman M., Klauďisová M., Pavlů V., Kocourková D. & Hák J. (2007): Species composition of an alluvial meadow after 40 years of applying nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer. – Preslia 79: 245–258.

Jírová A., Klauďisová A. & Prach K. (2012): Spontaneous restoration of target vegetation in old fields in a central European landscape: a repeated analysis after three decades. – Applied Vegetation Science 15: 245–252.

Jongepierová I. [ed.] (2008): Louky Bílých Karpat. Grasslands of the White Carpathian Mountains. – ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou.

Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. [eds] (2012): Ekologická obnova v České republice. – AOPK, Praha.

Jongepierová I., Prach K. & Řehouňková K. (2012): Obnova druhově bohatých luk v Bílých Karpatech. – In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. [eds], Ekologická obnova v České republice, pp. 45–46, AOPK, Praha.

Jongepierová I. & Malenovský I. (2012): Obnova travních porostů. Úvod. – In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. [eds], Ekologická obnova v České republice, pp. 35–38, AOPK, Praha.

Jongepierová I. & Prach K. (2014): Grassland restoration in the Czech Republic. – In: Kiehl K., Kirmer A., Shaw N.

& Tischew S. [eds], Guidelines for native seed production and grassland restoration, pp. 198–219. – Cambridge Scholars Publishing, Newcastle upon Tyne.

Jongepierová I., Prach K. & Ševčíková M. (2015): Regionální směsi osiv a jejich problematika. – Zprávy České botanické společnosti 50, Materiály 27: 41–50.

Klimeš L., Jongepierová I., Doležal J. & Klimešová J. (2010): Restoration of species-rich meadow on arable land by transferring meadow blocks. – Applied Vegetation Science 13: 403–411.

Konvička M., Beneš J. & Čížek L (2005): Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. – Sagittaria, Olomouc.

Konvička M., Benes J., Cizek O., Kopecek F., Konvička O. & Vitaz L. (2008): How too much care kills species: grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. – Journal of Insect Conservation 12: 519–525.

Lamers L. P., Vile M. A., Grootjans A. P., Acreman M. C., van Diggelen R., Evans M. G., Richardson C. J., Rochefort L., Kooijman A. M., Roelofs J. G. & Smolders A. J. (2015): Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. – Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society 90: 182–203.

Lencová K. & Prach K. (2011): Restoration of hay meadows on ex-arable land: commercial seed mixtures vs. spontaneous succession. – Grass and Forage Science 66: 265–271.

mládek J., Pavlů V., Hejcman M. & Gaisler J. [eds] (2006): Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. – Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.

Pešout P. (2016): Řízené vypalování porostů. – Ochrana přírody 5: 12–15.

Prach K., Jongepierová I. & Řehouňková K. (2013): Large-scale restoration of dry grasslands on ex-arable land using a regional seed mixture: Establishment of target species. – Restoration Ecology 21: 33–39.

Prach K., Jongepierová I., Řehouňková K. & Fajmon K. (2014): Restoration of grasslands on ex-arable land using regional and commercial seed mixtures and spontaneous succession: Successional trajectories and changes in species richness. – Agriculture, Ecosystems and Environment 182: 131–136.

Prach K., Hájek M., Jongepierová I., Krahulec F., Lencová K. & Řehouňková K. (2015a): Management a obnova travinných ekosystémů. – Zprávy České botanické společnosti 50, Materiály 26.

Prach, K., Fajmon, K., Jongepierová, J. & Řehouňková, K. (2015b): Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. – Applied Vegetation Science 18: 181–189.

Scotton M., Kirmer A. & Krautzer B. [eds] (2012): Praktická příručka pro ekologickou obnovu travních porostů. – ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou.

Straková M. et Jongepierová I. [eds] (in prep.): Krajinné trávníky. – AOPK, Praha. Dostupné na <http://standardy.nature.cz/>.

Šeffler J. & Stanová V. [eds] (1999): Aluviálne lúky rieky Mo-

ravy – význam, obnova a manažment. – Daphne – Centrum pre aplikovanú ekológiu, Bratislava.

Šlechtová A. & Bělohoubek J. (2012): Obnova písčiny v rámci záchranného programu pro hvozdík písečný český. – In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. [eds], Ekologická obnova v České republice, pp. 59–60, AOPK, Praha.

Ševčíková M., Jongepierová I. & Prach K. (2014): Obnova travních porostů s využitím regionálních směsí osiv. – AOPK, Praha. Dostupné na <http://standardy.nature.cz/schvalene-zneni-standardu/>.

Woodcock B. A., Edwards A. R., Lawson C. S., Westbury D. B., Brook A. J., Harris S. J., Masters G., Booth R., Brown V. K. & Mortimer S. R. (2010a): The restoration of phytophagous beetles in species-rich chalk grasslands. – Restoration Ecology 18: 638–644.

Woodcock B. A., Vogiatzakis I. N., Westbury D. B., Lawson C. S., Edwards A. R., Brook A. J., Harris S. J., Lock K. A., Maczey N., Masters G., Brown V. K. & Mortimer S. R. (2010b): The role of management and landscape context in the restoration of grassland phytophagous beetles. – The Journal of Applied Ecology 47: 366–376.

Těšitel J. (2015): Využití poloparazitických rostlin při obnově a managementu travinných společenstev. – Zprávy České botanické společnosti 50, Materiály 26: 51–61.


Těšitel J., mládek J., Horník J., Těšitelová T., Adamec V. & Tichý L. (2017): Suppressing competitive dominants and restoration of natural communities by native parasitic plants: the case of hemiparasitic *Rhinanthus alectorolophus* and dominant grass *Calamagrostis epigejos*. – Journal of Applied Ecology, 54: 1487–1495.



Obr. 14. Druhově bohatý porost v PP U zvonice v CHKO Bílé Karpaty. (I. Jongepierová)

Obnova nivní louky na Vlčím hrdle

Dagmar Uhýrková, Karel Fajmon & Ivana Jongepierová

Lokalizace	 Bzenec, asi 3,7 km JV od kostela, 48° 57' 22" N, 17° 18' 49" E; nadmořská výška 169 m
Ochrana přírody	PO
Obnovená plocha	8 ha
Finanční podpora	Program rozvoje venkova ČR

Abstrakt

V Pomoraví, na lokalitě Vlčí hrdlo u Bzence, už po jedno desetiletí probíhá spontánní sukcese (doplněná pravidelným kosněním) směřující od opuštěného pole k nivní louce. Obnovovaný luční porost je od počátku (2008) botanicky sledován. Dosavadní výsledky ukazují slibný vývoj k cílové vegetaci, reprezentované sousední aluviální loukou.

Popis lokality

Území náleží dle regionálního geomorfologického členění do Vídeňské pánve, což je vnitrohorská sníženina vyplněná neogenními mořskými a sladkovodními sedimenty. Ty jsou v současnosti překryty naplavenými kvaternárními usazeninami, od štěrkovitých po jílovité, na nichž je vyvinut půdní typ fluvizem glejová. Klimaticky území spadá do teplé oblasti T4 (Mackovčín et al. 2007, Uhýrková 2013, Uhýrková et al. 2014, <http://mapy.nature.cz>).

V těsné blízkosti lokality vede napřímené koryto říčky Syrovínky, která je pravostranným přítokem řeky Moravy. V sousedství se nachází zatím nevyužívané jímací území, které patří k chráněné oblasti přirozené akumulace vod (CHOPAV) „Kvartér řeky Moravy“ (<http://heis.vuv.cz/>) a do budoucna může ovlivnit vodní poměry lokality.



Obr. 1. Pohled na Vlčí hrdlo v roce 2011. (J. W. Jongepier)

Ještě v polovině 20. století byla lokalita součástí rozsáhlého komplexu nivních luk s roztroušenými vrbami. Velká část těchto luk, včetně lokality Vlčí hrdlo, však byla kromě zbytku koryta někdejšího vodního toku (viz Obr. 3) v 70. letech rozorána a následně užívána jako pole. Část nebyla obhospodařována vůbec a zarostla dřevinami. Vzniklo zde zajímavé společenstvo mokřadních olšin s ostřicí vyvýšenou (*Carex elata*), fytoecologicky blízké asociaci *Carici elongatae-Alnetum glutinosae*, variantě s zblochanem vodním (*Glyceria maxima*). Zbylé louky (Ondrovská) byly negativně ovlivněny intenzifikací, zejména nadměrným hnojením.

Výchozí stav

Po povodních v roce 1997 stoupla hladina podzemní vody natolik, že se obhospodařování těžkou technikou na Vlčím hrdle velmi zkomplikovalo. V roce 2008 se zde přestalo orat a pole se stalo úhorem, který se vyvíjí samovolnou sukcesí zpět v nivní louku (Uhýrková et al. 2014). Pro tuto obnovu je kromě pravidelné seče velkou podporou dobrá zásoba diaspor druhů původních nivních luk v okolí, především na přilehlé louce Ondrovská a v nikdy nerozoraných trvale podmačených částech samotného Vlčího hrdla.

Cíle obnovy

Obnova nivní louky blízké vegetaci vysychavých kontinentálních zaplavovaných luk asociace *Cnidio dubii-Deschampsietum cespitosae* s rozptýlenými solitárními vrbami.

Cíle sledování

Zhodnotit úspěšnost a rychlost spontánní sukcese při obnově nivní louky.

Popis opatření

Obnovná opatření

Ponechání spontánní sukcese.

Pro dlouhodobou perspektivu obnovy a zachování luk je důležitý také výkup pozemků do vlastnictví Českého svazu ochránců přírody a jejich převod z kultury orná půda do kultury trvalý travní porost.



Obr. 2. Monitoring jedné z trvalých ploch v roce 2016. (K. Fajmon)



Obr. 3. Mapa Vlčího hrdla, sousední louky Ondrovská a okolí. – Žlutá kolečka označují trvalé monitorovací plochy (viz Obr. 4). Podkladová data © ČÚZK.

Managementová opatření

Od roku 2009 je lokalita kosena jednou ročně na přelomu května a června, případně ještě jednou v srpnu či září. Seno je shrabáno a odvezeno.

Metodika sledování

V roce 2008 byl výchozí stav vegetace na čerstvém úhuru na lokalitě zachycen třemi fytoecologickými snímky (o velikosti 4 × 4 m). Pravidelný vegetační monitoring (s využitím procen-

tické stupnice pokryvnosti) začal v roce 2012, kdy zde byly při zápisu trvale fixovány čtyři plochy 4 × 4 m (viz Obr. 3), tři z nich zhruba v místech zápisu snímků z roku 2008. Současně byla zaznamenána stejně velká referenční plocha v zachovalé části louky Ondrovská, která reprezentuje přibližný cílový stav. K dokreslení celkové vegetační charakteristiky obou sousedících lokalit (Vlčího hrdla a Ondrovské) bylo několik fytoecologických snímků zapsáno také v nekosených mokřadních částech (podrobnosti viz Uhýrková 2013).

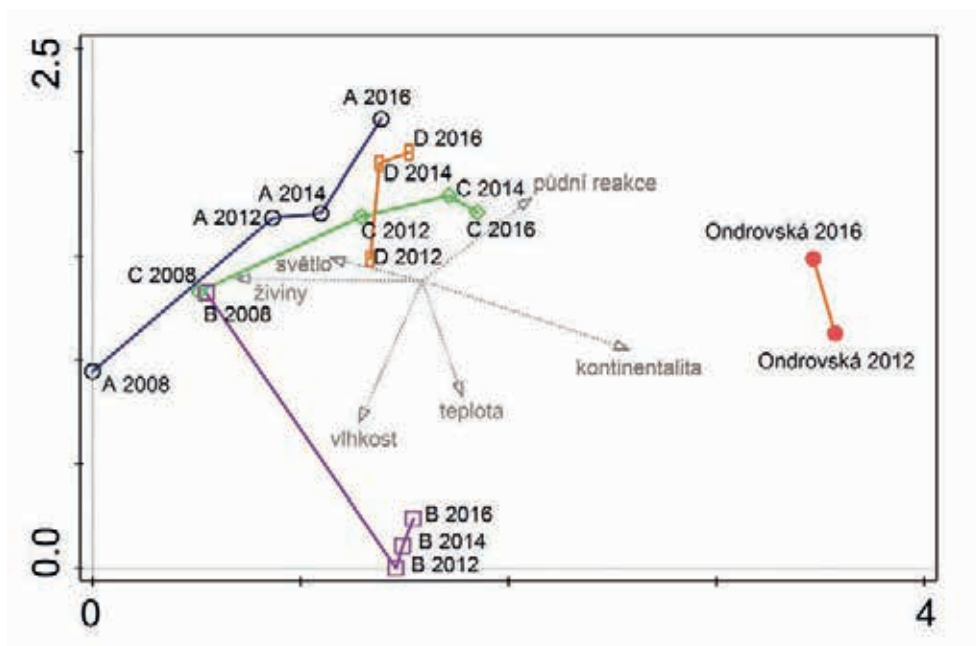
Trvalé plochy na úhuru jsou zapisovány každé dva roky, dosud tedy v letech 2014 a 2016. Referenční plocha na louce Ondrovská byla pomocí GPS dohledána a znovu zapsána v roce 2016 (kdy byla též trvale fixována).

Kromě fytoecologického snímkování byly lokality Vlčí hrdlo i louka Ondrovská v roce 2012 podrobně prozkoumány také floristicky (Uhýrková 2013). Pronikání lučních druhů do úhuru je nadále orientačně sledováno také mimo trvalé plochy.

Výsledky

Vegetace na úhuru se vyvíjí přibližně směrem k vegetaci referenční nivní louky Ondrovská, ale rychlá počáteční změna z vegetace s převahou jednoletých plevelů na vegetaci s vytrvalými plevy a prvními lučními druhy (zejména generalisty) přechází do mnohem pomalejší fáze dosycování dalšími druhy adaptovanými na pravidelné kosnění, včetně specifických druhů kontinentálních zaplavovaných luk. Doba trvání této fáze může být velmi dlouhá a bude pro různé části lokality různá, odvislá od vzdálenosti ke zdrojům diaspor cílových druhů.

Celkové změny ve vegetaci v rozmezí let 2008–2016 ukazuje ordinační diagram DCA vytvořený v programu Canoco



Obr. 4. Ordinační diagram DCA zápisů z trvalých ploch na Vlčím hrdle (prázdné symboly) a louce Ondrovská (plná kolečka). – Písmena u prázdných barevných symbolů odpovídají kódům trvalých ploch v mapě na Obr. 3, letopočty značí roky snímkování. Šedou barvou jsou znázorněny průměrné Ellenbergovy indikační hodnoty, pasivně promítnuté do diagramu pro nastínění některých hlavních gradientů. Posuny mezi lety 2008 a 2012 u zápisů z úhoru jsou částečně způsobeny také fyzickým posunutím zapisovaných ploch, poněvadž v roce 2008 nebyly plochy fixovány a v roce 2012 byly dohledávány jen podle zákresů v leteckém snímku. Podobně tomu může být u referenčních zápisů z louky Ondrovská, kde však byla plocha v druhém roce snímkování dohledávána pomocí souřadnic a přístroje GPS.



Obr. 5. Konitrud lékařský (*Gratiola officinalis*). (K. Fajmon)

5 (Šmilauer & Lepš 2014) na Obr. 4 s pasivně promítnutými průměrnými Ellenbergovými indikačními hodnotami (Ellenberg 1991, Tichý 2002). Z diagramu jsou patrné rozdíly mezi jednotlivými trvalými plochami, které jsou dány mj. mikrostano-
vištními podmínkami. Nejvýraznější se liší plocha B, situ-
ována v mělké ploché terénní sníženině s déle setrvávajícím
zaplavením půdního povrchu. V posledních letech zůstává
poměrně stabilní, zřejmě kvůli lepšímu zásobení vodou. Zdá
se totiž, že vegetační změny ve sledovaném období jsou do
značné míry ovlivněny také dlouhodobým poklesem hladiny
podzemní vody kvůli častějším výskytům extrémně suchých
period v celém širokém regionu. To, že změny vegetace sou-
visí s poklesem vlhkosti, naznačuje také souvislost mezi-
ročních změn se směrnici Ellenbergovy indikační hodnoty pro
vlhkost.

Nejméně od roku 2012 se na úhoru Vlčího hrdla trvale vysky-
tují některé druhy vázané na nivní louky a mokřady, které se
zřejmě zachovaly na nerozoraných místech při okrajích býva-
lého vodního toku (Uhýrková 2013). Kromě běžných druhů
s ruderalní tendencí, jako jsou ostřice srstnatá (*Carex hirta*),
pcháč šedý (*Cirsium canum*), oman britský (*Inula britannica*)
nebo jitrocel chudokvětý (*Plantago uliginosa*), jsou to i někte-
ré druhy vzácné: konitrud lékařský (*Gratiola officinalis*), šišák
hrálovitý (*Scutellaria hastifolia*) a řeřišnice Matthioliho (*Carda-
mine matthioli*). Jen v roce 2012 byla nalezena také divizna
švábovitá (*Verbascum blattaria*). V roce 2016 se v úhoru blíz-
ko louky Ondrovská podařilo dohledat dokonce i violku nízkou
(*Viola pumila*). Okrajové části úhoru, ať už podél mokřin v bý-
valém vodním toku, nebo při hranicích s trvalou loukou, jsou
tedy většinou druhově bohatší než centrální úhorové části.

Vývoj úhoru v nivní louku je brzděn expanzí třtiny křovištní
(*Calamagrostis epigejos*) a hojným výskytem plevelného
pcháče osetu (*Cirsium arvense*) a invazních neofytů – zla-
tobýlu obrovského (*Solidago gigantea*), méně těž hvězdnice
kopinaté (*Symphyotrichum lanceolatum*), vázané spíše na
nekosené okraje.

Nové poznatky a doporučení

Výsledky sledování prvních osmi let obnovy naznačují, že
spontánní sukcese je v zájmovém území vhodným a funkč-
ním způsobem obnovy, je to však dlouhodobý proces.

Vzhledem k tomu, že tu mají dosud poměrně velkou pokryv-
nost vytrvalé plevely, zejména pcháče oset (*Cirsium arvense*),
expanzivní třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a invazní
zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*), je v rámci obnovního
managementu vhodná seč dvakrát ročně.

Pro podporu některých živočichů by pak do budoucna (až od-
padne hrozba nového zaplevelení části porostu oddálením
seče na letní měsíce) bylo vhodné druhou seč omezit pouze
na vlhké roky a první seč rozdělit do dvou až tří termínů, od
konce května do konce srpna.

Dlouhodobě zamokřené plochy v okolí bývalého vodního
toku, které není možné běžně kosit, je vhodné kosit alespoň
v suchých letech, nebo z nich odstraňovat biomasu jednou
za několik let za zimních holomrazů.

Pro obnovu krajinného rázu i větší stanovištní pestrosti bude
na lokalitě postupně vysazeno několik solitérních stromo-
vých vrb bílých (*Salix alba*) nebo v. křehkých (*S. euxina*).

Poděkování

Děkujeme Českému svazu ochránců přírody, který v rámci
programu Místo pro přírodu vykupuje zájmové parcely, a Na-
daci Veronica, která poskytla finanční příspěvek na výkup
pozemků. Za údržbu lokality děkujeme společnosti VSV, a.s.
Vracov. Anežce Bartošové děkujeme za monitoring výchozího
stavu v roce 2008.

Literatura


- Ellenberg H., Weber H. E., Dull R., Wirth V., Werner W. & Pau-
lissen D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuro-
pa. – Scripta Geobotanica 18: 1–248.
- Mackovčín P., Jatiová M., Demek J. & Slavík P. [eds] (2007):
Brněnsko. – In: Mackovčín P. [ed.], Chráněná území ČR,
svazek IX., pp. 1–932, AOPK ČR, Praha a EkoCentrum
Brno.
- Šmilauer P. & Lepš J. (2014): Multivariate analysis of ecologi-
cal data using Canoco 5. 2nd Ed. – Cambridge University
Press, Cambridge.
- Tichý L. (2002): JUICE, software for vegetation classification.
– Journal of Vegetation Science 13: 451–453.
- Uhýrková D. (2013): Floristická studie lokality Vlčí hrdlo
v nivě Moravy u Bzence. – Ms.; bakal. pr., depon. in Fa-
kulta životního prostředí, Univerzita J. E. Purkyně, Ústí
nad Labem.
- Uhýrková D., Fajmon K. & Jongepierová I. (2014): Vlčí hrdlo,
lokalita vykupovaná v rámci programu „Místo pro příro-
du“. Ochranný plán 2014. – Ms.; depon. in ZO ČSOP
Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou. Dostupné na [http://
csop.bilekarpaty.cz/storage/ochranarsky-plan.pdf](http://csop.bilekarpaty.cz/storage/ochranarsky-plan.pdf).



Obr. 6. Úhor byl již v roce 2012 hojně kolonizován kopretinou bílou (*Leucanthemum vulgare*). (D. Uhýrková)

Obnova druhově bohatých luk v Bílých Karpatech

Ivana Jongepierová, Karel Prach, Karel Fajmon, Eliška Malaníková, Igor Malenovský & Lukáš Spitzer

Lokalizace	 Bílé Karpaty; nadmořská výška 250–610 m
Ochrana přírody	CHKO, EVL
Obnovená plocha	560 ha na 40 lokalitách regionální směsí semen; ca 250 ha spontánní sukcesí a ca 7000 ha komerční jetelotravní směsí semen
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP, SAPARD, Program rozvoje venkova ČR

Abstrakt

V letech 2009–2014 byl v Bílých Karpatech studován vývoj vegetace a společenstev fytofágního hmyzu na bývalé orné půdě zatravněné v průběhu posledních desetiletí regionální směsí semen, komerční směsí semen nebo spontánní sukcesí. Součástí studie bylo srovnání s referenčními lokalitami, tj. trvale existujícími loukami v okolí. Výsledky ukázaly, že dochází k postupnému obohacování založených travních porostů o nevyseté luční druhy a šíří se sem i další organis-

my. Kříši, ploštice a fytofágní brouci vytvářejí na obnovených plochách poměrně rychle druhově bohatá společenstva. Pro denní motýly obnovené plochy zatím nepředstavují příliš atraktivní biotopy. Například na nejstarších lokalitách zatravněných regionální směsí se po 15 letech vývoje vyskytuje v průměru o deset druhů denních motýlů méně než na referenčních lokalitách a vesměs na nich zatím chybějí náročnější ohrožené druhy.

Výchozí stav

V druhé polovině 20. století bylo v Bílých Karpatech rozoráno několik tisíc hektarů luk. Po roce 1989 (vzácně i dříve) byla většina takto vzniklých polí postupně znovu zatravněna, neboť se až na výjimky jednalo o plochy pro dlouhodobé rolnické využívání nevhodné. Některá pole byla ponechána spontánní sukcesí, ale většina byla zatravněna použitím komerčních jetelotravních směsí. Tyto směsi byly ovšem jednostranně zaměřené na vysokou produkci, neodpovídaly místním specifickým podmínkám a postrádaly většinu běžných bylin, důležitých jak pro biodiverzitu, tak i z hlediska zdraví a výživy hospodářských zvířat. Z těchto důvodů na začátku 90. let dvacátého století zahájila ZO ČSOP Bílé Karpaty přípravu druhově bohaté regionální travinobylinné osevní směsí ve spolupráci se Správou CHKO Bílé Karpaty a Výzkumnou stanicí travinářskou v Rožnově-Zubří, která byla postupně aplikována až na výše uvedenou rozlohu.

Abiotické podmínky

Půdní chemické analýzy (půdní vzorky byly odebrány na všech studovaných lokalitách přibližně z hloubky 5 cm) indikují mírně kyselé až bazické půdy (pH 5,3–8,9 – obnovené plochy; 5,3–7,6 – trvalé louky) a poněkud variabilní obsah živin, zřejmě ovlivněný vedle přírodních podmínek i předchozím způsobem obhospodařování orné půdy. Obsah organické hmoty na obnovených plochách tvoří 5,1–17,1 %, na trvalých loukách 8,3–24,8 %.

Celkový dusík nabývá na obnovených plochách hodnot mezi 1282 a 4864 mg.kg⁻¹, na trvalých loukách mezi 1596

a 7516 mg.kg⁻¹, fosfáty pak na obnovených plochách mezi 10 až 195 mg.kg⁻¹ a na trvalých loukách mezi 7 a 111 mg.kg⁻¹. Obsah vápníku je na obnovených plochách 694–70420 mg.kg⁻¹ a na trvalých loukách 1086–7471 mg.kg⁻¹.

Průměrná roční teplota se na studovaných lokalitách pohybuje mezi 7 až 9 °C, průměrné roční srážky pak mezi 500 až 900 mm.

Cíle obnovy

Vytvoření druhově bohatých luk, zvýšení biodiverzity, omezení eroze, zlepšení vzhledu krajiny, zlepšení kvality sena.



Obr. 2. Modrásek komonicový (*Polyommatus dorylas*). (J. Zavřel)

Popis opatření

rok	obnovná opatření
1990	orná půda na některých lokalitách přestala být obhospodařována a byla zatravněna spontánní sukcesí, od konce 90. let jsou tyto plochy pravidelně jednou ročně koseny ve větší míře začalo zatravňování komerčními jetelotravními směsmi
1993–1995	semena běžných lučních druhů byla sbírána na druhově bohatých loukách Bílých Karpat
1994 – dosud	pěstování osiva bylin v matečných porostech
1999–2006	používání kombajnu ke sběru místních trav, zvláště svehpu vzpřímeného (<i>Bromus erectus</i>)
2007 – dosud	semena (převážně trav) sklízena kartáčovým sběračem, který byl sestaven podle vzoru vyvinutého britskou společností Emorsgate Seeds
1999 – dosud	vysévána regionální travinobylinná směs obsahující 85–90 % trav, 3–5 % jetelovin a 7–10 % dalších bylin (váhová procenta); dle možnosti je tvořena 20–30 druhy regionálních bylin a trav; optimální výsevek je 17–20 kg.ha ⁻¹ , výsev je možný na jaře i na podzim; do roku 2017 místní zemědělci každoročně zatravňili touto směsí okolo 20–50 ha.
	managementová opatření
	kosení 2× ročně alespoň v prvních dvou letech po zatravnění je potřebné k omezení plevelů, poté na sušších lokalitách stačí 1× ročně
	brzká seč (1. polovina června) potlačuje trávy a podporuje byliny
	podzimní pastva otav podporuje biodiverzitu
	obnova solitérních stromů, především dubů a lip, zlepšuje vzhled krajiny a kdále zvyšuje biodiverzitu

Metodika sledování

rok	botanika
1999–2004, 2009	sledována sukcese (cévnaté rostliny, půdní fauna) po zatravnění na pokusných trvalých plochách na lokalitě Výzkum (Jongepierová et al. 2007; Jongepierová 2008; Mitchley et al. 2012)
2009; 2014	sledování sukcese (cévnaté rostliny) na 35 plošně rozsáhlých lokalitách zatravněných regionální směsí semen (Prach et al. 2013)
2010–2013	sledování sukcese (cévnaté rostliny) na 31 lokalitách zatravněných komerční směsí, 16 lokalitách ponechaných spontánní sukcesí, získání dat z 23 referenčních trvalých luk (Prach et al. 2013, 2014, 2015, Jongepierová & Prach 2014, Jongepierová et al. 2015, Johanedisová et al. 2014)
	Na každé z 82 studovaných zatravněných lokalit (regionální směsí, komerční směsí a spontánně) byly zapsány 3 fytoecologické snímky, které byly porovnány s obdobně získanými snímky z referenčních trvalých luk (23 lokalit). Stáří detailněji zkoumaných bývalých polí se pohybovalo od 1 do 31 let od zatravnění, v případě polí zatravněných regionální travní směsí zatím jen do 15 let.



Obr. 1. Zatavnění regionální směsí na Vojšických loukách. (I. Jongepierová)

rok	zoologie
2012–2013	sledování společenstev fytofágního hmyzu (denní motýli, křísi, ploštice) na 16 lokalitách zatravněných regionální směsí a 16 referenčních trvalých loukách (Malaníková 2016)
2014	sledování společenstev fytofágního hmyzu (denní motýli, křísi, ploštice, fytofágní brouci) na 17 lokalitách (vybraných ze souboru lokalit, na nichž byl sledován vývoj vegetace): 4 zatravněné regionální směsí, 4 zatravněné komerční směsí, 4 ponechané spontánní sukcesi a 5 referenčních trvalých luk
	Na každé z celkem 24 sledovaných zatravněných lokalit a 19 referenčních trvalých luk (čtyři lokality s regionální směsí a dvě trvalé louky byly v období 2012–2014 sledovány opakovaně) byly odebrány standardizované vzorky hmyzu (křísi, ploštice, fytofágní brouci) metodou smýkání travního porostu třikrát za sezónu (na konci jara, začátku a konci léta). Údaje o denních motýlech byly získány metodou pozorování za jednotku času (Kadlec et al. 2012) během dvou návštěv každé lokality v časném a pozdním létě.

Výsledky

Botanika

Všechny tři metody zatravnění rámcově směřují k vegetaci odpovídající referenčním trvalým loukám, ale jejich trajektorie se poněkud liší (Obr. 6). Na lokalitách zatravněných spontánně nebo komerční směsí semen se větší měrou uplatňují druhy typické pro mezofilní louky (svazu *Arrhenatherion elatioris*), zatímco lokality zatravněné regionální směsí semen obsahují větší počet druhů xerothermních luk, tedy hlavního cílového společenstva (svazu *Bromion erecti*). Na nich se z vyséváných 44 druhů úspěšně uchytilo 43. Na starších lokalitách, bez ohledu na způsob zatravnění, bylo celkem nalezeno dalších 44 spontánně uchytených (nevysetých) cílových druhů, i když většinou s malou pokryvností. Ze vzácných druhů to byly např. kozinec dánský (*Astragalus danicus*) a hořec křížatý (*Gentiana cruciata*). Počet nevysetých cílových druhů na lokalitě přitom vzrůstá v závislosti na čase od zahájení obnovy a blízkosti zdroje semen v okolí (Prach et al. 2015, Jongepierová et al. 2015). Na všech studovaných zatravně-

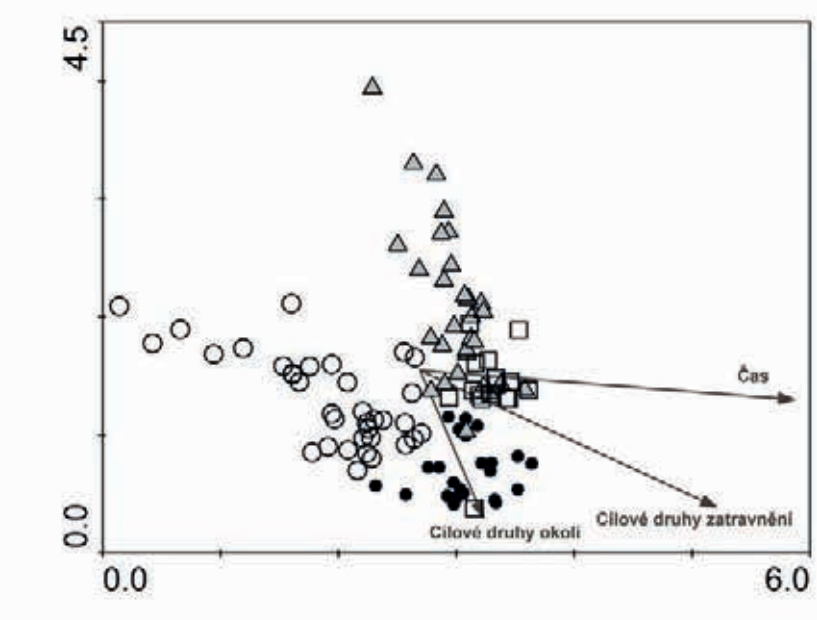
ných lokalitách bylo dohromady zaznamenáno 328 druhů cévnatých rostlin, z nichž 87 patří ke druhům cílovým.

V průměru lze říci, že proces obnovy druhově bohatých bělo-karpatských luk je co do procenta uchycených cílových druhů asi v polovině cesty. Částečně zřejmě můžeme i nadále spoléhat na spontánní kolonizaci cílovými druhy, uvažovat lze i o dosevech druhů, které se zatím neuchytily.

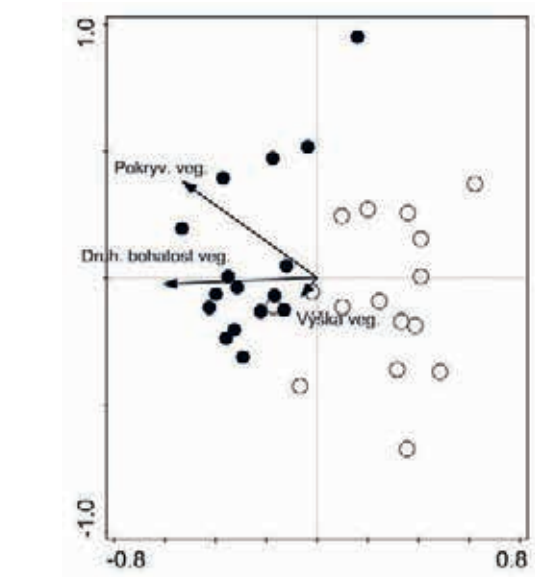
Ze zkoumaných skupin faktorů ovlivňujících vývoj vegetace zatravněných ploch směrem k referenčním loukám se jako nejvýznamnější ukázaly způsob zatravnění a chemismus půdy, následované krajinným kontextem (dostupností diaspor v okolí).

Zoologie

Celkem bylo na obnovených lokalitách zjištěno 87 druhů křísů, 96 druhů ploštic, 66 druhů mandelinkovitých brouků, 109 druhů nosatcovitých brouků a 76 druhů denních motýlů (včetně vřetenušek).

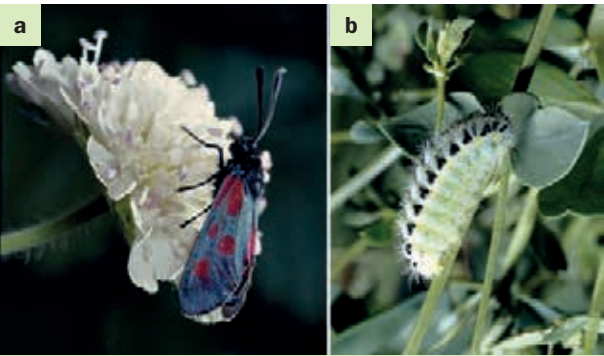


Obr. 3. Nepřímá gradientová analýza (ordinační metoda DCA) vegetačních snímků z bývalých polí zatravněných regionální směsí (prázdná kolečka), komerční travní směsí (trojúhelníčky) a spontánní sukcesi (čtverečky) ve srovnání s pasivně promítnutými trvalými (referenčními) loukami (plná kolečka). Jako pasivně vložené proměnné byly použity čas od zatravnění a počty nevyséváných cílových druhů – jednak uchycených na zatravněných plochách, jednak rostoucích v jejich okolí. Patrná je konvergence různě zatravněných ploch vzájemně a směrem k trvalým plochám. Převzato z práce Prach et al. (2015).



Obr. 4. Nepřímá gradientová analýza (ordinační metoda PCA) vzorků křísů z 16 bývalých polí zatravněných regionální směsí (prázdná kolečka) ve srovnání se 16 trvalými (referenčními) loukami (plná kolečka) v jejich blízkém okolí (údaje z let 2012–2013). Jako pasivně vložené proměnné byly použity druhová bohatost vegetace, její výška a pokryvnost. Z rozdělení lokalit podél první ordinační osy jsou patrné odlišnosti v druhovém složení společenstev křísů mezi oběma typy ploch.

U křísů, ploštic ani fytofágních brouků se průměrné celkové počty jedinců ve vzorcích, celková druhová bohatost, ani počty ochránářsky významných druhů (druhů z Červeného seznamu, Farkač et al. 2005) mezi obnovenými a referenčními plochami statisticky významně nelišily: obnovené plochy se tak svojí α -diverzitou těchto skupin hmyzu již v současnosti vyrovnají zachovalým lučním porostům v okolí. Druhové složení jejich společenstev však bylo na zatravněných lokalitách oproti původním loukám odlišné, což bylo možné vysvětlit především dosud odlišnou druhovou bohatostí a druhovým složením vegetace a v případě křísů i její odlišnou prostorovou strukturou (nižší celkovou pokryvností bylinného patra na plochách obnovených regionální směsí), (viz. Obr. 4).



Obr. 5a. Vřetenuška komonicová (*Zygaena viciae*) – jeden z mnoha druhů motýlů, které se často vyskytují na zachovalých bělo-karpatských loukách, ale na obnovených lokalitách v době sledování dosud chyběly (s výjimkou některých nejstarších ploch osetých komerční směsí). **Obr. 5b.** Její housenky se vyvíjejí na různých druzích bobovitých bylin. (R. Hrabák, archiv Moravského zemského muzea v Brně)

Řada druhů hmyzu charakteristických pro zachovalé bělo-karpatské louky – ať už specializovaných na některé druhy rostlin nebo preferujících strukturně komplexnější travní porosty – na obnovených lokalitách zcela chyběla nebo byla vzácná. Na druhou stranu ale byla část druhů křísů, ploštic a brouků nalezena ve větším množství jedinců především na zatravněných lokalitách, zatímco na zachovalých loukách v okolí tyto druhy vesměs chyběly. Kromě jinak hojných druhů pionýrských a ruderálních to bylo i několik ochránářsky významných taxonů, často specializovaných na biotopy krátkostébelných xerothermních trávníků – z křísů např. pěnodějka nahnědlá (*Neophilaenus infumatus*) či plochulka tečkovaná (*Tettigometra impressopunctata*). Nově zatravněné plochy tak zřejmě mohou zvyšovat α -diverzitu daných skupin hmyzu ve studované oblasti. Druhové složení společenstev křísů, ploštic a nosatců se přitom na plochách zatravněných různými způsoby ve velké míře překrývalo. U společenstev mandelínek byly referenčním plochám svým druhovým složením nejpodobnější plochy ponechané samovolné sukcesi. U nosatců bylo na plochách osetých regionální směsí zaznamenáno nejvíce jedinců. Pro žádnou z modelových skupin hmyzu však nebyl statisticky potvrzen rozdíl v druhovém složení společenstev mezi plochami s různými způsoby obnovy.

Bohužel ne všechny sledované skupiny hmyzu reagovaly na obnovu travních porostů na orné půdě takto rychle a pozitivně. Společenstva denních motýlů na obnovených plochách byla ve srovnání s trvalými loukami všeobecně výrazně chudší na druhy (včetně těch ohrožených) i jedince. V roce 2014 se zachovalým lučním porostům v tomto ohledu nejvíce blížily nejstarší plochy oseté komerční směsí (průměrné stáří v době sledování 22 ± 8 let), naopak relativně mladší plochy oseté regionální směsí (11 ± 3 let) byly na motýly nejchudší. Nejhojnějšími motýlími druhy na obnovených plochách byly okáč luční (*Maniola jurtina*) a okáč poháňkový (*Coenonympha pamphilus*), pro které je charakteristická schopnost osídlovat i intenzivně obhospodařované travní porosty s minimální druhovou diverzitou bylin.

Většina sledovaných obnovených lokalit má stále charakter rozlehlých homogenních ploch postrádajících solitérní stromy či křoviny, které motýlům slouží např. jako úkryty před nepříznivým počasím i jako místa odpočinku. Prostorová struktura i složení vegetace na těchto plochách se navíc stále výrazně liší od zachovalých lučních porostů (viz výše) a zřejmě postrádá i mnoho nektarodárných druhů rostlin, které dospělci



Obr. 6. Pěnodějka stepní (*Neophilaenus campestris*) patřila v době sledování k nejpočetnějším druhům křísů v obnovených travních porostech. (M. Polášek)

motýlů vyžadují jako zdroj potravy. Přesto byly ojediněle na zatrávněných plochách sledovány i slabé populace některých pro Bílé Karpaty typických lučních a v současnosti ohrožených druhů motýlů, např. perleťovce dvouřadého (*Brenthis hecate*) nebo modráska komonicového (*Polyommatus dorylas*). Plnohodnotná obnova společenstev denních motýlů však pravděpodobně bude trvat ještě mnoho let a bude možná pouze za předpokladu zvýšení prostorové pestrosti zatrávněných ploch v souvislosti s obnovou chybějících krajinných struktur, jako jsou solitérní dřeviny, sady, meze, křoviny apod.

Nové poznatky a doporučení

Výsledky ukázaly, že v oblasti Bílých Karpat, kde doposud v krajině existuje bohatá zásobárna semen cílových lučních druhů, dochází k postupnému obohacování založených travních porostů o nevyseté luční druhy a šíří se sem i další organismy. Výsev regionálních směsí tuto sukcesi v případě vegetace zrychluje o více než 10 let a ovlivňuje její směřování k sušším loukám svazu *Bromion erecti*, typickým pro Bílé Karpaty, místo k mezickým loukám svazu *Arrhenatherion elatioris*, ke kterým spíše směřují bývalá pole zatrávněná komerční travní směsí a spontánní sukcesí. Jednotlivé skupiny fytofágního hmyzu reagují na obnovu luk různou rychlostí. Zatímco křísi, plošnice a fytofágní brouci na obnovených plochách poměrně rychle vytvářejí druhově bohatá společenstva, pro většinu druhů denních motýlů obnovené plochy zatím nepředstavují příliš atraktivní biotopy. Tento stav by mohla do budoucna zlepšit výsadba solitérních dřevin a navýšení množství nektarodárných druhů rostlin, ať už cíleným dosevem nebo jejich spontánním uchycením.

Poděkování

Děkujeme Liboru Fialovi a Ing. Františku Kopečkovi za provedení monitoringu denních motýlů, Mgr. Petru Kmentovi, Ph.D., doc. ing. Janu Bezděkovi, Ph.D. a ing. Robertu Stejskalovi, Ph.D. za determinaci ploštic, mandelinek a nosatců. Za pomoc při botanickém monitoringu děkujeme Karle Vincencové. Práce byla podpořena grantem GA ČR P504-10-0501, částečně i GA ČR 17-09979S, výzkumným projektem RVO67985939 a dotacemi z národního programu ČSOP „Ochrana biodiverzity“ v letech 2012–2014.

Literatura

Farkač J., Král D. & Škorpík M. [eds] (2005): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. – AOPK ČR, Praha.

Johanidesová E., Fajmon K., Jongepierová I. & Prach K. (2014): Spontaneous colonization of restored dry grasslands by target species: restoration proceeds beyond sowing regional seed mixtures. – Grass and Forage Science 70: 631–638.

Jongepierová I. [ed.] (2008): Louky Bílých Karpat. Grasslands of the White Carpathian Mountains. – ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou.

Jongepierová I., Mitchley J. & Tzanopoulos J. (2007): A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. – Biological Conservation 139: 297–305.

Jongepierová I. & Prach K. (2014): Grassland restoration in the Czech Republic. – In: Kiehl K., Kirmer A., Shaw N. & Tischew S. [eds], Guidelines for native seed produc-

tion and grassland restoration, pp. 198–219, Cambridge Scholars Publishing, Newcastle upon Tyne.

Jongepierová I., Prach K. & Ševčíková M. (2015): Regionální směsi osiv a jejich problematika. – Zprávy České botanické společnosti 50, Materiály 27: 41–50.

Kadlec T., Tropek R. & Konvička M. (2012): Timed survey and transect walks as comparable methods for monitoring butterflies in small plots. – Journal of Insect Conservation 16: 275–280.

Malaníková E. (2016): Obnova druhově bohatých travních porostů v Bílých Karpatech z hlediska fytofágního hmyzu. – Ms.; dipl. pr., depon. in Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie, Brno.

Mitchley J., Jongepierová I. & Fajmon K. (2012): The use of regional seed mixtures for the recreation of species-rich meadows in the White Carpathian Mountains: results of a ten-year experiment. – Applied Vegetation Science 15: 253–263.

Prach K., Fajmon K., Jongepierová I. & Řehounková K. (2015): Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. – Applied Vegetation Science 18: 181–189.

Prach K., Jongepierová I. & Řehounková K. (2013): Large-scale restoration of dry grasslands on ex-arable land using a regional seed mixture: establishment of target species. – Restoration Ecology 21: 33–39.


Prach K., Jongepierová I., Řehounková K. & Fajmon K. (2014): Restoration of grasslands on ex-arable land using regional and commercial seed mixtures and spontaneous succession: Successional trajectories and changes in species richness. – Agriculture, Ecosystems and Environment 182: 131–136.



Obr. 7. Výsadba solitérní zeleně na plochách zatrávněných regionální směsí v ochranném pásmu NPR Čertoryje. (I. Jongepierová)

Obnova diverzity porostů se třtinou křovištní

Jakub Těšitel & Jan Mládek

Lokalizace	 Švihov, 49°50'08" N, 15°51'44" E; České Budějovice, 48°58'33" N, 14°26'47" E; Vojšické louky, 48°50'54" N, 17°25'39" E; Návojná, 49°06'41" N, 18°03'00" E; nadmořská výška 390–440 m
Ochrana přírody	CHKO, NPR, EVL
Obnovená plocha	maloplošné experimenty
Finanční podpora	GA ČR 14-26779P

Abstrakt

Expanze třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*) představuje závažnou komplikaci obnovy a udržování druhově bohatých lučních porostů ve střední Evropě. Na maloplošných experimentech zde ukazujeme, že pomocí vhodně provedeného výsevu poloparazitických druhů rodu kokrhel lze dominanci třtiny křovištní potlačit a zároveň podpořit charakteristické rostliny druhově bohatých luk.

Úvod

Třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) je konkurenčně silná klonální tráva. V posledních dekádách se značně rozšířila v krajině a expanduje i do polopřirozených druhově bohatých lučních porostů, ze kterých následně vytlačuje konkurenčně slabší druhy. Třtině vyhovuje extenzivní obhospodařování, doporučené pro údržbu a zachování pestrosti těchto společenstev. Potlačení třtiny standardními zásahy je velmi obtížné. Vhodnou alternativu by však mohl představovat výsev poloparazitických rostlin, které dokážou oslabit třtinu podzemní parazitací.

Princip tohoto nového managementu spočívá v připojení kokrhelů pomocí speciálních přísavek, tzv. haustorií, na kořenový systém třtiny (Obr. 1), který je na rozdíl od bylin velice náchylný na parazitaci. Z dřevních cévních svazků (xylém) vysává kokrhel vodu a v ní rozpuštěné živiny (minerální prvky i uhlík). Tímto kokrhel třtinu hodně oslabuje v růstu a během jarních měsíců ji tak často zastíní buď sám nebo i okolní vegetace. Třtina tak postupně vyčerpá všechny zásobní látky a během 2–3 sezón se z lučního společenstva prakticky zcela ztrácí.

Popis lokalit

Lokalita Švihov reprezentovala na začátku pokusu degradovanou vegetaci střídavě vlhkých bezkolencových luk svazu *Molinion caeruleae*. V Českých Budějovicích byl experiment umístěn do ruderalní vegetace v post-industriální zóně. Plochy se třtinou na lokalitách Švihov a České Budějovice byly před zahájením experimentu v roce 2012 dlouhodobě opuštěné (více než 10 let). Naopak experimentální plochy na Voj-

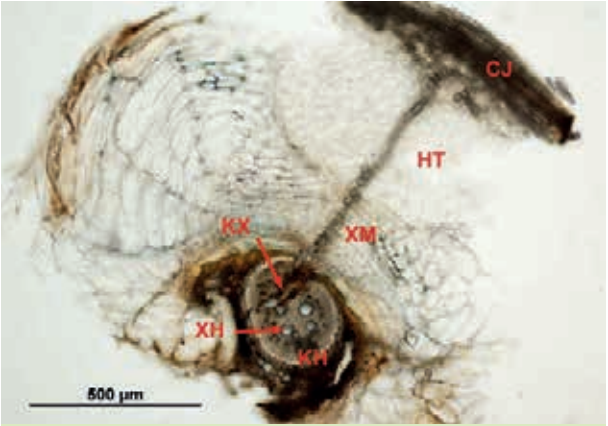
šických loukách a v Návojně byly do roku 2012 dlouhodobě jednou ročně kosené, většinou kolem poloviny července. Vyskytovala se zde degradovaná vegetace širokolistých suchých trávníků svazu *Bromion erecti*. Na všech lokalitách tvořila třtina křovištní před započetením experimentů dominantu bylinného patra.

Cíle obnovy

Potlačení expanzivní třtiny křovištní a následná obnova druhové rozmanitosti luční vegetace pomocí výsevu poloparazitů rodu kokrhel (*Rhinanthus* spp.).

Popis opatření

Podzim 2012: na každé pokusné lokalitě pokosení porostu, vyhrabání stařiny a vysetí 500 semen kokrhele na metr čtve-



Obr. 1. Příčný řez haustoriem kokrhele luštince (*Rhinanthus alectorolophus*) napojeném na kořenu třtiny křovištní. CJ – cévní jádro haustoria, HT – hyalinní tělísko, XM – xylémový můstek, KH – kořen hostitele, XH – xylém hostitele, KX – kontakt mezi xylémem parazita a hostitele. (J. Těšitel)



Obr. 2. Pohled na experiment v lokalitě Návojná ve druhé vegetační sezóně s růstem kokrhle luštince, 18. květen 2014. (J. Mládek)

reční nejpozději do konce listopadu, aby došlo k přerušení dormance chladem.

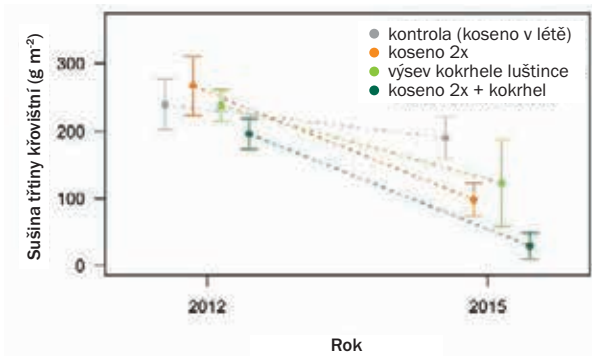
Na polovině lokalit (Švihov, Vojšické louky) bylo jako možná managementová alternativa zkoušeno kosení dvakrát za sezónu, proti kterému se ve výsledcích porovnával efekt výsevu kokrhle na třtinu. Pro experimenty ve Švihově, Českých Budějovicích a Návojně byl využit kokrhel luštinec (*Rhinanthus alectorolophus*), zatímco pro experiment na Vojšických loukách kokrhel větší (*Rhinanthus major*). Lokality byly v dalších letech pokusu koseny ručně v červenci. Experimentální plochy s dvojím kosením ve Švihově a na Vojšických loukách byly navíc koseny i v říjnu.

Metodika sledování

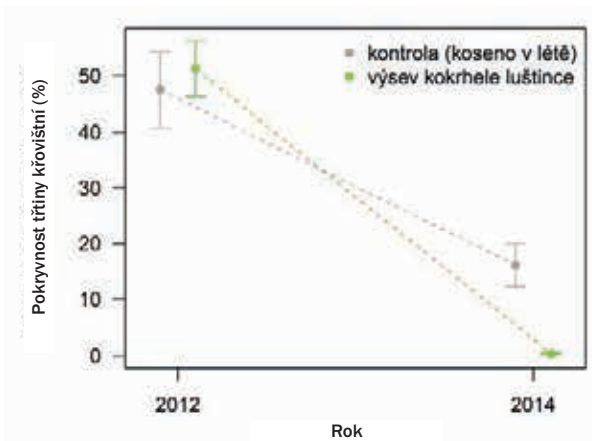
Experimenty byly uspořádány v blocích, z nichž každý obsahoval plochy se všemi provedenými zásahy a jejich kombinacemi. Výchozí stav ploch (složení vegetace, dominance třtiny křovištní) byl zdokumentován před provedením zásahů pomocí fytocenologického snímkování (Švihov, Vojšické louky, České Budějovice) nebo procentického odhadu biomasy jednotlivých druhů (Návojná) pomocí kalibrování (dle metodiky Tadmor et al. 1975). Dále byla stanovena produkce biomasy třtiny (Švihov, Vojšické louky). Plochy byly následně každoročně monitorovány stejným způsobem začátkem léta.

Výsledky

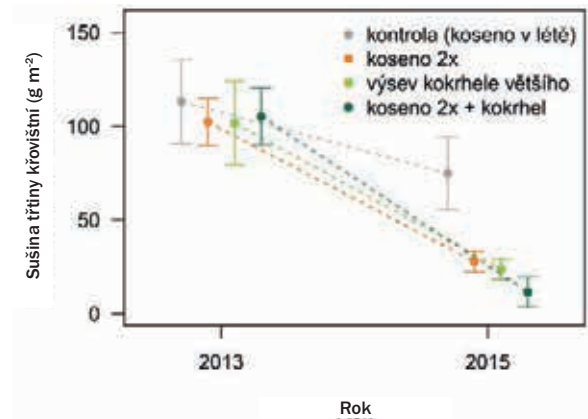
Na všech lokalitách výsev kokrhle výrazně snížil dominanci třtiny (Obr. 3–6). Ve Švihově a na Vojšických loukách se ukázalo, že vliv výsevu kokrhle a kosení dvakrát za sezónu se navzájem sčítal a třtinu nejlépe potlačila kombinace obou dvou zásahů. Podrobné analýzy změn druhového složení (nezobrazeno) naznačují, že samotný kokrhel podpořil výskyt typických lučních bylin, kdežto samotné kosení dvakrát za sezónu mělo rozporuplný vliv na ochranně cenné druhy (např. na Vojšických loukách potlačilo ohrožený plamének přímý *Clematis recta*).



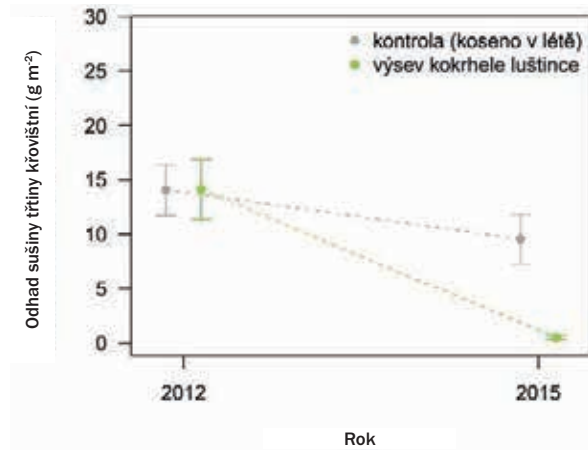
Obr. 3. Změna hmotnosti suché biomasy třtiny křovištní vlivem experimentálních opatření v lokalitě Švihov.



Obr. 4. Změna pokryvnosti třtiny křovištní vlivem výsevu kokrhle luštince v lokalitě České Budějovice.



Obr. 5. Změna hmotnosti suché biomasy třtiny křovištní vlivem experimentálních opatření na Vojšických loukách.



Obr. 6. Vývoj odhadu suché biomasy třtiny křovištní po výsevu kokrhle luštince v lokalitě Návojná.

Nové poznatky a doporučení

Výsev kořenových poloparazitů rodu kokrhel může být účinným nástrojem v potlačení třtiny křovištní. V závislosti na lokálních podmínkách ho lze kombinovat s dalšími typy managementu – kosení dvakrát za sezónu, narušení drnu a podzimní vyhrabávání stařiny (zvláště v oblastech s vyšší produktivitou vegetace).

Díky přednostní parazitaci trav (tj. i třtiny) kokrhel nepřímo podporuje byliny, které jsou často předmětem ochrany lučních společenstev. Dosavadní čtyři pilotní studie naznačily možnosti využití poloparazitů při obnově druhové rozmanitosti různých typů vegetace. Dalším vhodným krokem by mělo být otestování velkoplošné aplikace. Vzhledem k vysoké ceně a omezenému množství osiva, které je dosud na evropském trhu k dispozici, lze doporučit výsev na menších ploškách nebo v pásech. Zachovat je nutno pouze minimální hustotu výsevu 300 semen na 1 m² (Mudrák et al. 2014), aby se kokrhel v zapojené vegetaci úspěšně uchytil a třtinu výrazně oslabil. Z těchto osetých ploch je možné semena kokrhle v dalších letech vhodnou dobou kosení, sušení a sběru sena postupně roznášet na další plochy. První seč je žádoucí načasovat zhruba na konec června, kdy semena v tobolkách dozrávají. Pro první introdukci je možné použít buď samosběru osiva kokrhelů z lokálních populací (reálné pro osetí stovek m²) nebo využít komerčně dostupné osivo, neboť například nejúčinnější kokrhel luštinec byl před sto lety běžným plevelem obilnin a nejsou u něj v rámci České republiky popsány rozdílné genotypy.

Poděkování

Za výpomoc při terénních pracích děkujeme Janu Horníkovi, Tamaře Těšitelové, Miroslavu Dvorskému, Karlu Fajmonovi, Ondřeji Nezvalovi, Tomáši Ritzkovi, Pavle Mládkové a Davidu Opálkovi.

Literatura

Mudrák O., Mládek J., Blažek P., Lepš J., Doležal J., Nekvapilová E. & Těšitel J. (2014): Establishment of hemiparasitic *Rhinanthus* spp. in grassland restoration: lessons learned from sowing experiments. – *Applied Vegetation Science* 17: 274–287.

Rebele F. & Lehmann C. (2001): Biological flora of Central

Europe: *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. – *Flora* 196: 325–344.

Tadmor N.H., Brieghet A., Noy-Meir I., Benjamin R.W. & Eyal E. (1975): An evaluation of the calibrated weight-estimate method for measuring production in annual vegetation. – *Journal of Range Management* 28:65–69.

Těšitel J. (2015): Využití poloparazitických rostlin při obnově a managementu travinných společenstev. – *Zprávy České botanické společnosti* 50, Materiály 27: 51–61.

Těšitel J., Mládek J., Horník J., Těšitelová T., Adamec V. & Tichý L. (2017): Suppressing competitive dominants and restoration of natural communities by native parasitic plants: the case of hemiparasitic *Rhinanthus alectorolophus* and dominant grass *Calamagrostis epigejos*. – *Journal of Applied Ecology*, 54: 1487–1495.



Obr. 7. Experimentální plocha v lokalitě Návojná, kde kokrhel již ve druhé sezóně zřetelně podpořil kvetoucí byliny jako kopretinu bílou (*Leucanthemum vulgare*), víťod chocholatý (*Polygala comosa*) a zvonek rozkladitý (*Campanula patula*). (J. Mládek)

Pastva suchých trávníků v CHKO Český kras

Hana Mayerová & Tomáš Tichý

Lokalizace	suché trávníky v Českém krasu, NPR Karlštejn (3 lokality), NPP Zlatý kůň (1 lokalita), NPP Kotýz (1 lokalita), PR Kobyla (1 lokalita), 49°52'–50°00' N, 14°02'–14°21' E; nadmořská výška 199–499 m
Ochrana přírody	CHKO, NPR, NPP, PR, EVL
Obnovená plocha	25 ha
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP, Vápenka Čertovy schody, a. s. a Velkolom Čertovy schody, a. s.

Abstrakt

Lokality historických pastvin, suché trávníky a stepi na území CHKO Český kras byly v roce 2005 zařazeny do projektu postupné obnovy tradičního způsobu obhospodařování pastvou ovcí a koz. Výsledky dlouhodobého monitoringu ukazují, že pastva má pozitivní vliv na druhovou bohatost a složení vegetace i populace bezobratlých živočichů vázaných na stepní ekosystémy.

Popis lokality

Dlouhodobé osídlení krajiny Českého krasu člověkem a s ním spojená přítomnost hospodářských zvířat je hojně dokumentovanou skutečností (např. Mládek et al. 2006, Stolz & Matoušek 2006). Suché a stepní trávníky na mělkých půdách na vápenci, které se do dnešního dne v oblasti dochovaly, byly dlouhou dobu formovány a udržovány právě pastvou ovcí a koz, které snášejí méně kvalitní píci a skalnatý terén (Poschlod & Wallis De Vries 2002). Na otevřená stanoviště je vázána řada druhů rostlin i živočichů, které díky pastvě



Obr. 1. Pasoucí se stádo ovcí a koz v oplůtku. Vně oplůtku je plocha ještě před vypasením. (H. Mayerová)

nacházely vhodné lokality i v období jinak zapojeného lesa (Konvička et al. 2005). Množství pasených zvířat v minulosti prošlo různými změnami danými převážně socioekonomickými důvody. Významný byl zejména pokles rozsahu pastvy po druhé světové válce (Novák & Tlapák 1974). V návaznosti na to došlo ke zmenšení ploch bezlesí, jejich zarůstání dřevinami a fragmentaci lokalit.

Hlavním typem vegetace jsou suché trávníky, převážně patřící v evropské klasifikaci vegetace do svazu *Festucion valesiacae* (Chytrý 2007) s přechody do svazů *Alyso-Festucion pallentis*, *Seslerio-Festucion pallentis* a *Bromion erecti*. Významné jsou populace hlaváčku jarního (*Adonis vernalis*), koniklece lučního českého (*Pulsatilla pratensis* subsp. *bohemica*), rudohlávkou jehlancovitého (*Anacamptis pyramidalis*) nebo kavylu sličného (*Stipa pulcherrima*). Pastevní historii lokalit dokládají přítomné jalovce obecné (*Juniperus communis*).

Výchozí stav

Zbylé plochy trávníků byly v různé míře degradované, se zvýšenou pokryvností travin a křovin na úkor konkurenčně slabších druhů. Oproti ideálnímu stavu plochy vykazovaly sníženou druhovou pestrost společenstev rostlin i bezobratlých, vymizení drobné mozaiky, homogenizaci porostu, hromadění stařiny a úbytek mikrostanovišť.

Cíle obnovy

Obnovení a udržení kvality biotopu suchých trávníků, obnovení a udržení krajinného rázu pestré mozaiky lesní a nelesní vegetace a zachování lokalit pro populace zvláště chráněných druhů rostlin a bezobratlých živočichů.

Popis opatření

Rotační nátlaková pastva (Mládek et al. 2006, Pavlů et al. 2003) smíšeným stádem ovcí a koz v poměru zhruba 3 : 1 v přenosných oplůtcích, a to v období od dubna do října. Na každé lokalitě je stádo (o celkovém počtu ca 100–140 kusů)

přítomno několik týdnů, v závislosti na rozloze lokality. Podle potřeby a průběhu vegetační sezóny jsou lokality přepásány jednou nebo dvakrát ročně. Do projektu byly podle možností a finančních prostředků postupně zařazovány vybrané lokality suchých trávníků různé kvality, druhové bohatosti a stupně degradace (jedná se zejména o Pání horu v NPR Karlštejn a NPP Zlatý kůň, obě pasené od roku 2005, Šanův kout v NPR Karlštejn, pasený od roku 2006, a NPP Kotýz, kde byla pastva zavedena v roce 2011).

Smíšené stádo ovcí a koz bylo zvoleno jednak proto, že se jedná o tradiční hospodářská zvířata v oblasti, jednak proto, že tato kombinace přináší žádoucí efekt na vegetaci – ovce spásají nižší porosty, přítomnost koz je důležitá pro potlačení křovin a spásání vyšších trav ve stadiu kvetení (metání).

Přímo během pastvy jsou oplůtky přesouvány podle potřeby každých několik dní, a to v okamžiku spasení porostu, zátež je tak možné operativně přizpůsobit množství biomasy a konkrétnímu porostu. Na každé lokalitě jsou ponechávány nespasené pásy pro reprodukci rostlin a bezobratlých – jejich umístění se mezi jednotlivými cykly pastvy mění.

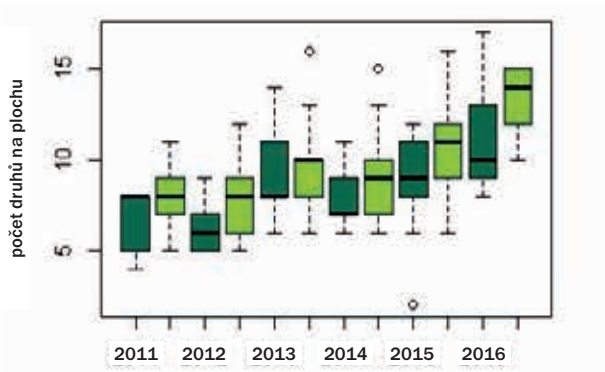
Metodika sledování

Současné se zaváděním managementu byly na výše zmíněných lokalitách zakládány trvalé plochy pro monitoring vegetace, k dispozici jsou tak dlouhodobé datové řady popisující vývoj druhového složení. Na každé lokalitě je sledováno 8 až 12 párů ploch o velikosti 1 m², kde se každý pár skládá z plochy pasené a kontrolní, aby bylo možné odlišit samovolný vývoj lokality a přímý vliv pastvy. Vždy na jaře před pastvou je na plochách zapisováno druhové složení vegetace s odhadem procentuálních pokryvností jednotlivých druhů cévnatých rostlin. Sebraná data jsou dále vyhodnocována (podrobněji o metodice monitoringu vegetace viz Mayerová et al. 2014).

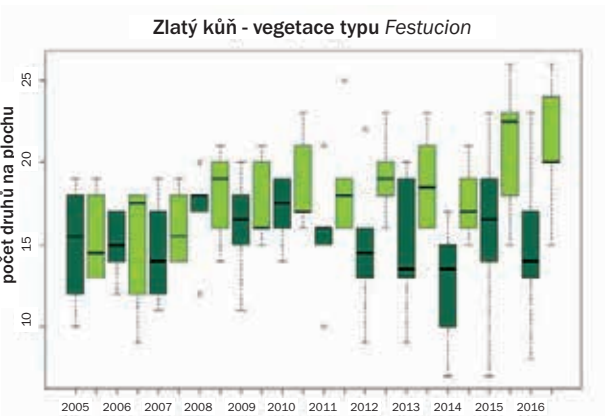
Výsledky

Výsledky monitoringu ukazují, že na lokalitách, které byly před zařazením do projektu v horším stavu – více zarostlé, s chudším druhovým složením (např. lokalita Kotýz) – reaguje vegetace na pastvu výrazným zvýšením počtu přítomných druhů cévnatých rostlin na plochách již v prvních letech po zavedení pastvy. Zde nepochybně hraje roli také skutečnost, že se stádo mezi lokalitami v sezóně přesouvá, a může tak napomáhat šíření semen řady druhů rostlin. Na lokalitách se tak populace některých druhů stepních trávníků nemusí obnovovat pouze ze semenné banky nebo jiných lokálních zdrojů, ale mohou být posilovány i přínosem z bohatších a vzdálenějších lokalit. Na druhou stranu, na těchto chudších lokalitách dochází ke zvýšení počtu druhů i na nepasených kontrolních plochách, které jsou chráněné klecí před okusem, nikoli před přínosem semen. Zvyšování počtu druhů na kontrolních plochách pak může zapříčinit statisticky neprůkazný vliv pastvy na počet druhů. To dokládají výsledky sledování vývoje počtu druhů v prvních pěti letech na lokalitě Kotýz (Obr. 2).

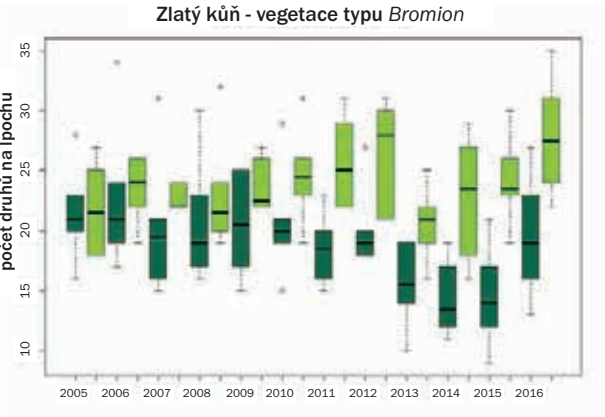
Zajímavý je pak vývoj druhové bohatosti vegetace na lokalitách, které byly na počátku projektu ve velmi dobrém stavu (například Pání hora nebo Zlatý kůň). Zde trvá zpravidla déle než pět sezón, než se vliv pastvy výrazněji projeví. Poté dochází ke zvýšení počtu druhů na pasených plochách a k poklesu druhové bohatosti na plochách kontrolních, který na chudších lokalitách nebyl pozorován. Náзорné jsou vý-



Obr. 2. Vývoj počtu druhů cévnatých rostlin na 1 m² na lokalitě Kotýz v 5 letech od zavedení pastvy (světle – pasené plochy, tmavě – nepasené plochy). Počet druhů průkazně stoupá v čase a po 5 sezónách je průkazně vyšší na pasených plochách, ale protože stoupá i na nepasených plochách, vliv pastvy průkazný není (testováno analýzou variance).



Obr. 3. Vývoj počtu druhů cévnatých rostlin na 1 m² na kostřavových stepních plochách na lokalitě Zlatý kůň během 11 let managementu (světle – pasené plochy, tmavě – nepasené plochy).



Obr. 4. Vývoj počtu druhů cévnatých rostlin na 1 m² na sverepových trávnících na lokalitě Zlatý kůň během 11 let managementu (světle – pasené plochy, tmavě – nepasené plochy).



Obr. 5. Kvetoucí koniklec luční český (*Pulsatilla pratensis* subsp. *bohemica*) na začátku jara na lokalitě Paní hora v NPR Karlštejn. (H. Mayerová)



Obr. 6. Pastvu je vhodné začínat po odkvětu konikleců, aby mohly rostliny vytvořit semena a jejich populace se nezmenšovala. (H. Mayerová)

sledky ze dvou skupin ploch na lokalitě Zlatý kůň – ploch stepních kostřavových trávníků svazu *Festucion valesiaca* kolem vrcholu kopce, kde se počáteční druhová bohatost na 1 m² pohybovala kolem 15 druhů, a ploch úživnějších sve-

řepových trávníků svazu *Bromion* v bývalých lůmcích pod vrcholem, kde bylo zpočátku kolem 20 druhů na 1 m². Stepní vegetace kolem vrcholu zareagovala již čtvrtým rokem managementu na pastvu, a to zvýšením počtu druhů na pasených plochách. K poklesu na nepasených plochách došlo později, zhruba kolem 8. roku managementu (Obr. 3). Oproti tomu vegetace sveřepových trávníků ukázala zvýšení počtu druhů na pasených plochách až kolem 6. roku, současně však začal výrazně klesat počet druhů na kontrolních plochách (Obr. 4).

Srovnáním jednotlivých lokalit se ukazuje, že pozorovaný vývoj vegetace výrazně závisí na počátečním stavu, zejména druhové bohatosti. Na místech s nižším počtem druhů pastevní management umožňuje přínosem semen a disturbancemi, tedy uvolňováním mikrostanošť na měřítku do 1 m², koexistenci vyššího počtu druhů cévnatých rostlin. Na druhově bohatších trávnících se pak rychleji projeví absence pastvy (sledovaná na kontrolních plochách) v podobě poklesu druhové bohatosti, dominance několika málo druhů a hromadění stařiny.

Celkově pastevní management na všech lokalitách podporuje druhy typické pro stepní trávníky – často druhy nižšího vzrůstu, s přizemní růžicí, trsnaté či jednoleté, například ostřice nízká (*Carex humilis*), jestřábník chlupáček (*Pilosella officinarum*), máčka ladní (*Eryngium campestre*), kostřava žlábkatá (*Festuca rupicola*) a k. walliská (*F. valesiaca*), mochna písečná (*Potentilla arenaria*), hlaváč žlutavý (*Scabiosa ochroleuca*), písečnice douškolistá (*Arenaria serpyllifolia*), mateřídouška časná (*Thymus praecox*) a m. vejčitá (*T. pulegioides*), penízek prorostlý (*Thlaspi perfoliatum*) nebo rozrazil časný (*Veronica praecox*). Na plochách nepasených se pak daří několika málo konkurenčně silnějším druhům, zejména travinám a vyšším bylinám, jako jsou ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*), válečka prapořitá (*Brachypodium pinnatum*), sveřep vzpřímený (*Bromus erectus*), svízel bílý (*Galium album*), čistec přímý (*Stachys recta*) či ožanka kalamandra (*Teucrium chamaedrys*).

Na sledovaných lokalitách Českého krasu tak pastva průkazně přispívá k zachování suchých trávníků a udržení jejich vysoké druhové bohatosti, stejně jako k obnově žádoucího stavu společenstev a zvyšování diverzity pomocí zvyšování heterogenity mikrostanošť na malé škále. Tyto závěry odpovídají i výsledkům jiných studií z podobných oblastí (např. Milchunas et al. 1988, Dostálek & Frantík 2008).

Nové poznatky a doporučení

Dlouhodobý monitoring obnoveného pastevního managementu na sledovaných lokalitách ukázal, jak se reakce rostlinných společenstev v čase vyvíjí. Na základě statistických pozorování a praktických zkušeností získaných při plánování průběhu pastvy v každém roce je pak možné formulovat následující doporučení, která je možné zobecnit i na jiné lokality:

- Výsledky po několika málo sezónách zpravidla nejsou statisticky průkazné a vykazují velký vliv meziroční variability (Mayerová et al. 2010). Bez dlouhodobého sledování tak není možné vyhodnotit vhodnost či úspěšnost podobného managementového opatření.
- Ke každé lokalitě je zapotřebí přistupovat individuálně a předem vyhodnotit její stav, druhové složení vegetace (zejména s ohledem na zvláště chráněné nebo naopak expanzivní druhy), přítomnost významných druhů bezobratlých a pak těmto skutečnostem přizpůsobit plánovaný

pastevní management. Cílem je zajistit maximální dopad pastvy na nežádoucí jevy (například šířící se ovsík nebo postupující křoviny) a vyhnout se přitom negativnímu dopadu na cílové druhy (například spasení koniklece či jiných druhů před dozráním semen či spasení porostu v době přítomnosti vývojových stádií bezobratlých).

- Zejména při vyšším počtu pasených lokalit není nikdy možné zcela ideálně vyhovět všem požadavkům na načasování a intenzitu pastvy; v tom případě pak zkušenosti i výsledky sledování potvrzují, že je vhodné pást variabilně (co do času, intenzity vypasení i přesného umístění oplůtku) mezi sezónami tak, aby se případné negativní dopady na populace cílových druhů neopakovaly vícekrát za sebou.

Poděkování

Poděkování patří všem, kteří se do projektu v jeho průběhu zapojili. Za metodické vedení při založení monitoringu děkuji doc. RNDr. Zuzaně Münzbergové, Ph.D., za sběr dat v průběhu let pak zejména Mgr. Kateřině Čihákové, Mgr. Anně Šlechtové, Mgr. Zitě Červenkové, Ph.D. a Mgr. Tereze Klinerové (Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze).

Literatura

Dostálek J. & Frantík T. (2008): Dry grassland plant diversity conservation using low intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). – Biodiversity and Conservation 17: 1439–1454.

Chytrý M. [ed.] (2007): Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace. – Academia, Praha.



Obr. 7. Pasoucí se stádo na svazích nad lomem Alkazar. Ovce a kozy zvládají i strmý, špatně přístupný terén. (H. Mayerová)

Konvička M., Beneš J. & Čížek L. (2005): Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. – Sagittaria, Olomouc.

Mayerová H., Čiháková K., Florová K., Kladiřová A., Šlechtová A., Trnková E. & Münzbergová Z. (2010): Vliv pastvy ovcí a koz na vegetaci suchých trávníků v CHKO Český kras. – Příroda, Praha 29: 51–72.

Mayerová H., Tichý T., Heřman P. & Münzbergová Z. (2014): Pastevní management suchých trávníků v CHKO Český kras – zachování a obnova druhově bohatých společenstev. – Bohemia Centralis 32: 395–406.

Milchunas D. G., Sala O. E. & Lauenroth W. K. (1988): A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. – The American Naturalist 132: 87–106.

Mrádek J., Pavlů V., Hejcman M. & Gaisler J. [eds] (2006): Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. – VÚRV, Praha.

Novák A. & Tlapák J. (1974): Historie lesů v Chráněné krajinné oblasti Český kras. – Bohemia Centralis 3: 9–40.


Pavlů V., Hejcman M. L. & Gaisler J. (2003): Effect of rotational and continuous grazing on vegetation of upland grassland in the Jizerské hory Mts, Czech Republic. – Folia Geobotanica 38: 21–34.

Poschlod P. & Wallis De Vries M. (2002): The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. – Biological Conservation 104: 361–376.

Stolz D. & Matoušek V. [eds] (2006): Berounsko a Hořovicko v pravěku a raném středověku. – Elce Book Publishing, Hořovice.

Obnova stepních společenstev na Rané a Oblíku

Roman Hamerský & Vlastislav Vlačíha

Lokalizace	 České středohoří, EVL Raná-Hrádek, 50°24'24.745" N, 13°46'16.839" E, EVL Oblík-Srdov-Brník, 50°24'17.262" N, 13°48'10.663" E; nadmořská výška 240–509 m
Ochrana přírody	CHKO, EVL, NPR
Obnovená plocha	176 ha
Finanční podpora	LIFE+, krajínotvorné programy MŽP, EEA granty, Program rozvoje venkova ČR; průměrné náklady na odstraňování křovin 24 700 Kč/ha, kosení 18 000 Kč/ha, pastva ovci a koz 19 000 Kč/ha

Abstrakt

Suché stepní trávníky na Rané a Oblíku patří k nejcennějším lokalitám CHKO České středohoří. Velké části ploch trpěly vzhledem k upuštění od obhospodařování rychlým spontánním zarůstáním křovinami a šířením vysokostébelných trav, zejména v 90. letech dvacátého století. Druhovú degradace trávníků byla zastavena odstraněním dřevin a znovuzavedením obhospodařování (kosení, řízená pastva ovci a koz). Z výsledků monitoringu vyplývá posun od dominantních vysokostébelných trav k převažujícímu nízkému porostu se sveřepem vzpřímeným (*Bromus erectus*) a kostřavami (*Festuca* spp.). Zároveň došlo k dosycení vzácnými druhy z okolních fragmentů stepních porostů. Vhodnou volbou kombinací pastvy a kosení se výrazně zvýšila početnost populace sysla obecného (*Spermophilus citellus*) na lokalitě Raná.



Obr. 1. Raná, převažující porost kavylu Ivanova (*Stipa pennata*). Pastva kombinovaného stáda ovci a koz pomáhá redukcí křovin a šíření stepních druhů a redukcí křovin. (R. Hamerský)

Popis lokality

Výskyt druhově bohatých extrazonálních stepních společenstev na území EVL Raná-Hrádek a Oblík-Srdov-Brník přímo souvisí se suchým a teplým klimatem Lounska. Na minerálně bohatých, čedičových skalnatých svazích i svažitých pozemcích budovaných sedimenty druhohorního stáří (opuky, jílovce, slínovce) při úpatí vrchů je zaznamenán výskyt téměř stovky ohrožených druhů rostlin zařazených do Červeného seznamu ČR. Fytogeograficky nejvýznamnější jsou dva druhy s exklávním výskytem na západní hranici areálu rozšíření: ovsíř stepní (*Helictotrichon desertorum*) a kavyl olýsalý (*Stipa glabrata*). V obou EVL roste největší podíl jejich populace v Evropské unii.

Mimo přírodních podmínek mají stepní společenstva přímou vazbu na dlouhodobé zemědělské obhospodařování krajiny Lounska. Výraznými stopami osídlení krajiny jsou zachovalé kamenné snosy, které v případě Oblíku tvoří celou soustavu o délce přesahující 72 km (Machová 2010). Tyto valy agrárního původu oddělovaly jednotlivé zemědělské pozemky od úpatí až po prudké svahy vrchů. Dostupnější pozemky byly obdělávány do konce 50. let dvacátého století.

Výchozí stav

Pokles počtu ovci od počátku 20. století i tlak ochrannářských opatření (zřízení rezervace Raná) působil na zmírnění intenzity pastvy na prudkých, skalnatých, málo úživných svazích s převahou porostu kavylů (*Stipa* spp.). Stáda byla následně přesunuta do výhodnějších poloh na úpatí. Tyto plochy byly do té doby převážně využívány k pastvě skotu. Podle tehdejších botaniků i tak velmi vysoký tlak obhospodařování, „devastace pastvou“, byl hlavním motivem pronájmu nejcennějších pozemků za účelem zachování vzácné stepní květeny botanickému spolku např. na blízkém Tobiašově vrchu již v 30. letech minulého století (Prinz et al. 1936). I v případě přírodní rezervace Raná (původně vyhlášena jako městská rezervace v roce 1936, následně v roce 1951 přehlášena na státní přírodní rezervaci) existoval zákaz pastvy, stanovený v tzv. řádu rezervace (ochranných podmínkách) z důvodů



Obr. 2. Oblík, porost kavylu sličného (*Stipa pulcherrima*) s rozptýlenými křovinami, extenzivně pasený ovci (L. Sedláček)

výskytu vzácných druhů rostlin. Zákaz však býval někdy porušován, podle zápisů byly úniky skotu na vrchol Rané časté.

Intenzita pastvy ovci a koz v následujících letech postupně polevovala, v 70.–80. letech dvacátého století se ustálila na ca 2500 ks ovci na území obou EVL. Toto ze současného pohledu optimální zatížení pastvou postupně pomohlo většímu generativnímu šíření některých do té doby pastvou potlačovaných druhů, např. kavylů, skalník celokrajný (*Cotoneaster integerrimus*), bělozářka liliovitá (*Anthericum liliago*). Pastva v té době relativně úspěšně bránila většímu šíření křovin na vlhčích a úživnějších pastvinách při úpatí.

Exponenciální šíření křovin (zejména hlohy, svída krvavá, slivoň trnka, růže šípková a jasan ztepilý) způsobené absencí pastvy bylo na nejcennějších plochách kavylových stepí zaznamenáno v letech 1991 až 1997. Méně zasažené zůstaly pouze skály, sutě a plochy na velmi prudkých, výslunných, výsušných a skeletovitých, jižně až jihozápadně orientovaných svazích, často poznamenaných aktivními sesuvy. Rychlost zarůstání nejcennějších míst byla přímo vázaná na průběh počasí v období vegetační sezóny a přirozeně rychlé zmlazování dřevin. Během jediné vegetační sezóny mohou vyrůst z pařezků trnky, hlohu nebo akátu četné, až 30–150 cm vysoké výmladky (Kubát & Machová 2010).

Plošná degradace stepních trávníků vlivem mezofytizace prostředí (spad dusíku, akumulace stařiny, zvýšená vlhkost prostředí, změna druhového složení a výšky trávníků) byla zaznamenána na rozsáhlých plochách pastvin. Zmeškalová (2009) zjistila při srovnání let 1973 a 2007 úbytek pastvinových druhů a druhů širokolistých trávníků a naopak nárůst druhů nitrofilních, plevelných druhů lesních lemů a keřových

společenstev. Došlo k celkovému snížení ploch stepních pastvin (*Festuco valesiacae-Stipetum capillatae*), snížení pokryvnosti i početnosti stepních druhů: kavylu sličného (*Stipa pulcherrima*), k. Ivanova (*S. pennata*), kozince bezlodyžného (*Astragalus exscapus*), k. rakouského (*A. austriacus*) a k. dánského (*A. danicus*), hlaváčku jarního (*Adonis vernalis*), koniklece lučního českého (*Pulsatilla pratensis* subsp. *bohémica*). Změny vedly k šíření agresivnějších, vysokostébelných druhů trav, především ovsíku vyvýšeného (*Arrhenatherum elatius*), srhy říznačky (*Dactylis glomerata*), třtiny



Obr. 3. Raná, kozinec rakouský (*Astragalus austriacus*) reaguje na obnovní management nárůstem populace. (V. Vlačíha)

křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Expanzí běžných křovin byl potlačen i výskyt vzácnějších druhů dřevin, skalníku celokrajného a dřinu jarního (*Cornus mas*). Současně následoval radikální pokles populace sysla obecného (*Spermophilus citellus*) a některých druhů hmyzu, např. okáče skalního (*Chazara briseis*) nebo modráska ligrusového (*Polyommatus damon*).

Historie sledování změn vegetace

Na obou lokalitách probíhá dlouhodobě monitoring změn vegetace. Výsledky série diplomových prací ze 70. let dvacátého století publikovala v monografii o Oblíku Slavíková (1983). V letech 1993–1998 byl sledován i vliv nahodilého požáru (duben 1993, plocha požáru 3,5 ha) na změny druhového složení kavylových trávníků NPR Raná. Volné prostory po odstranění (spálení) stařiny již na podzim obsadily zejména efemerní druhy, př. plevel okoličnatý (*Holosteum umbellatum*) a osívka jarní (*Erophila verna*). Druhý rok prudce vzrostla abundance druhů řepovník vytrvalý (*Rapistrum perenne*), divizna brunátná (*Verbascum phoeniceum*), d. knotovitá (*V. lychnitis*), vlnice chlupatá (*Oxytropis pilosa*), kozinec bezlodyžný. V době květu řepovníku a divizny brunátné převažovala na Rané z dálky žluto-fialová barva. Prvotní dojem po požáru byl úplné spálení ca 20 % porostu kavylu sličného a k. Ivanova a stagnace zbytku populace. Ve druhém roce nastal rychlý obrat, vzrostla abundance, výška rostlin i počty stébel v trsech kavylů. Změny byly viditelné do 5 let po požáru, kdy postupně opět přibývala stařina.



Obr. 4. Raná, plošný porost kozince dánského (*Astragalus danicus*) po znovuzavedení pastvy. (R. Hamerský)

Následně v letech 1999–2003 probíhal na Oblíku monitoring změn vegetace a populací ohrožených druhů rostlin vlivem pastvy (Hamerský & Bělohoubek 2003). Postupná intenzivnější obnova stepních porostů (koncentrované a násobné odstraňování křovin, pravidelné přepásání a kosení) vedla k nutnosti zavedení monitoringu dopadů opatření.

Cíl obnovy

Obnova bezlesí různě zachovalých stanovišť kavylových stepí (úzkolistých suchých trávníků svazu *Festucion valesiacae*) a ploch „bílých strání“ (šírokolistých suchých trávníků svazů *Bromion erecti* a *Cirsio-Brachypodion pinnati*).

Obnovná opatření

Obnovná opatření probíhala na 3 typech ploch:

1) Plochy relativně zachovalých úzkolistých a širokolistých suchých trávníků na větších částech NPR, v jejích ochranných pásmech, příp. mozaikovitě i jinde. Plochy byly dříve pouze s různou intenzitou pasené.

Zásahy: menší násobná (3x) redukce dřevin, první dva roky vyšší tlak pastvy, další 4 roky nižší zatížení pastvou. Práce byly prováděny jemněji s ohledem na vzácné druhy.

2) Plochy s částečně degradovanými stepními porosty, pokryté hustými křovinami pod 50 % a s velkým podílem vysokostébelných druhů trav, s malým podílem zachovalých stepních druhů (dřívější pastviny, příp. polička nebo úhory).

Zásahy: větší každoroční odstraňování dřevin (celkem 7×, v prvním roce dvě redukce), následně každoročně přepásání nebo kosení, ve vlhkých letech i 2× ročně.

3) Plochy degradované, s pokryvností dřevin místy dosahující až 100 %, téměř bez zastoupení stepních druhů (dřívější sady, pastviny, úhory, pole).

Zásahy: razantní, násobné odstranění nebo vytrhání dřevin se zarovnáním povrchu (v prvních dvou letech 2 redukce), následně každoročně přepásání nebo kosení, ve vlhkých letech i 2× ročně.

rok	obnovná opatření
1984	odstranění akátu na jižních svazích, Oblík
1995	odstranění a redukce křovin, Raná
1997	znovuzavedení pastvy, Oblík
1998	znovuzavedení pastvy, Raná
2008	postupné výkupy nejcennějších pozemků v obou EVL
2009–2010	odstranění křovin, realizace projektu z grantu EEA na záchranu sysla obecného
2011–2016	komplexní obnova stepních porostů, projekt LIFE+

Metodika sledování

Vliv obnovy na změny stanovišť je sledován prostřednictvím několika trvalých monitorovacích ploch podle metodiky AOPK. Na 6 fixovaných plochách rozměrů 5 × 5 m jsou každoročně zapisovány fytocenologické snímky a zaznamenávány změny dominance. Záznamy jsou dále statisticky vyhodnocovány pomocí DCA resp. PCA analýz. Ve snímcích je zjišťována abundance populací hlavních cílových druhů sečtením (ovsír stepní, kozinec rakouský, k. dánský, k. rakouský, hlaváček jarní, kavyl Ivanův, k. tenkolistý), viz. Tab. 2.

Na obnovených plochách je v prvních 3 letech po odstranění křovin sledován vývoj početnosti ca 20 diagnostických, cílových druhů (např. kavyl sličný, k. Ivanův, kozinec dánský) na 5 zvolených plochách o velikosti ca 0,5 ha. Změny početnosti druhu kavyl olysalý jsou sledovány na 2 trvalých plochách formou přesného sečtení trsů. Sčítání populací sysla obecného odpovídá metodice Záchranného programu sysla obecného.

Stav po zásahu

V roce 2016 se sledovaná společenstva na území obou EVL zejména díky opatřením provedeným v rámci realizace projektu LIFE+ nacházejí v žádoucí podobě. Odstranění náletových dřevin a následná pastva hospodářských zvířat v kombinaci s kosením travních porostů přispěly k rozšíření ploch a celkové obnově společenstev suchých trávníků. Výsledkem jsou jednak kvalitativní změny, zejména výrazný vzestup xerothermních druhů a úbytek druhů mezofilních (potlačení agresivního šíření ovsíku vyvýšeného). Příkladem jsou plochy bílých strání při úpatí s rozšířením zastoupení vegetace širokolistých trávníků (*Scabioso ochroleucae-Brachypodietum pinnatii*).

Z velké části byly obnoveny také historické třešňové a hrušňové sady (likvidace náletů křovin, dosadba stromů starých odrůd ovocných stromů, pastva) s bohatým podrostem kavylů (kavyl sličný, k. Ivanův) a dalších vzácných xerofytních druhů v podrostu. Méně byly křoviny redukovány pouze při hranicích s intenzivně obdělávanými kulturami, kde slouží jako bariéra rozptylu používaných pesticidů a hnojiv. Výsledkem úspěšných zásahů je i zvýšení početnosti populace sysla obecného (Tab. 1, Obr. 7). AOPK ČR postupně vykupuje cenné zájmové pozemky a věnuje jim zvýšenou péči včetně zajištění extenzivní pastvy a kosení.

Výsledky

Obnova kosením pomohla redukcí křovin, zejména odolných hlohů (*Crataegus* spp.). Nepomohla ovšem ke zbrzdění růstu početnosti jehlice trnité (*Ononis spinosa*). Hlavním efektem bylo snížení výšky porostu trav potlačením agresivního ovsíku vyvýšeného a zvýšení pokryvnosti i početnosti cílových druhů – sveřepu vzprímeného (*Bromus erectus*), kostřavy žlábkovité (*Festuca rupicola*), ostřice nízké (*Carex humilis*). Na uvolněné, narušované plochy se již druhým rokem šíří kavyly, především kavyl Ivanův, méně rychle k. sličný. Rychlost šíření je přímo úměrná vzdálenosti od kompaktních porostů kavylů a výši jejich plodnosti. Ve srovnání s pozemky následně pasetými je však početnost kavylů v prvních letech na plochu nižší. Rychle se šíří druhy rozrazil ožankový (*Veronica teucrium*), r. rozprostřený (*V. prostrata*), hvozdík kartouzek (*Dianthus carthusianorum*), krvavec menší (*Sanguisorba minor*), řepík lékařský (*Agrimonia eupatoria*), čistec přímý (*Stachys recta*), jestřábník chlupáček (*Pilosella officinarum*). Již po tříleté obnově kosením se zvyšuje množství mechů (i na karbonátovém podkladu), které brání klíčení některých druhů. K jejich redukcí přispělo střídání pastvy (narušení porostů i půdního profilu pohybem zvířat) s kosením.

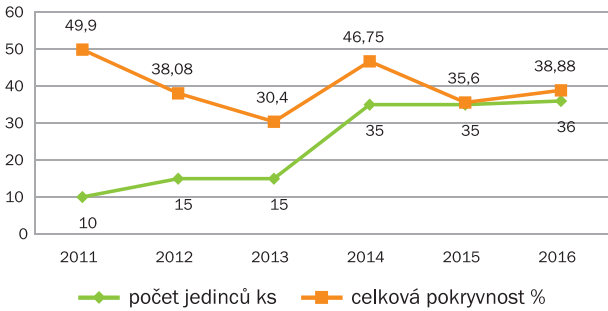
Vliv pastvy ovcí a koz na složení porostů přímo úměrně závisel na volbě intenzity obnovy. Některé druhy na obnovu pastvou reagovaly lépe, např. kavyly. Kromě celkově snížené výšky porostů dochází v porostech trávníků k odklonu od výskytu mezofilnějších druhů směrem k druhům suchomilným. Výrazný nárůst populace byl zaznamenán u druhů kostřava walliská (*Festuca valesiaca*), kozinec dánský, pelyněk pontický (*Artemisia pontica*), šalvěj přeslenitá (*Salvia verticillata*), řepík lékařský, užanka lékařská (*Cynoglossum officinale*), pipla osmahlá (*Nonea pulla*), trýzel rozkladitý (*Erysimum repandum*) (Tab. 1). Při intenzivnější obnově pastvou téměř vymizel po třech letech ovsík vyvýšený. Velmi výrazně byly podporovány málo spásané druhy mateřídouška časná (*Thymus praecox*) a m. panonská (*T. pannonicus*), řebříček panonský (*Achillea pannonica*) a ř. štětínolistý (*A. setacea*). Snížilo se zastoupení kozince dánského ve prospěch k. bezlodyžného a k. rakouského (Obr. 8).

Rozklad suchých, tvrdých listů kavylu sličného byl zjištěn až při vysokém pastevním zatížení. Tehdy ovšem již docházelo zároveň i ke spásání zelených částí rostlin s následkem snížené generativní produkce. Ke spásání tvrdolistých kavylů (kavyl sličný) ovcemi docházelo zpočátku vzácně (prvnímu používanému stádu trvalo přivyknutí tři generace). Později byla struktura stád vyšším zastoupením Romanovského plemene ovcí přizpůsobena podmínkám obnovovaných pastvin po odkřovinění. Přesto si ovce „přivykaly“ další tři roky, než začaly spásat původně opomíjené kavyly. Tento fakt může být v rozporu s cílem zajištění přirozeného šíření kavylů na blízké okolní obnovované pozemky.



Obr. 5. Oblik, ovsíř stepní (*Helictotrichon desertorum*) v porostu kavylů po provedených pracích – odstranění křovin a pastvě ovcí. (V. Vlačíha)

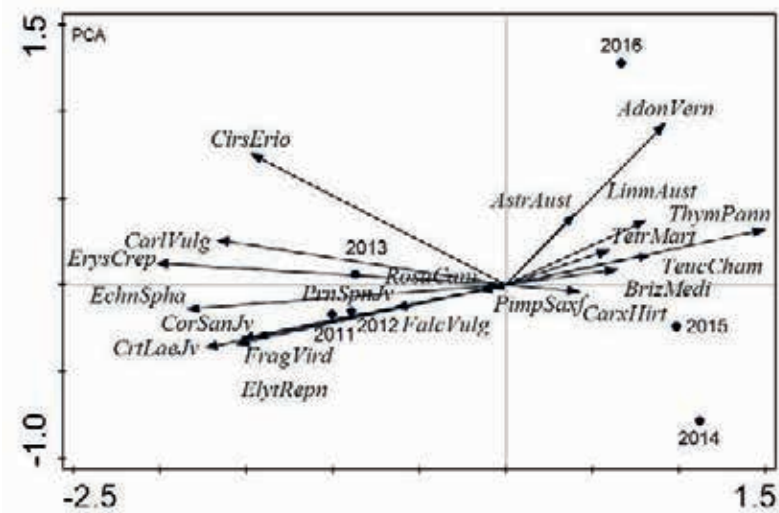
Intenzivnější pastva měla pozitivní vliv na rozšíření ploch kavylu tenkolistého (*Stipa tirs*a), tolyty lékařské (*Vincetoxicum h*irundinaria) a ovsíře stepního (Obr. 6). Vysokou intenzitou pastvy byly výrazně redukovány porosty růže šípkové (*Rosa canina*), ale jedinci vzácnější růže oválnolisté (*Rosa elliptica*) příliš spásání nebyli. Vyšší intenzita pastvy vyhovovala i dalším druhům: len tenkolistý (*Linum tenuifolium*), ožanka kalamandra (*Teucrium chamaedrys*), pěchava vápnomilná (*Sesleria caerulea*). Na intenzivně spasených plochách klesla pokryvnost i početnost sveřepu vzpřímeného za současného nárůstu zastoupení kostřav (dominující kostřava walliská). Vzrostla početnost na úkor pokryvnosti u kozince bezlodyžného, divizny brunátné a ovsíře stepního. Důvodem



Obr. 6. Raná, vývoj početnosti ovsíře stepního ve srovnání s celkovou pokryvností ve fytoocenologickém snímku s managementem. Optimální pro vysokou početnost druhu je celková pokryvnost kolem 40 %.

je spasení porostu na straně jedné a rozvolnění porostu s daleko vyšší úspěšností klíčení nových jedinců na straně druhé. Vysoká intenzita pastvy však již vedla k degradaci ploch s košáry. Na košáry nebo jinak silně narušované plochy se šířily již druhým rokem efemerní druhy, např. plevel okoličnatý (*Holosteum ubellatum*), některé rozrazil (Veronica spp.).

Realizace některých specifických opatření vyvolalo i další změny v rozsahu a způsobu šíření vybraných druhů. Na ohništích bylo zjištěno šíření druhů kamejka rolní (*Buglossoides arvensis*), blín černý (*Hyoscyamus niger*), následně voskovka menší (*Cerinth*e minor), trýzel škardolistý (*Erysimum crepidifolium*). V případě ponechání suchých křovin (bez spálení nebo odvozu na štěpkování) z důvodu podpory hmyzu a dalších živočichů



Obr. 8. Oblik, analýza hlavních komponent (PCA) fytoocenologických snímků s provedeným managementem v letech 2011–2016 ukazuje na posun druhového zastoupení. Převažující křoviny, mezofilní a ruderalní druhy (např. *Cornus sanguinea*, *Prunus spinosa*, *Crataegus laevigata*, *Fragaria viridis*, *Echinops sphaerocephalus*, *Cirsium eriophorum*) v letech 2011–2013 jsou po pravidelně prováděné extenzivní pastvě postupně v následujících letech nahrazovány charakteristickými stepními druhy (např. *Adonis vernalis*, *Astragalus austriacus*, *Linum austriacum*, *Teucrium chamaedrys*, *Thymus pannonicus*).

Tab. 1. Výsledky sledování dynamiky cílových populací ohrožených druhů, u kterých byla obnovnými opatřeními zvýšena početnost (období 2011–2016).

Druh	Lokalizace šíření populace druhu	Zásadní vliv typu obnovy na velikost populace	Nárůst početnosti populace (%)
sysel obecný (<i>Spermophilus citellus</i>)	Z, JZ a Z svahy Rané	odstranění křovin, kosení, extenzivní pastva	300
hlaváček jarní (<i>Adonis vernalis</i>)	JZ a Z svahy Rané, J svahy Oblíku	odstranění křovin, extenzivní pastva	5
kavyl chlupatý (<i>Stipa dasiphylla</i>)	vrcholové partie Oblíku a Brníku	odstranění křovin	3
kavyl Ivanův (<i>Stipa pennata</i>)	V svahy Rané, podnoží Oblíku	odstranění křovin, extenzivní pastva	10
kavyl sličný (<i>Stipa pulcherrima</i>)	V svahy Rané, podnoží Oblíku	odstranění křovin, extenzivní pastva	15
kavyl tenkolistý (<i>Stipa tirs</i> a)	J svahy a podnoží Oblíku	odstranění křovin	20
kavyl olysalý (<i>Stipa glabrata</i>)	J svahy pod vrchem Brník	odstranění křovin	10
kozinec bezlodyžný (<i>Astragalus exscapus</i>)	podél cest, zejména JZ, J a V svahy Rané	extenzivní pastva, intenzivnější sešlap	20
kozinec dánský (<i>Astragalus danicus</i>)	V, JV a J svahy Rané, J svahy Oblíku, okolí cest	extenzivní pastva, méně intenzivní sešlap	30
kozinec rakouský (<i>Astragalus austriacus</i>)	V, JV a J svahy Rané	extenzivní pastva, intenzivnější sešlap	5
ovsíř stepní (<i>Helictotrichon desertorum</i>)	JV svahy Rané, JJV svahy Oblíku	odstranění křovin, extenzivní pastva	5
řebříček štětínolistý (<i>Achillea setacea</i>)	V svahy Rané, okolí cest	extenzivní pastva, kosení	10
trýzel rozkladitý (<i>Erysimum repandum</i>)	V svah Rané, u obce, zejména podél cest	extenzivní pastva, kosení	50
tužanka tvrdá (<i>Sclerochloa dura</i>)	V svahy Rané, u obce, přímo v cestách	sešlap, extenzivní pastva	15



Obr. 7. Raná, vývoj populace sysla obecného (*Spermophilus citellus*) (J. Ptáčková)

Tab. 2. Oblík, vývoj početnosti zvláště chráněných druhů rostlin ve fytocenologickém snímku s managementem.

Druh	2011	2012	2013	2014	2015	2016
<i>Adonis vernalis</i>	18	20	20	25	28	37
<i>Astragalus austriacus</i>	0	0	0	2	4	6
<i>Astragalus danicus</i>	10	10	8	10	10	12
<i>Stipa pennata</i>	30	26	26	13	17	18

však vyrostl během několika měsíců na místě, vzhledem k vlhčímu prostředí, ještě hustší a kompaktnější porost křovin, především trnky (*Prunus spinosa*) a růže šípkové (*Rosa canina*).

Na pravidelně narušovaných plochách při cestách došlo k šíření tužanky tvrdé, po téměř 40 letech byl nalezen rohatec růžkatý (*Glaucium corniculatum*). Ke zvýšení pestrosti druhů rozhodně přispělo plánované střídání obnovních managementů (plochy po odkřovinění přepasené intenzivně, plochy nedopasené, kosené jednou i vícekrát, střídání kosení s pastvou apod.).

Nové poznatky a doporučení

- Při hustém zápoji dřevin je nutno plánovat vícenásobné razantníh zásahy: přírůstky v podmínkách termofytika přesahují i 1 metr/rok. Je potřeba výmladky odstranit, bez opakovaných zásahů vykazuje porost křovin již po dvou letech vyšší hustotu než před prvním zásahem. Obnovované plochy s každoročním odstraňováním výmladků, pravidelným kosením nebo pastvou vykazovaly vysokou druhovou pestrost již třetím rokem, některé druhy kavylů se objevovaly již druhým rokem.
- Různě volená intenzita obnovního managementu měla zásadní vliv na rozvoj stepních druhů. U ovsíře stepního bylo prokázáno zvýšené šíření druhu při razantnějším rozvolnění povrchu půdy.
- Schopnost ovcí spásat i tvrdolisté suché druhy na těchto typech lokalit se projevila při uzpůsobení složení stáda nebo až u třetí generace původně použitých plemen.
- Blízkost druhově bohatých zdrojových lokalit a částečně i starší zásoba klíčivých diaspor některých druhů v půdě vedla k rychlému dosycování semenných bank na obnovovaných lokalitách stepními druhy přirozenou cestou.

Veřejná podpora

Primárním cílem projektu LIFE+ je obnovní management stepních porostů, který je prováděn za spolupráce s AOPK ČR, dotčenými obcemi, vlastníky pozemků, nevládními organizacemi i soukromými subjekty. Projekt probíhá za aktivní spolupráce s veřejností na propagaci obnovního managementu (např. organizování akce „Slavnosti stepí“ na Rané, vydávání informačních materiálů, soutěže ve školkách a školách, stálá expozice o stepích Lounska v Oblastním muzeu Louny). Obnovené lokality jsou navštěvovány národními i mezinárodními odbornými exkurzemi.

Poděkování

Děkujeme Janu Novákovi za zpracování analýz fytocenologických snímků, Vladislavu Kopeckému, Pavlu Moravcovi, Janě Ptáčkové, Pavle Staňkové a dalším kolegům za poskytnuté informace o projektu LIFE+ a vývoji populací sysla obecného a bezobratlých.

Literatura

AOPK ČR (2011): Metodika monitoringu efektivit opatření hrazených z dotačních titulů – okruh A2, opatření k podpoře druhové rozmanitosti na trvalých travních porostech; okruh A1, kosení, pastva a likvidace náletu s cílem zachování nebo obnovy biotopů s výskytem zvláště chráněných druhů. – Ms.; AOPK ČR, Praha.

Hamerský R. & Bělohoubek J. (2003): Monitorování změn vegetace a populací ohrožených druhů vlivem managementu řízeným vypalováním, kosením a pastvou na území CHKO České středohoří. – In: Pivníčková M. [ed.], Sborník dílčích zpráv z grantového projektu VaV 610/10/00 „Vliv hospodářských zásahů na změnu v biologické rozmanitosti ve zvláště chráněných územích“, pp. 265–270,– Příroda, supplementum.

Kubát K. & Machová I. (2010): Šíření autochtonních dřevin na neobhospodařovaných pozemcích v jz. části Českého středohoří (sz. Čechy). – Studia Oecologica IV/4: 33–39.

Kubíková J., Kubát K., Kučera T. & Němcová L. (1994): Degradanční trendy v krajině, vegetaci a květeně Českého středohoří. – Ms.; depon. in AOPK ČR, Správa CHKO České středohoří, Litoměřice.

Machová I. (2010): Floristicko-fytocenologická studie agrárních valů v CHKO České středohoří. – Ms.; diser. pr., depon. in Knihovna ČZU, Praha.

Matějů J., Hulová Š., Nová P., Cepáková E., Marhoul P. & Uhlíková J. (2007): Záchranný program sysla obecného (*Spermophilus citellus*) v České republice. – Ms.; AOPK, Praha.


Prinz K, Lipser H. & Kindermann V. (1936): Der Tobiaschberg, das erste Naturschutzgebiet der Botan. Arb. Gem. – Natur und Heimat 7(4): 129–131.

Slavíková J. et al. (1983): Ecological and vegetational differentiation of a solitary conic hill (Oblík in the Czech Middle Mountains). – Academia, Praha.

Zmeškalová J. (2009): Změny stepní vegetace na modelovém území NPR Oblík, CHKO České středohoří. – Ms.; dipl. pr., depon. in PŘF Univerzita Karlova, Praha.

Obnova vegetace hadcové lokality NPP Křížky v CHKO Slavkovský les

Přemysl Tájek & Zdeněk Janovský

Lokalizace	 Slavkovský les, Mnichovské hadce, NPP Křížky; nadmořská výška 790–817 m
Ochrana přírody	NPP, CHKO, EVL
Obnovená plocha	4,5 ha
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP

Abstrakt

Vřesovištní a krátkostébelná vegetace NPP Křížky dlouhodobě trpěla expanzí vysokotravinné vegetace kvůli bezzásahovému režimu zavedenému od 60. let. Od roku 1996 bylo proto přikročeno ke každoročnímu letnímu extenzivnímu přepásání lokality ovci. Od roku 2008 jsou dopady tohoto managementu vyhodnocovány snímkováním vegetace dvojic oplocených a neoplocených ploch. Z výsledků monitoringu vyplývá, že takto prováděná pastva podporuje cílové krátkostébelné porosty a potlačuje vysokotravinnou vegetaci. Klíčové druhy keříčkového vzrůstu však překvapivě lépe prospívaly v ohrazených kontrolách. Další sledování lokality pak ukázalo, že to je pravděpodobně v důsledku velmi silného zimního pastevního tlaku přemnožených jelenů sika, kteří se pasou na stálezelených vřesovcovitých keřících. Vyhodnocení způsobu provádění pastvy ovci ukázalo na některá dílčí opatření, která výrazně zvýšila jeho účinnost.

Popis lokality

Křížky jsou již od konce 19. století dobře známou botanickou lokalitou vnímanou odbornou veřejností především jako jedno z mála nalezišť endemického rožce kuříčkolistého (*Cerastium alsinifolium*). Hlubší floristické poznání regionu v poslední době však ukázalo, že jedinečnost lokality spočívá především ve výjimečně vysoké koncentraci celé řady dalších vzácných cévnatých rostlin a lišejníků vázaných na vřesoviště a mělké půdy v okolí hadcových skalek. Naopak drtivá většina trsů rožce se ukázala být kříženci rožce kuříčkolistého s rožcem rolním (*C. arvense*) z okolních pastvin (hlavní jádro rozšíření čistých populací endemického rožce je v současnosti na vlhkých stanovištích okolních hadcových borů – Vít et. al. 2014, Tájek et al. in prep.). V rámci České republiky je výjimečný i samotný charakter vřesoviště s vysokou pokrývností vřesovce pleťového (*Erica carnea*), zimostrázku alpského (*Polygala chamaebuxus*) a vlochyň bahenní (*Vaccinium uliginosum*).

Původní vegetací na Křížkách byl pravděpodobně světlý borový les s keříčkovým podrostem a skalními výchozy. Doba, kdy došlo k odlesnění lokality a vzniku sekundárních vřesovišť není přesně známa, ale lokalita náležela k nedaleké obci

Prameny, která je historicky doložena již ve 14. století. Nejstarším přímým dokladem o bezlesí na Křížkách je mapa Stabílního katastru z první poloviny 19. století. V první polovině 20. století (a pravděpodobně i po dlouhou dobu předtím) byly Křížky extenzivními ovčími pastvinami. Z leteckého snímku z roku 1952 vyplývá, že vřesovištní vegetace pokrývala mnohem větší část lokality. Po doznění tradičního hospodaření na lokalitě po 2. světové válce začalo území zarůstat náletovými dřevinami a do vřesovištní vegetace se začaly šířit vysoké trávy. Tyto vegetační změny vyústily v polovině 90. let v rozhodnutí obnovit na lokalitě pastvu ovci a zabránit tak další degradaci zdejší vegetace.

Výchozí stav

Desítky let trvající absence hospodaření, podpořená bezzásahovým režimem chráněného území (od 60. let), vedla k nežádoucímu ústupu vřesovištních formací ve prospěch



Obr. 1. Pastva ovci v roce 2008. (P. Tájek)

vysokých trav – především třtiny rákosovité (*Calamagrostis arundinacea*), místy rovněž ovsíku vyvýšeného (*Arrhenatherum elatius*) a bezkolence modrého (*Molinia caerulea*). V posledních zhruba deseti letech také významně pokleslo množství kvetoucích jedinců vřesovce pleťového, jehož různě kvetoucí porosty bývaly během předjaří významným turistickým lákadlem oblasti.

Cíle obnovy

Zachování či zvětšení populací vzácných druhů rostlin, především vřesovce pleťového. Zastavení expanze vysokých trav. Zvětšení plochy vřesovišť.

Popis opatření

1994 a 1996: odstranění náletových dřevin.

1996 po současnost: extenzivní pastva ovcí, obvykle 14 dní až 1 měsíc stádem ca 30 ovcí, zpravidla během července (červen–srpen).

Metodika sledování a vyhodnocení dat

Sledováno bylo 15 dvojic pokusných ploch o rozměrech 1,5 × 1,5 m, přičemž jedna z dvojice ploch byla vždy oplocena drátěným pletivem (od roku 2008). Fytocenologické snímkování ploch probíhalo v letech 2008, 2011 a 2014 (vždy před pastvou ovcí), standardním způsobem s využitím rozšířené devítistupňové Braun-Blanquetovy stupnice. Pokryvnosti jednotlivých druhů byly zjišťovány pouze pro cévnaté rostliny.

Pokryvnosti druhů z fytocenologických snímků byly analyzovány pomocí redundanční analýzy (RDA). Jako vysvětlující

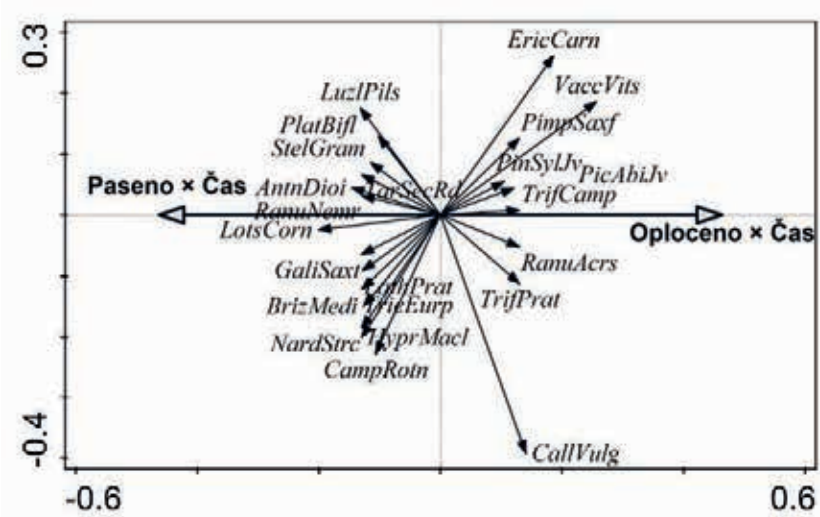
proměnné druhového složení byly použity interakce zásahu (oplocení/pastva) s časem. Jako kovariáty jsme pak použili identitu dvojice snímků, počáteční rozdíly mezi plochami v době oplocení a vývojové trendy společné oploceným a neoploceným plochám (hlavní efekt času). Všechny výpočty byly provedeny v programu Canoco 5.04 (ter Braak et Šmilauer 2012).

Výsledky

Heterogenní charakter lokality, kde se střídají skalní výchozy s hlubší půdou o proměnlivé vlhkosti, se promítl do větších rozdílů mezi jednotlivými dvojicemi ploch (ca 72 % variability v druhovém složení snímků), než byly rozdíly v rámci dvojice (ca 4,5 % variability). Vlastní efekt pastevního managementu (interakce zásah × čas) pak vysvětlil o trochu více než 1 % variability v druhovém složení snímků (p = 0,0002), což je srovnatelné s obecným tempem změn na lokalitě (hlavní efekt času vysvětlil ca 1,4 %).

V oplocených plochách bez pastvy došlo během šesti let sledování k celkovému zvýšení pokryvnosti bylinného patra, zvýšila se pokryvnost bezkolence modrého, ale překvapivě i keříčků brusinek a především jednoho z nejdůležitějších cílových druhů, vřesovce pleťového (Obr. 3). Očekávatelně rovněž rostly pokryvnosti semenáčků stromů a bobovitých rostlin citlivých na pastvu – jetele lučního (*Trifolium pratense*) a j. ladního (*T. campestre*).

V plochách pasených zůstávala pokryvnost bylinného patra přibližně stejná, nebo klesala, a zvyšovala se zde četnost výskytu nebo pokryvnost řady druhů smilkových trávníků, např. svízel hercynský (*Galium saxatile*) či třeslice prostřední



Obr. 3. Ordinační diagram redundanční analýzy (RDA) zkoumající efekt interakce zásahu a času (tj. vlastní dopady opatření) na monitorované trvalé plochy. První osa diagramu vystihuje 1,2 % variability v druhovém složení snímků a druhá osa 4,5 %. Zobrazeny jsou pouze druhy, u nichž interakce zásahu a času vysvětlila alespoň 1,5 % variability v pokryvnostech (tj. především druhy časté ve více plochách). Směry šipek jednotlivých druhů naznačují, kterým směrem v ordinačním prostoru rostou jejich pokryvnosti. Čím je delší kolmý průmět šipky daného druhu na šipku jednoho ze zásahů, tím více pokryvnost daného druhu roste relativně vůči změnám pokryvnosti druhu v druhém zásahu (např. na pasených plochách výrazně přibývá s časem štiřovník růžkatý (*Lotus corniculatus*), zatímco semenáčky borovic (*Pinus sylvestris* juv.) relativně přibývají v oplocených kontrolách méně).

(*Briza media*), a také některých cennějších druhů vázaných na chudé pastviny, jako jsou např. kociánek dvoudomý (*Antennaria dioica*) či vemeník dvoulistý (*Platanthera bifolia*). Celkově můžeme konstatovat, že letní pastva ovcí opravdu očekávaným způsobem snižuje pokryvnost nežádoucích trav a umožňuje přežívání vzácných druhů a společenstev krátkostébelných trávníků.

Systematické sledování přítomnosti a pokryvnosti jednotlivých druhů rostlin ve vrcholné vegetační sezóně bylo doplněno průběžnými kontrolami území, které významně doplnily celkový obraz vývoje zdejší vegetace. To odhalilo, že vývoj vřesovištní vegetace území zcela zásadně ovlivňuje zimní pastva jelení zvěře. V oblasti je silně přemnožen především jelen sika (*Cervus nippon*), který se ve skupinkách i větších stádech stahuje na vyfoukávaná stanoviště na hřebeni Křížků, kde okusuje vrcholky stálezelených keříčků (vřesovec, brusinka, vřes). Předpokládáme, že zimní pastva jelení zvěře vysvětluje nepředpokládané lepší prospívání stálezelených keříčků v nepasených kontrolních plochách. Následky zimní pastvy jsou obzvláště patrné během dubna, kdy v oplocených plochách bohatě kvete velmi časný vřesovec, kdežto jinde nejsou vřesovce téměř vůbec schopné vykvést (Obr. 5). Intenzitu zimní pastvy jelení zvěře dokládá pokrytí některých částí lokality ke konci zimy téměř souvislou vrstvou jeleního trusu.

Nové poznatky a doporučení

Pasoucí se ovce je důležité na noc (nebo jinou část dne, kdy se nepasou) zahánět mimo pasenou plochu a snížit tak množství trusu obohacujícího stanoviště nežádoucím způsobem o živiny. Pastva zvířat by měla probíhat v době, kdy jsou nežádoucí traviny pro pasoucí se zvířata ještě atraktivní,



Obr. 2. Pohled na NPP Křížky v říjnu 2010. (P. Tájek)



Obr. 4. Neoplocená trvalá plocha v roce 2011. (P. Tájek)

tn. na naší lokalitě ve druhé polovině června a první polovině července. Před zahájením pastvy je vhodné travnatější místa vysekat a zvýšit tak pastevní tlak na hůře dostupných skalnatějších místech. Z dlouhodobého pohledu považujeme za vhodné střídání několikaletých období s pastvou a bez pastvy, které zajistí regeneraci keříčkovitých druhů – toho lze docílit např. rozdělením území na 2–3 dílčí plochy, které jsou přepásány ve dvouletých až tříletých intervalech. Vegetaci je nezbytné pravidelně monitorovat (alespoň zběžnou návštěvou odborníka, ideálně několikrát ročně) a pružně na situaci reagovat při plánování ochrannářských zásahů.

Ačkoliv představuje zimní pastva v některých částech areálu rozšíření vřesovišť běžný a žádoucí management (např. většina oblastí na pobřeží Severního moře; Måren 2009), má zřejmě v podmínkách naší zimy zásadní negativní dopady na populační biologii keříčkových druhů, potažmo na dlouhodobé udržení vřesovištní vegetace na sledované lokalitě. Na zimní období 2016–2017 byl po celém obvodu lokality aplikován pachový ohradník (na dřevěné kůly zhruba 1 m nad zemí, v pravidelných rozestupech 3 m) speciálně vyráběný k odpuzování jelení zvěře. Okus keříčkových společenstev byl však přesto po zimě opět extrémně silný. Na podzim 2017 byla proto celá lokalita oplocena 2 m vysokým drátěným pletivem, což se na jaře 2018 velmi pozitivně projevilo na množství kvetoucích vřesovců pletových.

Zimní pastva přemnožených jelenů sika na vřesovišti se zdá být součástí komplexnějšího problému změněných podmínek v krajině, neboť souběžně pozorujeme výrazný nárůst selektivního pastevního tlaku na kvetoucí jedince upolínu nejvyššího (*Trollius altissimus*), což vede k výraznému zhoršení zmlazování tohoto zákonem chráněného druhu v sousední NPP Upolínská louka.



Obr. 5. V zaplacených trvalých plochách, které nebyly přes zimu spásány zvěří, bohatě kvete vřesovec pletový (*Erica carnea*), jaro 2012. (P. Tájek)

Poděkování

Děkujeme RNDr. Tomášovi Peckertovi, Ph.D. za pomoc při zakládání pokusných ploch.

Literatura

Måren I. E. (2009): Effects of management on heathland vegetation in Western Norway. – Ms.; PhD thesis, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Bergen.

Tájek P., Klaudisová A. et Vít P. (2012): Vývoj populace rožce kuříčkolistého (*Cerastium alsinifolium*) v NPP Křížky v letech 1984–2012. – Sborník muzea Karlovarského kraje 20: 173–194.

Tájek P., Janovský Z. & Lampei Bucharová A. (2015): Flóra a vegetace národní přírodní památky Křížky a vývoj vegetace během uplynulého desetiletí. – Sborník muzea Karlovarského kraje 23: 229–268.

Tájek P. (2010): Mnichovské hadce – jedinečná ukázka hadcového fenoménu. – In: Brabec J. [ed.], Přírodní fenomény a zajímavosti západních Čech, pp. 18–48, Občanské sdružení Mezi lesy, Prostiboř a Muzeum Cheb.


Tájek P., Janovský Z. & Vít P. (in prep.): Habitat differentiation and distribution of serpentine endemic *Cerastium alsinifolium*, *C. arvense* and their hybrid.

ter Braak, C. J. F. & Šmilauer P. (2012). Canoco reference manual and user’s guide: software for ordination (version 5.0). – Microcomputer Power, Ithaca.

Vít P., Wolfová K., Urfus T., Tájek P. & Suda J. (2014). Interspecific hybridization between rare and common plant congeners inferred from genome size data: assessing the threat to the Czech serpentine endemic *Cerastium alsinifolium*. – Preslia 86: 95–117.

Obnova společenstev vázaných na otevřené plochy písčín

Klára Řehouňková & Ivana Jongepierová

Lokalizace	 NPP Váté písky po obou stranách železniční trati mezi stanicemi Rohatec a Bzenec-Prívóz, 48° 54'–48° 55' N, 17° 13'–17° 16' E; nadmořská výška 180–190 m
Ochrana přírody	NPP, EVL, PO
Obnovená plocha	11 ploch o celkové výměře 2,7 ha do roku 2015
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP

Abstrakt

Od roku 2010 probíhá v prostoru NPP Váté písky obnova a monitoring společenstev vázaných na otevřené plochy písčín. Z degradovaných ploch je pomocí těžké techniky stržena a odvážena svrchní eutrofizovaná vrstva písku. Na 15 trvalých plochách v místech zásahů je sledován samovolný vývoj vegetace. Bylo zjištěno, že již po 4 letech se na disturbovaných plochách vyskytuje podobné druhové složení jako u cílové vegetace. Optimální management těchto společenstev by měl kombinovat mozaikovitě velkoplošné strhávání eutrofizované vrstvy s dalšími drobnějšími zásahy (např. místní nepravidelné narušování povrchu, odstraňování náletových dřevin a nepůvodních druhů).

Popis lokality

Oblast vátých písků vznikala od pozdní doby ledové (18 ± 2 tis. let), kdy docházelo k vyvátí písku z pozdně glaciálních jezerních sedimentů (Kadlec et al. 2015). Vrstvy písků dosahují mocnosti 10–36 m. Během holocénu se zde vyvinuly doubravy, zřejmě s borovicí lesní (*Pinus sylvestris*). Ve středověku však byly vykáceny, k jejich zničení přispěla i intenzivní pastva, takže se písky opět uvolnily a dokonce vznikaly i písečné bouře. V 19. století začala být celá oblast cíleně zalesňována borovicí lesní. Otevřené písčiny se dodnes zachovaly jen na několika maloplošných lokalitách. Jednou z nich je bezlesý protipožární pás podél železnice z Vídně do Krakova (současná NPP Váté písky), který byl udržován až do konce provozu parních lokomotiv v 70. letech dvacátého století.

Poté začala tato lokalita zarůstat nálety borovic a pomístně i trnovníkem akátem (*Robinia pseudoacacia*). Obnova otevřených písčín byla zahájena koncem 80. let dvacátého století, kdy se za pomoci státní ochrany přírody i nevládních organizací začaly vzrostlé borovice vyřezávat a mladé nálety ručně vytrhávat.

Abiotické podmínky

Písky obsahují velký podíl křemene a vyznačují se kyselou půdní reakcí (pH 4,5–5,5). Na nich se vyvinula kambizem arenická, místy i regozemě arenická (Jongepier & Bezděčka

2002). Klimaticky náleží území do oblasti teplé – T4 (Quitt 1971). Průměrná roční teplota přesahuje 9 °C, roční úhrn srážek obvykle nepřesahuje 500 mm (Tolasz et al. 2007).

Výchozí stav

Na několika hektarech se po celém území NPP vyskytovaly hustě zapojené porosty třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Šlo především o místa, z nichž byly odstraněny dřeviny a nedošlo k následnému vyhrabání vrstvy humusu a jehličí. V prostoru bývalých ohnišť využívaných k likvidaci vyřezaných dřevin se navíc častěji vyskytoval také zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*).

Cíle obnovy

Obnova teplomilných společenstev na otevřených vátých písčích.

Popis opatření

Obnovná opatření
1987: za pomoci několika hodonínských ZO ČSOP začalo



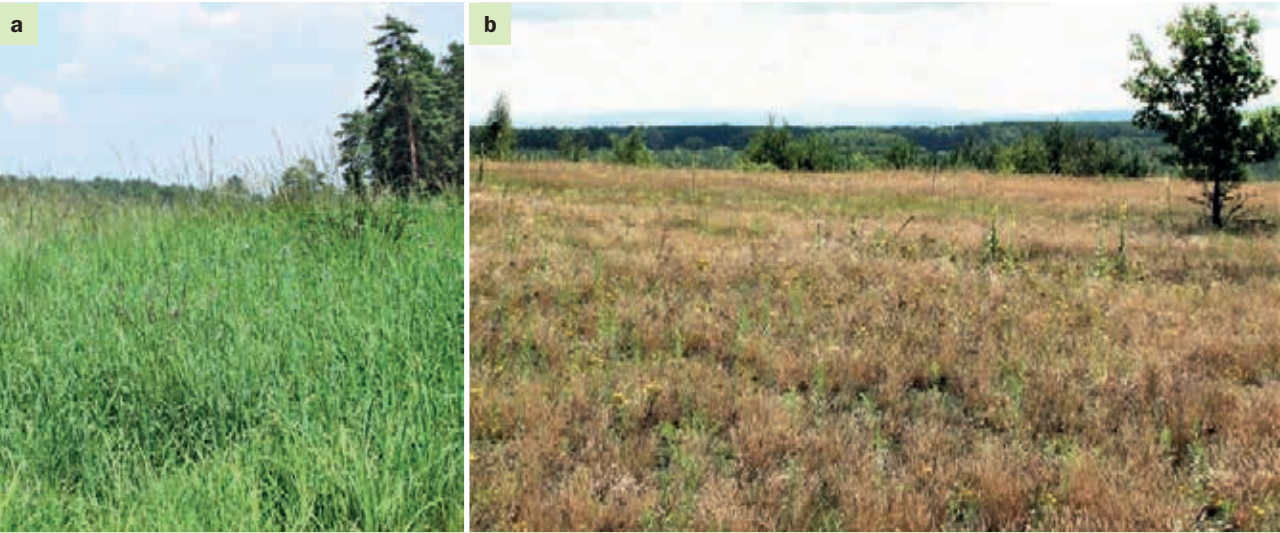
Obr. 1. Velkoplošné strhávání svrchní eutrofizované vrstvy pomocí těžké techniky v roce 2014. (I. Jongepierová)

odstraňování borovice lesní. Po vyřezaných stromech však zůstaly pařezy a eutrofizovaná místa se třtinou křovištní a zlatobýlem obrovským, a to především na ohništích. V menší míře se z okolních porostů rozšířil trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*).

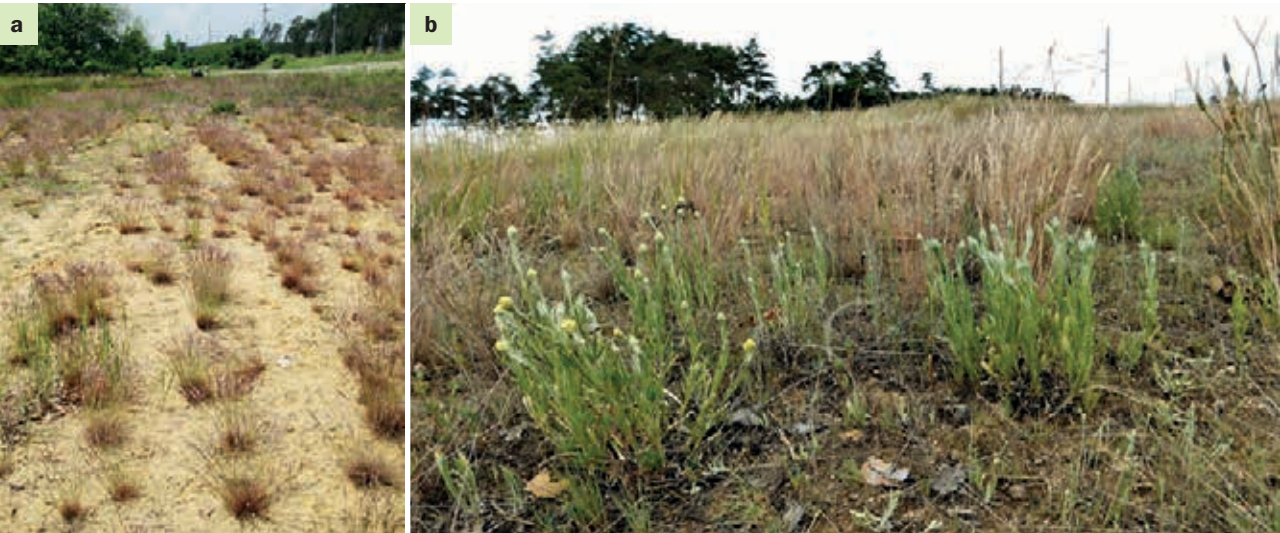
2010 – doposud: obnova iniciálních sukcesních stadií stržením svrchní eutrofizované vrstvy písku do hloubky 10–30 cm (náklady na 1 ha ca 200.000 Kč podle hloubky zásahu). Materiál byl následně odvezen do nedaleké pískovny, kde jsou vytěžené plochy v souladu s platným, avšak nevhodným rekultivačním plánem následně zalesňovány.

Managementová opatření

- Pravidelné odstraňování semenáčků nežádoucích druhů – borovice lesní, zlatobýl obrovský, topol osika (*Populus tremula*) a trnovník akát.
- Pravidelné narušování zapojeného porostu, např. diskovými bránami (doplnění velkoplošného mozaikovitého strhávání ploch menšími nepravidelnými zásahy).



Obr. 2a, 2b. a) Degradovaná plocha, b) referenční plocha. (K. Řehounková)



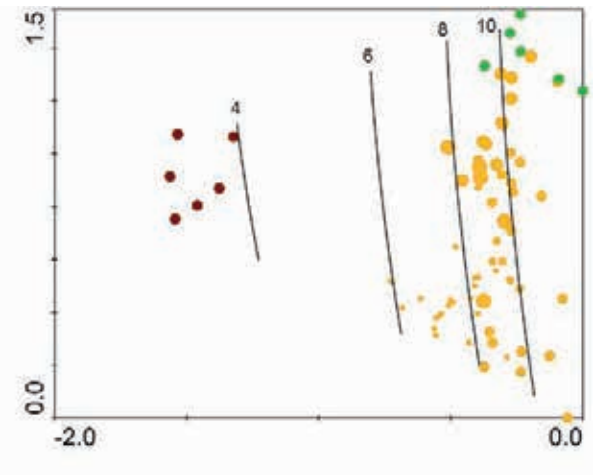
Obr. 3a, 3b. Obnova suchých trávníků na narušených plochách: (a) první a (b) pátý rok po zásahu. (K. Řehounková)

Metodika sledování

V letech 2012–2016 byla sledována sukcese cévnatých rostlin po odstranění svrchní vrstvy písku na 15 trvalých plochách o výměře 5 × 5 m. Během tří let bylo založeno každoročně celkem 5 monitorovacích ploch, vždy na nově stržených lokalitách. K tomu byly v letech 2012–2014 zapsány fytoocenologické snímky na degradovaných plochách před stržením horní vrstvy písku a v letech 2014–2015 reprezentativní plochy s psamofytní vegetací, které sloužily jako referenční lokality.

Výsledky

Žádoucí rostlinné druhy se na nově otevřená místa začaly šířit velmi rychle, protože se v bezprostředním okolí disturbovaných ploch dochovala řada porostů s cílovou psamofytní vegetací. Nově vytvořené plochy osídlila také řada specializovaných psamofilních živočichů, kteří se před obnovou NPP Váté písky vyskytovali jen v prostoru písčité cesty vedoucí podél železniční tratě.



Obr. 4. Nepřímá gradientová analýza (DCA) ploch s odstraněnou svrchní eutrofizovanou vrstvou (žlutě) v porovnání s degradovanými plochami před zásahem (hnědě) a cílovou psamofytní vegetací vátých písků (zeleně). Velikost žlutých symbolů odpovídá rostoucímu stáří ploch (1–5 let od zásahu). Izočáry vyjadřují počet cílových druhů (tj. vázaných na suché písčité trávníky) zaznamenaných na trvalých plochách 5 × 5 m. Na stržených plochách byl zaznamenán nejen nárůst žádoucích druhů, ale i druhové složení na řadě ploch odpovídalo už po čtyřech letech skladbě vegetace na referenčních lokalitách.

Na 15 sledovaných plochách se strženou eutrofizovanou vrstvou byl v letech 2012–2016 zaznamenán výskyt 97 druhů cévnatých rostlin, z toho 23 druhů patří do Červeného seznamu ČR (Grulich 2012). Během pěti let došlo v porovnání s degradovanými plochami ke ztrojnásobení počtu druhů vázaných na suché trávníky (průměr ± střední chyba průměru (SE) z 3,8 ± 1,7 na 13 ± 3,5) a poklesu synantropních druhů na polovinu (průměr ± SE) z 8,2 ± 3,2 na 4,2 ± 2,95. Průměrný počet cílových druhů suchých trávníků, které spontánně kolonizovaly stržené plochy, dosahoval již v prvním roce téměř srovnatelných hodnot jako na referenčních plochách se zachovalou psamofytní vegetací, nežádoucí synantropní druhy naopak postupně ustupovaly. V pátém roce dosáhl průměrný počet druhů synantropních i druhů vázaných na suché trávníky vátých písků stejných hodnot jako u referenčních lokalit se zachovalou cílovou psamofytní vegetací.



Obr. 5. Monitoring trvalých ploch 2014. (I. Jongepierová)

K nejúspěšnějším druhům šířícím se samovolně na nově vytvořená stanoviště patřily paličkovec šedavý (*Corynephorus canescens*), šťovík menší (*Rumex acetosella*), jetel rolní (*Trifolium arvense*), bělolist nejmenší (*Filago minima*), psineček tuhý (*Agrostis vinealis*), divizna knotovkovitá (*Verbascum lychnitis*) a pelyněk ladní (*Artemisia campestris*).

Výsledky nepřímé gradientové analýzy (Obr. 4) ukazují, že samovolný vývoj vegetace na disturbovaných plochách rychle směřuje k psamofytní vegetaci.

Nové poznatky a doporučení

Výsledky monitoringu potvrdily úspěšnost zvolené metody obnovy, kterou lze využít na podobných stanovištích i jinde v Evropě.

Optimálním způsobem obnovy silně eutrofizovaných ploch na vátých píscích je kombinace mozaikovitého velkoplošného strhávání svrchní živinami bohaté vrstvy s dalšími drobnějšími zásahy (např. místní nepravidelné narušování, pravidelné odstraňování náletových dřevin a nepůvodních druhů).

Poděkování

Práce byla podpořena granty GA ČR 17-09979S a RVO 103-2100 Poděkování patří také všem spolupracovníkům, kteří se na monitoringu podíleli.

Literatura

Grulich V. (2012): Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. – Preslia 84: 631–645.

Grulich V., Antonín V. & Danihelka J. (2002): Národní přírodní památka Váté písky u Bzence. – Zprávy České botanické společnosti 22: 75–79.

Jongepier J. W. & Ambrozek L. (1990): Inventarizační průzkum CHPV Váté písky. – Ms.; depon. in Správa CHKO Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou.

Jongepier J. W. & Bezděčka P. [eds] (2002): Chráněná území okresu Hodonín. – Okresní úřad Hodonín.


Kadlec J., Kocurek G., Mohrig D., Shinde D. P., Murari M. K., Varma V., Stehlík F., Beneš V. & Singhvi A. K. (2015): Response of fluvial, aeolian, and lacustrine systems to late Pleistocene to Holocene climate change, Lower Moravian Basin, Czech Republic. – Geomorphology 232: 193–208.

QUITT E. (1971): Klimatické oblasti Československa. – Studia Geographica 16: 1–64.

Tolasz R., Míková T., Valeriánová A. & Voženílek V. (2007): Atlas podnebí Česka. – Český hydrometeorologický ústav, Praha a Univerzita Palackého, Olomouc.

Rekonstrukční management bezkolencových luk ve VÚ Boletice

Alena Vydrová & Vít Grulich

Lokalizace	 Vojenský újezd Boletice; nadmořská výška 570–940 m
Ochrana přírody	EVL, (2 dílčí plochy současně v CHKO Šumava)
Obnovená plocha	7 lokalit o celkové ploše 17,9 ha
Finanční podpora	Ministerstvo obrany ČR, krajinotvorné programy MŽP

Abstrakt

Od roku 2008 probíhá ve vojenském újezdu Boletice rekonstrukční a udržovací management na 7 lokalitách bezkolencových luk. Jeho cílem je stabilizovat strukturu a druhovou diverzitu této vegetace. Zvláštní pozornost je věnována hořci hořepníku (*Gentiana pneumonanthe*). Reakce na zásahy je monitorována na trvalých plochách, jejich každoroční vyhodnocování se promítá do modifikací zásahového režimu.

Popis lokality

Geologická stavba Pošumaví, na níž se na mnoha místech podílí metamorfované horniny (ruly a granulity), je příčinou toho, že se na mnoha místech v průběhu kvartéru vytvořily těžké pseudoglejové půdy (Albrecht et al. 2003). Na těchto stanovištích vznikaly po odlesnění velmi vhodné podmínky pro polopřirozenou vegetaci v podobě střídavě vlhkých bezkolencových luk (vegetace svazu *Molinion caeruleae*), které zde musely zabírat v době extenzivního hospodaření dosti rozsáhlé plochy.

Bezkolencové louky jsou velmi citlivé na management a jeho změny. Zdá se, že v době extenzivního hospodaření jim svědčilo mělké odvodňování, které znamenalo, že půdní povrch se trvale nezamokřoval, prosýchal a dobře v něm fungoval režim střídání vlhkosti. Na druhé straně tato vegetace velmi degraduje při hlubokém odvodnění, které rychle vodu odvádí.

Na úbytku rozlohy se na jedné straně podepsalo masivní odvodňování, které mělo za následek těžké poškození hydrologického režimu na krajinné úrovni, na druhé straně zánik tradičního obhospodařování. Odvodnění ploch s vegetací bezkolencových luk vedlo k mezofilizaci stanoviště. Takové plochy byly navíc často přeorány, a pokud zde do budoucna zůstal trvalý travní porost vůbec zachován, byl přeset, nebo alespoň doset produkčními druhy trav, intenzivně přihnojován a vícekrát do roka sečen. Uvedené faktory druhovou skladbu těchto luk zásadně pozměnily.

V odlehlejších polohách došlo k opačným jevům. Absence péče o mělké odvodňovací stružky vedla k jejich zanášení, a tím pádem k trvalejšímu zamokřování vegetace. Na tako-

vých plochách se často začaly šířit produkčnější druhy, které limituje právě střídavě vysychání, a to na úkor druhů, které tento stresující faktor snášejí. Takové plochy navíc často zůstávaly ležet ladem, přestaly být pravidelně sklizeny a citlivější, zejména málo produkční druhy zde rovněž trpěly hromaděním staříny. To vedlo povětšinou k ochuzení druhové skladby.



Obr. 1. Hořec hořepník (*Gentiana pneumonanthe*) na lokalitě Olšina. (A. Vydrová)

Ohrožení bezkolencových luk vedlo průběžně k tomu, že některé lokality byly v průběhu doby vyhlášovány jako maloplošná zvláště chráněná území, zejména pokud v nich trval výskyt některých vzácných a atraktivních druhů podléhajících zákonné ochraně. Byly zařazeny mezi chráněné biotaty uvedené v příloze směrnice 92/43/EEC o stanovištích (Chytrý et al. 2010). Při plošném mapování biotopů v letech 2001–2005 byla v ČR zjištěna aktuální rozloha bezkolencových luk 8 570 ha (Härtel et al. 2009).

Ve vojenském újezdu Boletice zůstala zachována dosti velká rozloha bezkolencových luk, celkem 406,5 ha (Bodnár et al. 2015). Důvodů pro to je několik:

a) území zabrala armáda záhy po vysídlení německého obyvatelstva, které zde do té doby žilo a tradičně hospodařilo (Roušar 2006);

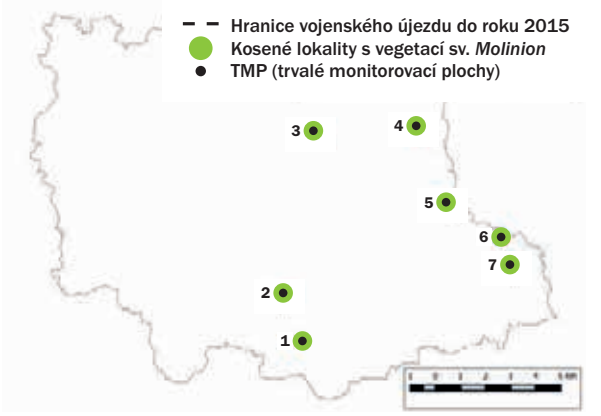
b) veškeré hospodaření bylo podřízeno potřebám armádního výcviku, nerealizovaly se zde proto větší odvodňovací projekty a rovněž nedocházelo k plošnému přihnojování;

c) zánik sídel znamenal rovněž zánik zdrojů lokální kontaminace živinami z odpadních vod;

d) na mnoha místech sice probíhaly mechanické disturban- ce, ale spíše v nepravidelném režimu a především neprová- zené eutrofizací.

Tyto faktory měly zásadní vliv na relativně vyšší zastoupení biotopu bezkolencových luk ve srovnání s běžnou kulturní krajinou.

Ve vojenském újezdu Boletice byla v roce 2005 vymezena evropsky významná lokalita (EVL) Boletice a biotop střídavě vlhkých bezkolencových luk se zde stal jedním z předmětů ochrany. V území se vyskytují oba typy bezkolencových luk známé z ČR (Chytrý 2007). Druhově bohaté porosty (*Molinietum caeruleae*) byly podchyceny zejména v nižších nadmořských výškách na severovýchodě vojenského újezdu, zejména v části, kde je v podloží tzv. pestrá série, jejíž součástí jsou i krystalické vápence. Druhově poněkud chudší typ bezkolencových luk (*Junco effusi-Molinietum caeruleae*) je vázán na



Obr. 2. Sledované bezkolencové louky ve Vojenském újezdu Boletice: 1 – Olšina - louky, 2 – Loutecký u můstku, 3 – Strouhy u kapličky, 4 – Mokřady u Okrouhlíku, 5 – Mokřady u Osí, 6 – Louky u Podvořského rybníka, 7 – Podvoří - louky.

kyslejší podloží spíše ve střední části újezdu, vystupuje do vyšších nadmořských výšek.

Výchozí stav

Průběžné sledování stavu bezkolencových luk v EVL Boletice ukázalo, že plochy s touto vegetací po roce 2000 (po opuštění území armádou) postupně degradují. Příčinou byla především absence hospodaření – o pokosenou hmotu přestal být zájem. Degradace byla patrná zejména u odlehlejších a více zamokřených ploch. Byl zaznamenán ústup některých vzácných druhů, např. hořce hořepníku (*Gentiana pneumonanthe*), ke kterému jsou k dispozici záznamy o početnosti od roku 1995 na lokalitách Podvoří a Osí (zpočátku nikoli každoroční), na lokalitě Olšina sledoval hořce Pavlíčko (1998). Z dalších druhů se to týká prstnatce májového (*Dactylorhiza majalis*), hladýše pruského (*Laserpitium prutenicum*), vzácnějších ostřic a dvouděložných rostlin, šířily se naopak trávy.



Obr. 3. Trvalá plocha na lokalitě Podvoří - louky: kosená varianta. (A. Vydrová)



Obr. 4. Trvalá plocha na lokalitě Podvoří - louky: nekosená varianta. (A. Vydrová)

Výchozí stav vegetace na lokalitách byl poměrně různorodý. Pouze část lokality Podvoří - louky byla do roku 2000 pravidelně sečena; vzhledem k snadné přístupnosti ale toto obhospodařování bylo dosti intenzivní (seč dvakrát ročně, zřejmě i občasně přihnojování). Ostatní lokality ležely již před rokem 2001 několik let ladem a byla na nich zaznamenána degradace vlivem hromadění stařiny, resp. přemokření; oba faktory vedly k rychlému poklesu druhové diverzity a ústupu citlivějších druhů, a to především diagnostických druhů bezkolencových luk. Sukcese vegetace na některých dílčích plochách vedla k sukcesi směrem k vlhkým pcháčovým loukám. V nekosených porostech některých lokalit se navíc velmi šířil kosatec sibiřský (*Iris sibirica*), který utlačoval téměř všechny další luční druhy.

Cíl obnovy

Stabilizovat strukturu a druhovou diverzitu různých typů bezkolencových luk a navrhnout postupy k jejich pravidelné údržbě. Na lokalitách s výskytem hořce hořepníku udržet jeho populaci.

Popis opatření

Byly vytipovány cenné plochy bezkolencových luk a ve spolupráci s Újezdním úřadem Boletice (orgán státní ochrany přírody ve vojenském újezdu) byly hledány cesty k realizaci vhodného managementu. Určitým omezením byl nutný souhlas Armády ČR k provádění managementu; nemohly tedy být vybrány lokality v cílových plochách vojenských polygonů. V průběhu roku 2008 bylo vybráno celkem 7 dílčích lokalit, které zahrnuly oba zastoupené typy vegetace bezkolencových luk i různé postavení na vlhkostním gradientu, ve 3 z nich se vyskytoval i hořec hořepník.

Pro odsouhlasené lokality byly zpracovány projekty rekonstrukčního a udržovacího managementu. Hlavním opatřením je pravidelné sečení.

Rekonstrukční management

Pro rekonstrukci byly navrženy 2 seče za vegetační sezónu, jejichž cílem bylo potlačit expanzní dominanty, zejména tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*), psárku luční (*Alopecurus pratensis*), srhu říznačku (*Dactylis glomerata*), skřípinu lesní (*Scirpus sylvaticus*), ale i kosatec sibiřský (*Iris sibirica*) nebo třtinu křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Na části lokality Mokřady u Osí byly obnoveny mělké odvodňovací stružky.

Udržovací management

Potlačení dominant je základním předpokladem přechodu rekonstrukčního managementu na management udržovací, tedy na jedinou seč v druhé polovině vegetační sezóny.

Relativně sušší části na lokalitě Podvoří - louky a Olšina - louky jsou sečeny alespoň částečně strojově, zatímco vlhčí lokality, např. Mokřady u Okrouhlíku a Mokřady u Osí jsou sečeny křovinořezem. Trvalé plochy jsou sečeny ručně kosou.

Plochy po zásahu jsou pečlivě vyhrabány a posečená hmota je vyvážena mimo lokality. Rostliny hořce hořepníku a zčásti i prstnatců májových jsou individuálně označovány a při zásazích šetřeny.

Na základě každoročního vyhodnocení stavu vegetace na každé lokalitě byly pro následující rok managementové postupy operativně upravovány. Důvodem byla jednak reakce na každoroční chod počasí, ale na konkrétních lokalitách i odlišná reakce vegetace na provedené zásahy.

Metodika sledování

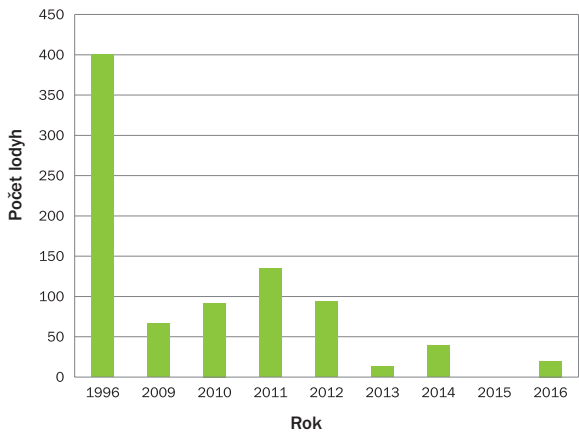
Každá lokalita je každoročně posuzována z hlediska kvality provedeného managementu a jeho dopadu na vegetaci. Na 5 lokalitách byly v roce 2009 založeny trvalé plochy o rozměrech 4 × 4 m, vždy párově (plocha s managementem a nekosená kontrola), na kterých jsou každoročně zaznamenávány fytoocenologické snímky. Na lokalitách Mokřady u Osí, Podvoří - louky a Olšina - louky, kde se vyskytuje hořec hořepník, jsou navíc každoročně počítány kvetoucí lodyhy.

Výsledky

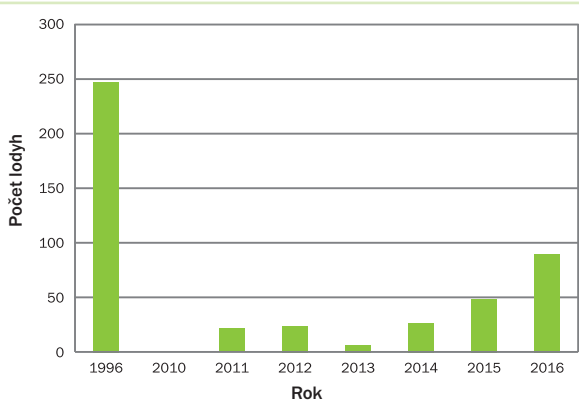
Změny dominantních druhů na trvalých plochách - kosených i nekosených - je velmi obtížné za sledované období interpretovat. Na změny vegetace má vliv více faktorů, od chodu počasí až po kvalitu managementových prací. V grafech (Obr. 7 - 9) jsou zachyceny změny dominant ve vegetaci a změny počtu druhů ve snímcích z modelové lokality Podvoří - louky. Z nich jednoznačně vyplývá, že počet druhů v kosené ploše je vyšší než v nekosené. Změny dominant jsou stále pravděpodobně nejvíce závislé na lokálním chodu počasí (deštivé jaro, suché období atd.). Změny ve vegetaci probíhají zatím velmi pozvolna a pomalu. Podobný průběh změn jsme zaznamenali i na ostatních lokalitách. Zatímco ve fytoocenologických snímcích změny nejsou zatím nijak razantní, na pohled je změna kosených a nekosených ploch zřetelná. Na nekosených plochách je vegetace vyšší a jsou v ní patrné výrazné dominanty, zatímco kosené plochy jsou druhově diferencovanější a většinou bez výrazných dominant.

Překvapivé výsledky přineslo sledování hořce hořepníku (Obr. 5 a 6). Po zahájení zásahů početnost na lokalitách poněkud vzrostla, i když se ani v letech maximálního zjištěného počtu kvetoucích rostlin nepodařilo dosáhnout počtů zaznamenaných zde v 90. letech, dokud fungovalo managementové kontinuum. Vlivem kosení se sice husté porosty kosatce sibiřského rozvolnily, ale na volných ploškách se velmi rozšířily mechy.

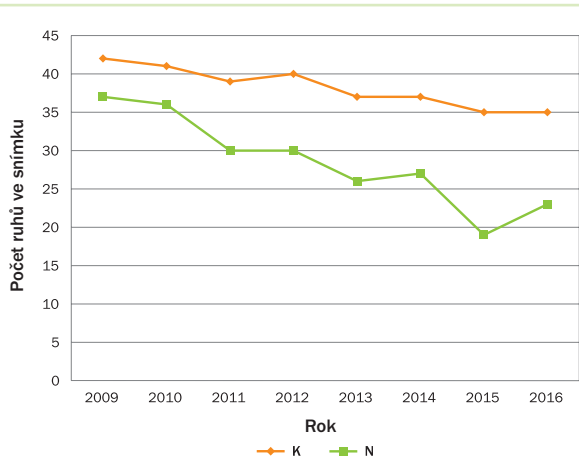
Na lokalitě Podvoří - louky hořce negativně reagovaly na extrémní teplo a sucho v roce 2015; navíc v roce 2015 nebyla lokalita na jaře posečena (dosud zde trvá rekonstrukční management) a porost velmi zhoustl. Naproti tomu na lokalitě Olšina ve stejném roce hořce kvetly velmi dobře a extrémní sucho se na této lokalitě vůbec neprojevilo. V roce 2016 zde byl počet hořepníků zatím nejvyšší za celé sledované obdo-



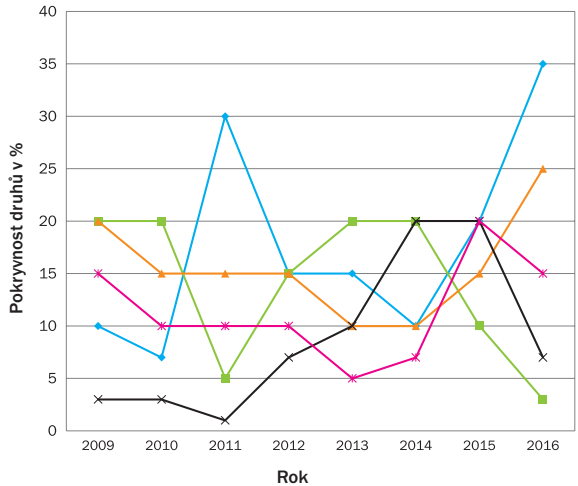
Obr. 5. Kvetení hořce hořepníku (*Gentiana pneumonanthe*) na lokalitě Podvoří - louky v letech 1996–2015.



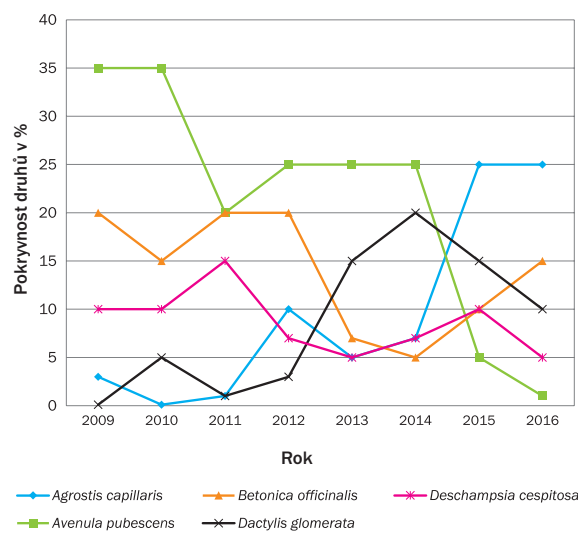
Obr. 6. Kvetení hořce hořepníku (*Gentiana pneumonanthe*) na lokalitě Olšina v letech 1996–2015.



Obr. 7. Změny v počtu druhů na trvalých plochách na lokalitě Podvoří - louky: K - kosená varianta; N - nekosená varianta.



Obr. 8. Změny dominant na trvalé ploše na lokalitě Podvoří - louky: kosená varianta.



Obr. 9. Změny dominant na trvalé ploše na lokalitě Podvoří - louky: nekosená varianta.

bí. Tento nárůst byl pravděpodobně zapříčiněn velmi kvalitně prováděnými zásahy. Rostliny hořce hořepníku byly ve dvou předcházejících letech velmi pečlivě obsekány, mechové patro důkladně vyhrabáno a rostliny se mohly vysemenit na úplně volnou půdu bez stařiny, trávy a mechorostů.

Nové poznatky a doporučení

Sledování trvalých ploch na plochách bezkolencových luk přináší velmi důležité výsledky pro následné plánování zásahů. Z dosavadních aktivit vyplývají tyto poznatky:

- Management vede k regeneraci mechového patra, což je patrné zejména na vlhkých lokalitách.
- Vyšší pokryvnost mechorostů výrazně vadí hořci hořepníku.
- Na vlhkých lokalitách regenerovaly populace citlivých

máloprodukcčních druhů, zejména ostřice Davallovy (*Carex davalliana*), o. blešní (*C. pulicaris*), suchopýru šírolistého (*Eriophorum latifolium*) a tolije bahenní (*Parnassia palustris*).

- Na nejvlhčích lokalitách vedl management k potlačení diagnostických druhů svazu *Molinion* a podpořil sukcesní změnu směrem k minerotrofnímu typu biotopu nevápni-
tých mechových slatin: ve vegetaci nyní převládají nízké ostřice, na lokalitě Mokřady u Okrouhlíku zásah silně podpořil vitalitu ostřice Davallovy.
- Na lokalitě Mokřady u Osí, kde s prvním zásahem bylo provedeno mělké odvodnění, se podařilo potlačit expan-
dující produkční druhy indikující stabilnější vodní režim: tužebník jilmový reaguje velmi zřetelně, zatímco skřípina lesní ustupuje velmi pomalu; ve vegetaci se postupně za-
čínají objevovat některé diagnostické druhy svazu *Molini-
on*, např. bezkolenec modrý (*Molinia caerulea*) a krvavec toten (*Sanguisorba officinalis*).
- Diagnostické druhy bohatých bezkolencových luk na ko-
sených plochách zřetelně ustoupily. Týká se to světlíce barvířské (*Serratula tinctoria*), bukvice lékařské (*Bet-
onica officinalis*) a hladýše pruského. Příčinu zatím ne-
dovedeme jednoznačně vysvětlit; ústup snad způsobilo
odlišné časování zásahů než při historickém obhospoda-
řování.

Ukazuje se, že pro úspěšnost zásahů je velmi důležité, když management provádí jedna organizace po delší časové ob-
dobí, během nějž pochopí specifika zásahů. Každoroční stří-
dání firem provádějících zadané práce v důsledku výběrových
řízení ovlivnilo skutečnost, že ne všechny stanovené zásady
managementu byly vždy respektovány. Tento systém vedl
k tomu, že ne vždy bylo dodrženo optimální časování zásahů



Obr. 10. Porost s kosatcem sibiřským (*Iris sibirica*) na lokalitě Podvoří - louky. (A. Vydrová)

(tyto problémy nastaly dokonce i v důsledku nutnosti opa-
kovat výběrové řízení z administrativních důvodů!); stalo se,
že byly omylem pokoseny i nekosené varianty trvalých ploch,
jakož i hořce hořepníky, přestože vše bylo v terénu zřetelně
označeno dřevěnými kolíky.

Z péče o biotop bezkolencových luk ve vojenském újez-
du Boletice vyplývá nezbytnost permanentního sledování
úspěšnosti managementových opatření, jeho vyhodnocová-
ní a přenášení výsledků monitoringu do operativních změn
managementových plánů. Labilita vegetace bezkolencových
luk je tématem k dalšímu sledování, jak tato cenná, druhově
velmi diverzifikovaná rostlinná společenstva chránit.

Literatura

Albrecht J. et al. (2003): Českobudějovicko. – In: Mackovčin
P. & Sedláček M. [eds], Chráněná území ČR, vol. 8. –
AOPK ČR & EkoCentrum Brno, Praha.

Bodnár T., Grulich V., Hans V., Šiška P. & Vydrová A. (2015):
Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou
lokalitu Boletice (CZ0314123). – Ms.; depon. in AOPK
ČR, Praha.


Härtel H., Lončáková J. & Hošek M. [eds] (2009): Mapová-
ní biotopů v České republice. Východiska, výsledky, per-
spektivy. – AOPK ČR, Praha.

Pavličko A. (1998): Gentianaceae – hořcovité na Prachatic-
ku. – Zlatá stezka 5: 299–318.

Roušar J. [ed.] (2006): Vojenské újezdy Armády České repub-
liky. – Ministerstvo obrany České republiky – AVIS, Praha.

Obnova vřesovišť řízeným vypalováním v CHKO Brdy

Bohumil Fišer, Hana Mayerová, Martin Adámek & Jan Hora

Lokalizace	 dopadové plochy ve Středních Brdech; nadmořská výška 726–794 m
Ochrana přírody	CHKO, I. zóna, EVL (2 lokality), připravované NPP (2 lokality)
Obnovená plocha	1 ha a dalších ca 20 ha po doprovodných požárech při vojenských cvičeních
Finanční podpora	Hasičský záchranný sbor ČR, AOPK ČR

Abstrakt

Rozsáhlá vřesoviště patří mezi nejcennější lokality CHKO
Brdy. Jedná se o sekundární bezlesí, vzniklé v důsledku čin-
nosti armády v průběhu uplynulých 90 let na dopadových
plochách. Když v roce 2015 Armáda ČR ukončila činnost
ve Vojenském újezdu Brdy, bylo třeba najít nový způsob, jak
vřesoviště zachovat. Řízené vypalování je díky pyrotechnické
zátěži území asi jedinou možností dosažení dlouhodobého
udržení zdejších vřesovišť. Na dopadové ploše Jordán ve
spolupráci AOPK ČR a HZS Plzeňského kraje v květnu 2016
proběhlo experimentální řízené vypalování vřesoviště, včetně
sledování teplot a dalších ukazatelů. Bylo provedeno fytoce-
nologické snímkování vč. srovnání s fytoocenologickými sním-
ky provedenými na plochách, kde proběhly neřízené požáry
jako doprovodný jev využívání dopadové plochy Jordán armá-
dou v minulosti.

Popis lokality

V roce 1926 schválila vláda Československé republiky vznik
dělostřelecké střelnice v Brdech. Od roku 1930 postupně do-
šlo k vykácení 3 dopadových ploch o rozlohách každé téměř
500 ha – Brda, Jordán a Tok (Čáka 1998). Vojenským užívá-
ním tak postupně vzniklo unikátní bezlesí s výskytem vřesu
obecného (*Calluna vulgaris*), brusnice brusinky (*Vaccinium
myrtillus*), b. borůvky (*V. vitis-idaea*) a acidofilních trav, které
nemá v České republice svým rozsahem obdoby. Vřesoviště
bylo udržováno dopady munice, především raket, kde kromě
obnažení povrchu dopadem docházelo často k doprovodným
požárům. Za posledních 10 let proběhlo dle záznamů hasičů
na dopadových plochách Brda, Jordán a Tok téměř 100 po-
žárů různého rozsahu, nejčastěji pak dopadové plochy hořely
díky vhodných podmínkám v květnu a v dubnu (Obr. 2).

Ekosystém vřesoviště je závislý na životním cyklu vřesu. Je-
dinci vřesu zhruba po 25 letech stárnou, ztrácejí schopnost
vegetativního rozmnožování a následně dochází k odumírání
a rozpadu vřesoviště (Gimingham 1971). Klíčení semenáčků
vřesu vyžaduje obnažení půdy na minerální podklad (Equi-
hua & Usher 1993) a může být indukováno i působením
teploty a kouře ve vrchních vrstvách půdy (Thomas & Davies

2002, Mallik et al. 1984). Naopak semena vystavená příliš
vysokým teplotám po dlouhou dobu mohou ztrácet klíčivost
(Schimmel & Granström 1996).

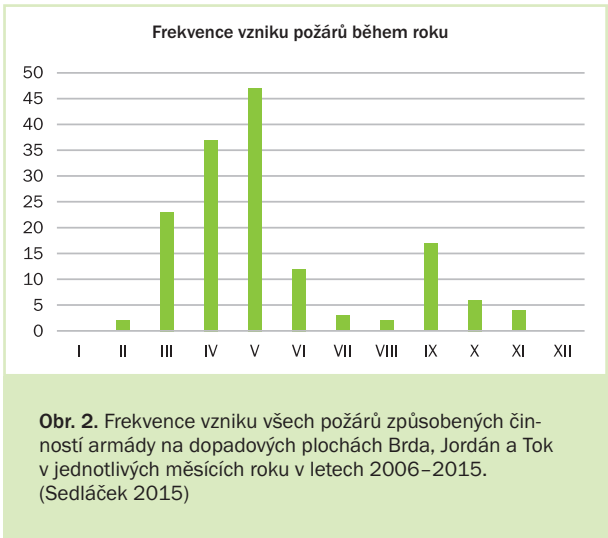
Vřesoviště na dopadové ploše Jordán se nachází zhruba
uprostřed vývojové fáze s menším podílem semenáčků
soustředěných především do kráterů po výbuších munice.
Udržování ekosystému vřesoviště v příznivém stavu tak vyža-
duje aktivní lidské zásahy (Pešout & Fišer 2016). Řízené vy-
palování vřesovišť na dopadových plochách je v Plánu péče
o CHKO Brdy uvedeno v navrhovaných opatřeních pro péči
o soustavu Natura 2000 a rostlinná společenstva.

Výchozí stav

Jordán byl v posledních letech trvání Vojenského újezdu (VÚ)
Brdy využíván ze třech dopadových ploch nejméně. Několik
doprovodných požárů proběhlo převážně v jihozápadní části,
využívané jako letecká střelnice. Většina západní části býva-
lé dopadové plochy Jordán je proto zarostlá náletem břízy
bělkoré (*Betula pendula*). V roce 2015 v severovýchodní



Obr. 1. Hořící vřes obecný (*Calluna vulgaris*) na Jordánu
v roce 2016. (B. Fišer)



části dopadové plochy byly nálety břízy vyřezány. Na bývalé dopadové ploše se zároveň nachází pyrotechnická zátěž. V souvislosti se zrušením VÚ Brdy k 31. 12. 2015 byla bývalá dopadová plocha Jordán převedena do civilního prostoru a tím ustala úplně možnost disturbance jako doprovodného jevu vojenského užívání.

Dle současné legislativy je v České republice vypalování porostů zakázáno. Proto bylo řízené vypalování vřesoviště realizováno jako součást taktického cvičení jednotek požární ochrany. Spálení vřesu bylo modelovou situací taktického

cvičení, kdy byl simulován požár šířící se nekontrolovaně vřesovištěm.

Cíle obnovy

Obnova vřesovišť na bývalých dopadových plochách řízeným vypalováním.

Popis opatření

Duben 2016: Pro řízené vypálení byly vybrány dvě oddělené plochy o celkové rozloze 1 ha.

Květen 2016: Dva týdny před plánovaným zásahem byla oblast prohledána pro výskyt a hnízdění ptáků, které na dotčených plochách potvrzeno nebylo. Sledování bylo ornitology opakováno ještě ráno v den zásahu a těsně před ním, aby bylo hnízdění v dotčené oblasti vyloučeno a aby byli vyplášení i ostatní živočichové, kteří by se na plochách mohli vyskytovat.

18. květen 2016: V den zásahu byla nejprve provedena řada bezpečnostních opatření, zejména zajištění dostatečného množství vody, uzavření oblasti a odstranění náletových dřevin na požárním pásu v blízkosti vybraných ploch. Vlastní provedení roznětu a iniciace pak byly technicky řešeny tak, aby každá plocha začala hořet celá najednou, biomasa shořela co nejrychleji a tím se zkrátila na minimum doba tepelné expozice povrchu a půdy pod povrchem. Cílem bylo minimalizovat případné riziko zahřátí pyrotechnické zátěže. Podrobnější popis technického řešení a průběhu zásahu pak uvádí Fišer et al. (2016).



Obr. 3. Řízené vypalování vřesoviště na Jordánu v roce 2016, v pozadí clonná hadice vhodná pro bezpečné udržení ohně bez přítomnosti člověka na ploše s pyrotechnickou zátěží. (B. Fišer)

Metodika sledování

Sledováno bylo chování průběhu ohně na vřesovišti a průběh vegetační sukcese na vypálených plochách včetně regenerace populace vřesu.

Pro měření teplot v průběhu požáru bylo instalováno 10 měřících bodů, v každém bodě pak bylo umístěno šest teplotních senzorů v různé výšce, aby byl zaznamenán průběh teplot nad, na a pod povrchem. Všechny 60 teplotních senzorů bylo zaznamenáváno do jedné ústředny ALMEMO 5690 – 2M s časovým krokem záznamu 10 s.

Na vlastních experimentálně vypálených plochách bylo založeno celkem 9 trvalých ploch o velikosti 5 × 5 m. Na nich bylo před zásahem provedeno fytoecologické snímkování, které bylo opakováno 2 měsíce po zásahu a bude dále opakováno v dalších letech. Dále byly na základě hasičských záznamů a leteckých snímků z uplynulých let lokalizovány části porostu se známým stářím od posledního požáru. Na těchto plochách byly rovněž založeny trvalé plochy a zaznamenány fytoecologické snímky. Celkem tak byla získána data z 25 ploch stářím 0–15 let od požáru. Ze snímků provedených na plochách řízeně vypálených v roce 2016 byla pro analýzu (znázorňující vývoj složení vegetace v čase od požáru) použita data sebraná 2 měsíce po zásahu.

Pokryvnosti jednotlivých vegetačních pater byly odhadovány v procentech a data byla analyzována v prostředí R (R Core Team 2012).

Výsledky

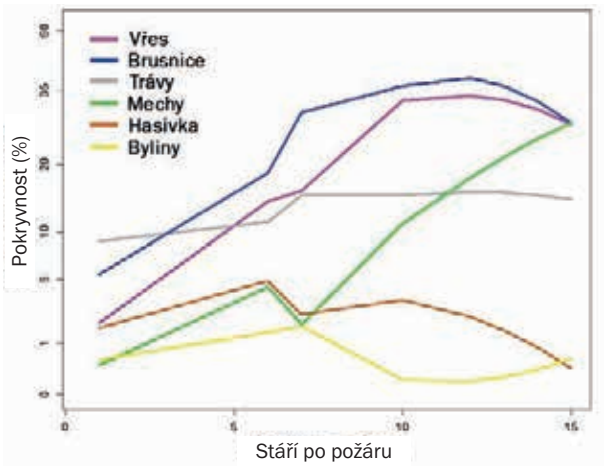
Průběh ohně

Maximální naměřená teplota byla 800 °C. Nad povrchem probíhalo plamenné hoření od 1 minuty do 4 minut. Zvýšené tepelné působení na povrch bylo zaznamenáno po dobu 4 až 6 minut. Maximální teplota půdy v hloubce 2,5 cm pod povrchem byla v jednom z měřících bodů 55 °C, nicméně v ostatních měřících bodech nepřesáhla 30 °C. Maximální teplota půdy v hloubce 5 cm pod povrchem byla v jednom měřícím bodě 30 °C a v ostatních měřících bodech nepřesáhla 15 °C. Již v hloubce 10 cm pod povrchem byl vliv tepelného působení na povrchu zanedbatelný. Rychlost šíření fronty požáru pak byla v průměru 1–2 m.min⁻¹.

Průběh sukcese

Na všech trvalých plochách bylo v součtu provedených snímků zaznamenáno celkem 38 druhů cévnatých rostlin (včetně 8 dřevin) a 26 druhů mechorostů a lišejníků. Pro zhodnocení vývoje složení společenstva vřesoviště v čase byly do grafu vyneseny pokryvnosti jednotlivých dominant a významných druhů nebo skupin druhů – vřesu (*Calluna vulgaris*), hasivky (*Pteridium aquilinum*), brusnic (*Vaccinium myrtillus* a *V. vitis-idaea*), dále „traviny“ (zástupci čeledí *Poaceae*, *Cyperaceae* a *Juncaceae*, celkem 12 druhů), „byliny“ (celkem 14 druhů) a „mechy“ (Obr. 4).

Výsledky ze sledovaných ploch ukazují, že pomaleji rostoucí druhy (vřes obecný, brusnice borůvka a brusnice brusinka) dosahují maxima pokryvností kolem 10. roku od požáru. Následně pak jejich pokryvnosti klesají. To odpovídá i životnímu cyklu vřesu. Podstatné je, že od 10. roku po požáru začínají pokryvnosti mechu na všech sledovaných plochách dosahovat takových hodnot, které znesnadňují generativní rozmnožování vřesu, zejména klíčení. Naproti tomu hasivka, zprvu dosahující podobných pokryvností jako vřes, je časem potlačena a nestává se novou dominantou porostů.



Obr. 4. Průměrná procentuální pokryvnost jednotlivých ekologických skupin rostlin ve snímku. Počty snímků v jednotlivých kategoriích stářím od požáru: 2 měsíce 9×, 6 let 2×, 7 let 3×, 10 let 5×, 12 let 1×, 13 let 1×, 14 let 3×, 15 let 1×. Na ose y byla použita odmocninová transformace.



Obr. 5. Svižník polní (*Cicindela campestris*) 2 dny po řízeném vypalování na Jordánu v květnu 2016. (B. Fišer)



Obr. 6. Semenačky uchycené v kráterech po výbuchách zůstávají po průběhu ohně nedotčeny. (B. Fišer)

Nové poznatky a doporučení

Z experimentálního použití řízeného vypalování vřesoviště na dopadové ploše Jordán při taktickém cvičení hasičů a z provedených sledování i na dalších lokalitách vyplynulo několik základních předpokladů k plošnému použití v budoucnu:

- Je patrné, že průběh takto založeného ohně je rychlý a zároveň teplotně šetrný k půdnímu profilu, čímž zůstává nedotčena jednak humusová vrstva včetně značné části semenné banky, jednak kořenový systém jedinců vřesu. V důsledku je tak průběh ohně podle všeho šetrný i k přítomným živočichům, kteří mohou nalézt úkryt v půdě. Rychlost a šetrnost požáru dokládá i to, že semenáčky uchycené v kráterech po výbuchách munice zůstávají po řízeném vypálení nedotčeny, protože oheň se šíří rychle po okolním povrchu a nepřeskočí na keřky v depresích.
- Je nutné udržovat protipožární pásy po okrajích dopadových ploch, aby se zabránilo případnému přechodu ohně do okolních lesních porostů.
- Dopadovou plochu je nutné rozčlenit cestami tak, aby se mohlo vypalovat vřesoviště po částech, což přispěje i ke snížení požárního rizika při vzniku neřízeného požáru.
- Pro použití řízených požárů na dopadových plochách v CHKO Brdy se především z bezpečnostních důvodů jako vhodné řešení jeví využití clonových hadic, kde je nutno počítat se značnými investičními prostředky do jejich nákupu.
- Z provedených fytoocenologických snímků na místech, kde byl identifikovatelný požár proběhlý v minulosti, je patrné, že vřes je schopen na vřesovištích na bývalé dopadové ploše Jordán v prvních 10–15 letech úspěšně konkurovat travinám i ostatním druhům. Proto není třeba po vypálení porostu zavádět pastvu, která je vzhledem k pyrotechnické zátěži území problematická. Na druhou stranu je s ohledem na narůstající pokryvnosti mechů třeba vypalování v určitém cyklu opakovat, aby se zabránilo degradaci vřesoviště.

Poděkování

Chtěli bychom poděkovat všem hasičům, kteří se taktického cvičení na Jordánu 18. května 2016 aktivně zúčastnili a zvláště pak vedení HZS Plzeňského kraje za odvahu a energii při přípravě cvičení. Průběh teplot při hoření a tím i rychlost šíření fronty požáru měřili pracovníci Technického ústavu



Obr. 7. Obnovující se brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*) dva a půl měsíce po řízeném vypalování na Jordánu v roce 2016. (B. Fišer)

požární ochrany a Fakulty bezpečnostního inženýrství Vysoké školy báňské v Ostravě. Diplomantce Karolíně Pánkové z Přírodovědecké fakulty UK v Praze děkujeme za sběr dat z fytoocenologických snímků.

Literatura

Čáka J. (1998): Střední Brdy – krajina neznámá. – Mladá fronta, Praha.

Equihua M. & Usher M. B. (1993): Impact of carpets of the invasive moss *Campylopus introflexus* on *Calluna vulgaris* regeneration. – *Journal of Ecology* 81: 359–365.

Fišer B., Hora J., Karl J. & Mayerová H. (2016): Nápravná a protipožární opatření na bývalých dopadových plochách vojenských střelnic v CHKO Brdy. – In: Šenovský M. [ed.], Sborník přednášek z konference Požární ochrana 2016, VŠB TU a SPBI, Ostrava.

Gimingham C. H. (1971): British heathland ecosystems: the outcome of many years of management by fire. – In: Komarek E. V. [ed.], *Proceedings of 10th annual Tall Timbers Fire Ecology Conference*, pp. 293–321, Tall Timbers Research Station, Tallahassee.

Mallik A. U., Hobbs R. J. & Legg C. J. (1984): Seed dynamics in *Calluna*-*Arctostaphylos* heath in north-eastern Scotland. – *Journal of Ecology* 72: 855–871.

Pešout P. & Fišer B. (2016): Řízené vypalování porostů – k vybraným otázkám praktické péče o chráněná území I. – *Ochrana přírody* 6: 12–15.

R Core Team (2012). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. – Vienna, Austria.


Sedláček O., Marhoul P. & Dušek J. (2015): Využití řízených požárů v ochranářském managementu se zvláštním zřetelem na jeho využití při managementu bezlesí navrhované CHKO Brdy. – Ms.; depon. in AOPK ČR, Praha.

Schimmel J. & Granström A. (1996): Fire severity and vegetation response in the boreal Swedish forest. – *Ecology* 77: 1436–1450.

Thomas T. H. & Davies I. (2002): Responses of dormant heather (*Calluna vulgaris*) seeds to light, temperature, chemical and advancement treatments. – *Plant Growth Regulation* 37: 23–29.

Obnova suchého vřesoviště v Praze: porovnání účinku pastvy a shrnování drnu

Jiří Dostálek & Tomáš Frantík

Lokalizace	 Praha, PP Zlatnice, nadmořská výška 250–280 m
Ochrana přírody	PP
Obnovená plocha	0,2 ha
Finanční podpora	Magistrát hlavního města Prahy

Abstrakt

V PP Zlatnice na severovýchodě Prahy byl sledován účinek extenzivní pastvy a shrnování drnu na regeneraci suchého vřesoviště. Výsledky experimentu ukázaly, že extenzivní pastva je vhodným prostředkem k obnově zaniklých suchých vřesovišť na mělkých chudých půdách. V některých případech je však možné pastvu kombinovat s odstraňováním drnu, které je také účinnou metodou. Použití samotného odstraňování drnu je však technologicky náročnější.

Popis lokality

Stanoviště obnovovaného suchého vřesoviště leží na příkrém, západně orientovaném svahu nad Šáreckým potokem. Geologické podloží tvoří zejména proterozoické břidlice, na kterých se vyvinula mělká vrstva protorankerové a ranke-rové půdy. Pro podrobnější informace o stanovištních a vegetačních poměrech viz Dostálek & Frantík (2015).

Stav před obnovou

Původně byla značná část lokality extenzivně spásána dobyt- kem (zejména kozami a ovce- mi), což podmi- nilo vznik vřesoviště (Kubíková et al. 2005). Po ukončení extenzivního obhospodařování začalo stanoviště pozvolna zarůstat keři a stromy. Již v roce 1980 bylo vřesoviště téměř zarostlé keři nebo nahrazeno porosty metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*) a kostřavy ovčí (*Festuca ovina*) – podrobněji viz Kubíková (1982).

V souvislosti s aktivní péčí o chráněná území přistoupil odbor ochrany prostředí Magistrátu hlavního města Prahy v roce 2008 k obnově vřesových porostů, které jsou hlavním předmětem ochrany. V této době bylo vřesoviště zcela zaniklé v důsledku dlouhodobé absence původního pastevního způsobu obhospodařování stanoviště, což vedlo k zestárnutí a postupnému odumření vřesových porostů. K degradaci vřesoviště přispěl i nálet dřevin a postupná samovolná obnova a rozvoj okolního lesního porostu, který zastíňuje stanoviště



Obr. 1. Zaniklé vřesoviště v roce 2008. (J. Dostálek)

světломilného vřesu. Na místě zaniklého vřesoviště se vyvinuly porosty, ve kterých převládaly metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*) a mechy.

K obnově vřesoviště bylo přikročeno po terénním průzkumu, při kterém bylo zjištěno, že na místech, kde byla půda narušována sešlapáváním, vyrůstaly mladé rostliny vřesu. Na základě této skutečnosti bylo možné předpokládat, že půdní semenná banka obsahuje životaschopná semena vřesu, jak je u tohoto druhu obecně udáváno (viz např. Kubíková 1999). Obnova vřesoviště tedy mohla být perspektivní.

Cíle obnovy

Obnova vřesoviště na lokalitě, kde dříve existovalo, ale zaniklo změnou managementu a následnou sukcesí.

Cíle sledování

Devítileté sledování bylo zaměřeno na porovnání účinku pas-
tvy a shrnování drnu na regeneraci suchého vřesoviště.

Popis opatření

Počátkem roku 2008 byl na ploše vykloučen rozrůstající se
nálet dřevin, které byly současně selektivně ošetřeny her-
bicidem. Rozrůstající se náletové dřeviny byly podle potřeby
odstraňovány v průběhu celého období sledování obnovy
vřesoviště.

Současně s odstraňováním dřevin je v území zkoušena účin-
nost následujících dvou hlavních managementových opatře-
ní (pastva a shrnování drnu), doporučených k obnově vře-
sovišť (viz např. Háková et al. 2004, podrobněji viz Dostálek
& Frantík 2015).

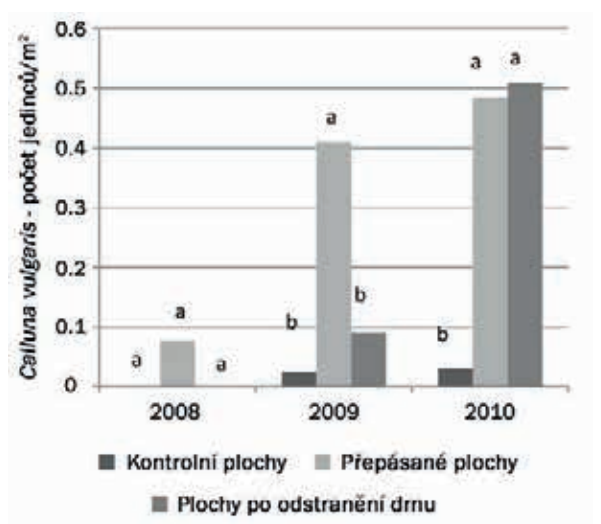
1. Od roku 2008 je část území každoročně počátkem jara
krátkodobě přepásána (1 týden) stádem 25–35 ovcí a 2–5
koz.

2. V předjaří roku 2008 byl na nepřepásané části území na
5 náhodně vybraných plochách o výměře 1 m² shrnut drn až
na minerální půdu. Klíčení semen je totiž na vlastním suro-
vém humusu inhibováno, semena klíčí pouze na minerální
půdě (např. Kubíková 1979, Sedláková & Chytrý 1999, Die-
mont et al.2013, Henning et al. 2017).

Poznámka: Řízené vypalování, které je považováno za jeden
z neefektivnějších způsobů obnovy vřesovišť (např. Sedláko-
vá & Chytrý 1999), nebylo použito, protože je na území Prahy
striktně zakázáno a navíc vegetace neobsahovala dostateč-
né množství suché hmoty k hoření.

Metody sledování

Pro sběr dat byl použit systém trvalých ploch v podobě čtver-
ců o velikosti 1 m², které byly fixovány v terénu velkými hřebí-
ky zapuštěnými do země. Čtverce byly rozděleny sítí 3 × 3 na
9 čtvercových podploh. V každém z 9 menších čtverců bylo
samostatně zapsáno kompletní druhové složení a odhadnu-



Obr. 2. Počet jedinců vřesu (*Calluna vulgaris*) v závislosti na
managementovém zásahu v období 2008–2010 na sledo-
vaných plochách. Hodnoty v rámci jednoho roku, označené
různými písmeny, jsou statisticky významně odlišné.

ta procentuální pokryvnost jednotlivých druhů, včetně celko-
vé pokryvnosti všech mechorostů. Tak byl pro celý čtverec
získán odhad pokryvnosti každého druhu, který měl průměr
a směrodatnou odchylku. V případě vřesu (*Calluna vulgaris*)
byl navíc zaznamenáván počet jedinců. Tímto způsobem byl
každoročně v červenci od roku 2008 do roku 2016 zachycen
stav vegetačního krytu (včetně počtu jedinců vřesu v letech
2008–2010) na 5 pasených plochách, na 5 plochách s od-
straněným drnem a na 4 plochách bez zásahu, které sloužily
jako kontrola. Od roku 2011 nebylo možné provádět odečet
počtu jedinců, protože u rozrůstajících se porostů vřesu již
nebylo možné přesně určit, která rostlina je semenáč a která
je pouze zakořeněnou částí rozrůstajícího se polykormonu.

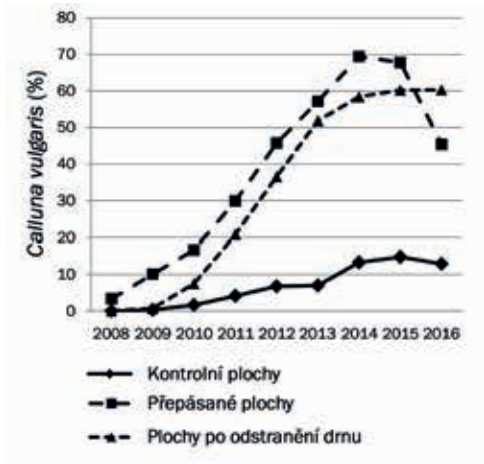
Údaje o pokryvnosti a počtu jedinců vřesu byly statisticky
hodnoceny pomocí programu Statistica v. 9. Změny pokryv-
nosti skupin ostatních druhů za období 2008–2016 byly
podrobeny též vícefaktorové analýze PCA (ter Braak et Šmi-
lauer 2012).

Výsledky

Změna pokryvnosti a počtu jedinců vřesu obecného

Změny v pokryvnosti vřesu ve vztahu k zásahu, který by měl
vést k regeneraci porostu, jsou znázorněny na Obr. 3. Pokryv-
nost vřesu se do roku 2015 zvyšovala nejvíce na přepása-
ných plochách. Její nárůst byl rovnoměrný a od druhého roku
po zavedení pastvy ve všech dalších letech oproti kontrolním
plochám statisticky významný. V roce 2016 však na přepása-
ných plochách pokryvnost vřesu výrazněji poklesla a neliší se
významně od pokryvnosti vřesu na plochách po odstranění
drnu.

Pokryvnost vřesu na plochách s odstraněným drnem však
také začala výrazně vzrůstat, a to zejména v letech 2010 až
2013. V roce 2011 dosáhla takové úrovně, že je od toho-
to roku rozdíl mezi pokryvností na plochách s odstraněným
drnem a na přepásaných plochách statisticky nevýznamný.
Od roku 2014 však celková hodnota pokryvnosti na těchto
plochách spíše stagnuje. Absolutní hodnota nárůstu po-
kryvnosti vřesu na plochách s odstraněným drnem v obdo-
bí 2008–2016 byla stejná jako na přepásaných plochách
a byla statisticky významně vyšší než na kontrolních plo-
chách. V průběhu devítiletého sledování se také pokryvnost
vřesu na kontrolních plochách, které byly ponechány bez



Obr. 3. Pokryvnost vřesu v jednotlivých letech na plochách
s různými typy zásahu.



Obr. 4. Plocha s odstraněným drnem v roce 2008 a 2015. (J. Dostálek)



Obr. 5. Každoročně přepásaná plocha v roce 2008 a 2015. (J. Dostálek)



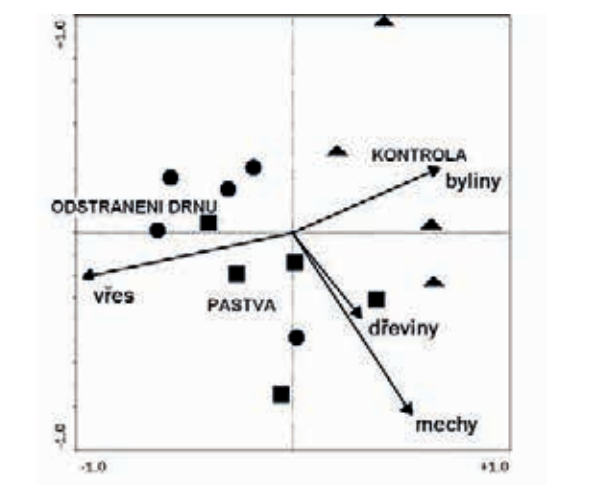
Obr. 6. Na ploše bez zásahu se v letech 2008 až 2015 porost vřesu nevyvinul. (J. Dostálek)

zásahu, mírně zvyšovala. Ke zvýšení pokryvnosti však došlo pouze v těch částech těchto ploch, které byly náhodně narušeny sešlapáváním lidí nebo divokých zvířat.

Vliv pastvy a odstranění drnu na prosperitu semenáčků vřesu je znázorněn na Obr. 2. Na pasených plochách se ve srovnání s plochami s odstraněným drnem a plochami ponechanými bez zásahu výrazně zvýšil počet jedinců vřesu již v druhém roce po zavedení pastvy. Ve třetím roce (2010) však došlo k tak výraznému zvýšení počtu jedinců vřesu na plochách s odstraněným drnem, že se vyrovnal počtu jedinců na přepásaných plochách.

Změny pokryvnosti ostatních druhů rostlin

Výsledky vyhodnocení vlivu zásahů k obnově vřesoviště na změnu pokryvnosti význačných skupin druhů v letech 2008–2016 ukazuje Obr. 7. Vyplývá z něj, že pravidelné přepásání a jednorázové odstranění drnu výrazně utlumily ná-



Obr. 7. Výsledek nepřímé gradientové analýzy (PCA) všech studovaných ploch ukazuje nárůst pokryvnosti vřesu (*Calluna vulgaris*) a význačných skupin druhů ve vztahu k managementovému zásahu v období 2008–2016. Byly ordinovány rozdíly pokryvností mezi roky 2016 a 2008; kruhové body – plochy s odstraněným drnem, čtvercové body – plochy přepásané; trojúhelníkové body – kontrolní plochy bez zásahu.



Obr. 8. Obnovené porosty na pravidelně přepásané ploše v roce 2015. (J. Dostálék)

růst pokryvnosti bylin, které lépe prosperovaly na kontrolních plochách bez managementového zásahu. Mechy a dřeviny (kromě vřesu) lokálně zvýšily svoji pokryvnost, zejména na přepásaných a kontrolních plochách, což souvisí obdobně jako u bylin s obnovou dominant původního porostu.

Nové poznatky a doporučení

Výsledky devítiletého sledování ukázaly, že vřesoviště po managementových zásazích úspěšně regeneruje. K prosperitě vřesoviště také přispělo odstranění vzrostlých stromů z jeho okolí, které proběhlo postupně v zimě 2010/2011 a 2011/2012. Na regeneraci porostu vřesu příznivě působí pastva i odstraňování drnu. Použití samotného odstraňování drnu je však technologicky náročnější. Oba dva zásahy by však bylo možné vhodně kombinovat, což mohou potvrdit výsledky současného sledování. Pastva se jeví jako vhodný způsob pro regeneraci a management vřesovišť na chudých skeletovitých půdách. Pastvu je však nutné doplnit o pravidelné vyřezávání náletových dřevin z plochy vřesoviště.

Poděkování

Za obětavou pomoc v terénu a organizační zajištění našeho sledování děkujeme pracovníkům odboru ochrany prostředí Magistrátu hlavního města Prahy, zejména P. Slavíkovi. Text tohoto článku vznikl za podpory výzkumných projektů VÚKOZ-IP-00027073 a RVO 67985939.

Literatura

Dostálék J. & Frantík T. (2015): Dry heathland restoration in the Zlatnice Nature Reserve (Czech Republic): an assessment of the effectiveness of grazing and sod-cutting. – *Hacquetia* 14(1): 113–122.

Diemont W. H., Heijman W. J. M., Siepel H. & Webb N. R. [eds] (2013): Economy and ecology of heathlands. – KNNV Publishing, Zeist.

Henning K., von Oheimb G., Härdtle W., Fichtner A. & Tischew S. (2017): The reproductive potential and importance of key management aspects for successful *Calluna vulgaris* rejuvenation on abandoned Continental heaths. – *Ecology and Evolution*. 7: 2091–2100

Hobbs R. J. & Legg C. J. (198 4): Markov models and initial floristic composition in heathland vegetation dynamics. – *Vegetatio* 56(1): 31–43.

Kubíková J. (1982): Chráněná území Šáreckého údolí a jejich současná vegetace. – *Natura Pragensis* 1: 5–70.

Kubíková J. (1999): Xerothermní trávníky až semixerothermní lemy. – In: Petříček V. [ed.], *Péče o chráněná území I*, pp. 213–236, AOPK ČR, Praha.

Kubíková J., Ložek V., Špryňar P. a kol. (2005): Praha. – In: Mackovčin P. & Sedláček M. [eds], *Chráněná území ČR*, svazek XII., AOPK ČR, Praha a EkoCentrum Brno.


Mallik A. U., Hobbs R. J. & Legg C. J. (1984): Seed dynamics in *Calluna*-*Arctostaphylos* heath in north-eastern Scotland. – *Journal of Ecology* 72: 855–871.

Sedláková I. & Chytrý M. (1999): Regeneration patterns in a Central European dry heathland: effects of burning, sod-cutting and cutting. – *Plant Ecology* 143: 77–87.

ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2012): Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. – Microcomputer Power, Ithaca, USA.

Obnova vřesovišť v NP Podyjí

Lenka Reiterová & Robert Stejskal

Lokalizace	 okres Znojmo, vřesoviště Kraví hora (48°50'50" N, 16°02'19" E), Havranické vřesoviště (48°49'09" N, 16°00'41" E), Popické kopečky (48°49'42" N, 16°01'12" E); nadmořská výška 308 m
Ochrana přírody	NP, EVL, PO
Obnovená plocha	80 ha
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP, Program rozvoje venkova ČR; 3 000–15 000 Kč/ha a rok podle použité metody

Abstrakt

Vřesoviště v NP Podyjí jsou náhradními společenstvy na potenciálních stanovištích suchých doubrav. Jejich vznik i zachování jsou podmíněny alespoň občasnou pastvou. Stav společenstev byl v 90. letech dvacátého století poznamenán dlouhodobou absencí jakékoli péče. V posledních 25 letech bylo vyzkoušeno několik postupů obnovy a dlouhodobé péče o vřesoviště – pastva, kosení, klučení dřevin, strhávání drnu, vypalování. Za dlouhodobě neefektivnější metodu lze považovat pastvu. V dnešních podmínkách zvyšující se atmosférické depozice dusíku je však třeba pastvu periodicky doplňovat razantnějšími disturbančními metodami, nejlépe vypalováním a strháváním drnu.

Výchozí stav

Vřesoviště jsou náhradními společenstvy na stanovištích potenciálních suchých doubrav, v extrémnějších polohách borů. Většinou se jedná o mozaiku společenstev asociace *Euphorbio cyparissiae-Callunetum vulgaris*, svaz *Euphorbio cyparissiae-Callunion vulgaris* se suchými stepními trávníky asociace *Potentillo heptaphyllae-Festucetum rupicolae*, svaz *Koelerio-Phleion phleoidis*. Jejich vznik byl podmíněn dlouhodobou extenzivní pastvou, patrně druhově smíšených skupin dobytka. Pastva ovšem už v průběhu 19. století, zejména pak od počátku 20. století, postupně ustávala a po II. světové válce a odsunu obyvatel z pohraničí již v podstatě nebyla obnovena.

Na prudké svahy dyjského údolí se poměrně rychle spon-tánně navracel les. Společenstva na plošině však prokázala značnou setrvačnost, takže na počátku 90. let dvacátého století bylo i přes významný stupeň degradace vymapováno ještě více než 100 ha vřesovišť a stepních lad. Zároveň se však vřesoviště nacházela v určitém bodu zlomu, protože během následujícího desetiletí byl pozorován velmi rychlý rozvoj náletových dřevin a vysokostébelných trav i na plochách do té doby zachovalých.

Většina porostů byla v r. 1991 v pokročilém stadiu degradace: částečně přeměněná na spontánní i uměle vysazené porosty keřů a stromů, částečně zarůstající agresivními vysokostébelnými travami, jako je ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*) a třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Výjimku tvořilo ca 25 ha dobře zachovalých porostů na Kraví hoře

u Znojma, kde bylo až do 60. let minulého století vojenské cvičiště. Pojezdy těžké techniky a budování zákopů se ukázaly jako velmi vhodný management vřesovišť.

Nově vzniklá Správa NP Podyjí však neměla k provádění takové péče prostředky, proto hledala jiné možnosti záchrany unikátních xerothermních společenstev.

Pro nastavení optimální péče jsou významné i výsledky studií, které se věnují vlivu atmosférické depozice dusíku na společenstva vřesovišť a suchých trávníků a dynamice koloběhu dusíku ve společenstvech (např. Fiala et al. 2011, Záhora et al. 2016). Podmínky prostředí jsou totiž vinou zvyšující se koncentrace dusíku v ovzduší, potažmo ve srážkách, v současné době značně odlišné od doby, kdy vřesoviště vznikala.

Abiotické podmínky

Podloží v území, kde se rozkládají znojemská vřesoviště, je tvořeno kyselými horninami, převážně se jedná o granodiority karpatské předhlubně. Půdní horizont je vesměs velmi mělký, limitujícím faktorem je nízký obsah živin v půdě a nedostatek vody. Klimaticky patří území znojemských vřesovišť do teplé oblasti s průměrnou roční teplotou 8–9 °C a ročním



Obr. 1. Strhávání drnu – plocha před zásahem. (R. Stejskal)



Obr. 2. Strhávání drnu – plocha bezprostředně po zásahu, 27. 3. 2008. (R. Stejskal)

úhrnem srážek kolem 500 mm (Portál ČHMÚ). Typické jsou zimní holomrazy a letní přehřívání povrchu. Díky obvykle nízké až žádné sněhové pokrývce a intenzivnímu oslunění bývá nástup vegetační sezóny velmi časný.

Cíle obnovy

Zachování a obnova vřesovišť v rozloze vymapované k datu vzniku národního parku, tj. zhruba 150–180 ha.

Cíle sledování

Nalezení vhodného způsobu managementu, který umožní trvalé zachování společenstev v příznivém stavu a zabrání zmenšování jejich rozlohy.

Obnovná opatření

Při obnově vřesovišť a stepních trávníků v Podyjí bylo používáno několik typů zásahů. Výběr způsobu managementu se řídil jednak stavem konkrétní ošetřované plochy, jednak dostupností jednotlivých metod v dané části území. Byl vyhodnocen i vývoj společenstva na plochách, kde došlo k náhodným disturbancím.

Vypalování

Empirické pozorování vývoje ploch, kde dle historických záznamů proběhly náhodné požáry, a zkušenosti s tradičním managementem západoevropských vřesovišť (Gimingham 1994) naznačují, že regenerace vřesu (*Calluna vulgaris*) je významně podporována vypalováním. Pro běžný manage-

ment vřesovišť v Podyjí však dosud nebylo možné je použít, zejména pro legislativní překážky. Na jaře 1997 náhodně hořela na Kraví hoře u Znojma plocha ca 5 ha. Oheň při požáru měl střední intenzitu – shořely nadzemní části bylin a většina keříčků vřesu, dále téměř veškerý na zemi ležící opad, stromy a keře však nebyly zásadně poškozeny (drobné ohořela jen borka ve spodní části kmenů). Vývoj vegetace po vypálení byl sledován pouze na třech plochách v rámci výzkumného projektu (Sedláková & Chytrý 1999).

Kromě toho došlo na několika místech k nezáměrnému požáru vřesoviště na plochách 0,5–5 ha.

Pastva

Za nejvhodnější způsob obnovy a údržby xerothermních trávníků a vřesovišť je považována extenzivní pastva (Chytrý a kol. 2001). Na území NP Podyjí byla pokusně obnovena v roce 1993, kdy se na rozloze ca 2 ha páslo volně přeháněné stádo 7–10 kamerunských koz. Ty byly vystřídány v roce 1995 asi 250 kusy volně přeháněných ovcí, v následujícím roce přibýlo na další lokalitě prvních asi 15 zvířat pasených košarově (v periodicky přemísťovaných ohradách). Postupně byla alespoň občasná pastva zavedena celkem na 150 ha vřesovišť. Na Kraví hoře u Znojma probíhala pastva smíšeného stáda ovcí a koz v intenzitě asi 5 zvířat na hektar celodenně od dubna do září až října, na Havranickém vřesovišti se pásly pouze ovce v intenzitě 3 zvířat na hektar ca 3–5 hodin denně (podle sezóny), většinou od června do září.

Redukce dřevin

Na řadě ploch byly značně rozšířeny náletové dřeviny, větši-

nou růže, trnky, ptačí zob, osiky a borovice. Ty jsou sice významné jako úkryt a potravní základna pro ptáky, drobné savce i hmyz, zastínění a kumulace opadu však postupně vede k degradaci a zániku původního oligotrofního xerothermního společenstva. Nejpoužívanější metodou redukce dřevin v Podyjí bylo vyřezávání, zpočátku v zimním období, později též ve druhé polovině vegetační sezóny s následným zatíráním pařezků herbicidem. V roce 1997 byla ucelená plocha ca 3 ha zarostlá převážně šípkovými keři o pokryvnosti ca 50 % ošetřena vytrháním keřů za pomoci mechanické ruky. Při zásahu bylo pozorováno vytrhávání podzemních částí dřevin v délce i několik metrů, přičemž ovšem nedošlo k významnému nežádoucímu narušení půdního povrchu.

Redukce dřevin následovaná pastvou

Na vřesovišti Kraví hora u Znojma byl asi hektarový porost dospělých akátů. Ten byl vykácen a bez následného použití herbicidů byl v následující sezóně oplocen a do oplocenky bylo uzavřeno stádo ovcí a koz.

Kosení

Pastva neprobíhala každoročně na všech plochách vřesovišť, některé plochy byly přepásány jen krátkodobě v části sezóny. Navíc v některých letech došlo i ke zpoždění nástupu pastvy, zejména vinou lhůt přidělování národních dotací, bez nichž by pastvu nebylo možné hradit, nebo obtíží při hledání zemědělců ochotných na vřesovištích pást. Nevypasené plochy bylo třeba udržovat náhradním způsobem, konkrétně kosením. Většinou, zejména z kapacitních důvodů, byly plochy koseny jedenkrát ročně. Na některých plochách bylo kosení v jarním období provedeno jako příprava na pastvu v druhé polovině sezóny. Na pěti pokusných plochách o velikosti 20–100 m² s vysokou dominancí třtiny křovištní na Kraví hoře bylo v letech 1998 a 1999 pokusně provedeno opakované kosení 10× ročně tak, aby třtina nebyla schopna kvetení.

Odstranění drnu

V roce 1992 byl v rámci výzkumného projektu pokusně odstraněn drn na ploše 4 × 4 m, v roce 1999 bylo provedeno pokusné stržení drnu na další ploše 10 × 25 m, v obou případech v porostech s výskytem vřesu. Na tyto experimenty navázalo další strhávání drnu již jako managementové zásahy pro podporu vřesu a konkurenčně slabých druhů, nebo jako metoda redukce třtiny křovištní na Kraví hoře (Obr. 1, 2, 4 a 5). Zásahy byly provedeny v letech 2008, 2009, 2014 a 2016, každý rok bylo strženo 6–13 plošek, celková rozloha zásahu se pohybovala mezi 170 a 1600 m² za rok.

Metodika sledování

Trvalé plochy po vypálení, pokosení a odstranění drnu sleduje od roku 1992 Iva Keizer-Sedláková s různými spolupracovníky (Sedláková et Chytrý 1999, Keizer-Sedláková et al. 2015).

Na jaře 1998 bylo provedeno také jednorázové sčítání semenáčků vřesu na Kraví hoře u Znojma na ploše požářiště vzniklého v předchozím roce. Semenáčky byly spočítány na náhodně rozmístěných ploškách o velikosti 1 m². Účinnost pastvy byla sledována jen empiricky – vizuálním hodnocením stavu biotopů na Kraví hoře a na Havranickém vřesovišti, stejně tak vývoj ploch po redukci dřevin.

Podobně extenzivně je sledován vývoj plošek se strženým drnem a ploch, kde je dlouhodobě hlavním způsobem péče kosení.

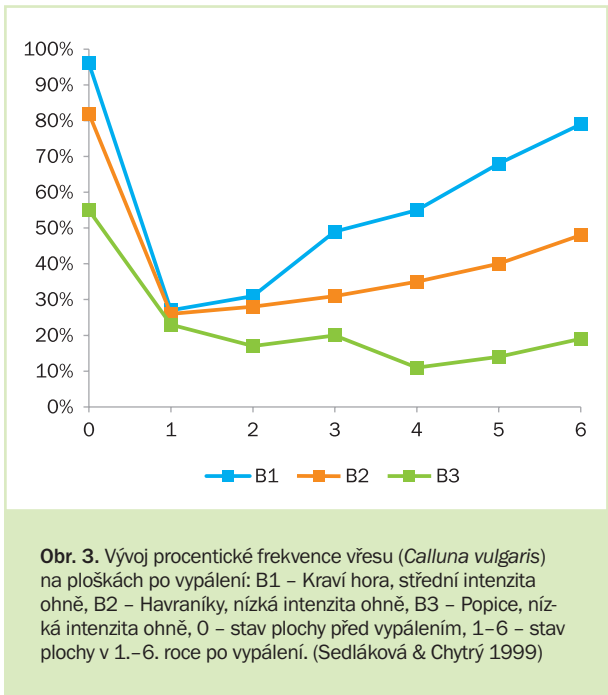
Výsledky a diskuse

Vypalování

Z výsledků monitoringu vyplývá, že regeneraci keříčkových částí porostů (as. *Euphorbio cyparissiae-Callunetum vulgaris*) lze podpořit vypálením střední intenzity, kdy dojde nejen k vypálení nadzemní nekromasy, ale též k odstranění pokrývných mechů, lišejníků a opadu a obnažení minerální půdy. Při nízké intenzitě vypálení brání porosty mechů a lišejníků klíčení vřesových semenáčků (Obr. 3). Navíc po zhruba 3–4 letech dochází na plochách vypálených nízkou intenzitou ke značnému šíření trav. Sledováním bylo zároveň potvrzeno, že vypalování negativně neovlivňuje koniklec velkokvěty (*Pulsatilla grandis*), jehož pokryvnost zůstávala stále stejná a který hojně kvetl. Tato zjištění potvrdilo i empirické pozorování vývoje ploch po náhodných požárech, které měly střední intenzitu. Při nich dochází k prudkému zvýšení početnosti semenáčků vřesu (jejich počet se po požáru na Kraví hoře pohyboval kolem 50 ks/m²). Takový oheň vznikne např. při zahoření stařiny v suchém období, při němž dojde ke shoření nadzemní biomasy včetně mechů a lišejníků a také opadu na povrchu půdy, nejsou ovšem závažně poškozeny ani vzrostlé dřeviny, ani podzemní části rostlin.

Pastva

K redukci agresivních vysokostébelných trav dochází pouze při pastvě vyšší intenzity. Při intenzitě 3–5 zvířat na hektar v Podyjí i na plochách, které byly paseny každoročně po celou pastevní sezónu, docházelo k šíření trav, nejen nízkostébelných, jako jsou kostřavy (*Festuca* spp.), ale také ovsíku a třtiny. Důležitá je nejen zátěž (minimálně 5, pro produktivní oblasti typu Podyjí spíše 7–10 zvířat na hektar), ale i denní a roční perioda pastvy. Důležitý je zejména co nejčasnější jarní nástup pastvy. Při zahájení pastvy do poloviny dubna, ukončení nejdříve koncem září a denním pobytu zvířat na pastvině v rozsahu min. 8–10 hodin jsou agresivní trávy potlačovány a je podporována regenerace vřesu. Nižší intenzita pastvy na potlačení vysokostébelných trav nestačí. Zejména pozdní jarní nástup pastvy její účinnost významně snižuje. Pro regulaci šíření dřevin je vhodné stádo doplnit kozami. Pro



diverzifikaci porostů je možné doplnit pastvu ovcí a koz dalšími zvířaty (koně, krávy, drůbež apod.), ovšem vždy minoritně. Vývoj porostů na plochách koňských či drůbežích pastvin totiž v Podýjí vždy směřoval k jiným společenstvům než vřesovištím a suchým trávníkům výše zmíněných asociací.

Zkušenosti z Podýjí tedy podporují uznávanou teorii, která považuje pastvu menších zvířat za nejspolehlivější metodu dlouhodobé údržby vřesovišť. Intenzitu 3–5 zvířat na hektar, doporučovanou pro podhorské oblasti, je ovšem nutno v teplejších oblastech zvýšit a hlavně dbát na co nejčasnější zahájení pastvy v rámci sezóny (při vhodném průběhu počasi třeba už v únoru). Pastvu však nelze úspěšně aplikovat na výrazně degradované plochy, ať už je degradace způsobena zarůstáním dřevinami nebo šířením agresivních trav. Na dřevinami zarostlých plochách je nutno před zavedením pastvy provést razantní prořezávku, případně vytrhání dřevin.

Podle zkušeností z bývalého vojenského prostoru Milovice by mohla být vhodnou alternativou pro Podýjí pastva Exmoorských ponyů, ovšem jejich pastva v Milovicích probíhá teprve krátce a nelze posoudit její dlouhodobý vliv na společenstva. V Podýjí bude pokusný projekt zahájen teprve v roce 2018 se stádem 11 koní, na vyhodnocení této managementové metody si tedy budeme muset ještě počkat.

Redukce dřevin

Samotné vyřezání dřevin je pro jejich redukcí nedostatečné. V následujících sezónách se objevovalo velké množství výmladků, které bylo nutno opět odstranit, v opačném případě by plocha kompletně zarostla dřevinami. Ani při použití herbicidu nedošlo na ošetřených plochách k pozorovatelnému omezení rozvoje výmladků v dalších letech.

Rozvoj dřevin po vytrhání byl v prvních sezónách minimální,

po 5 letech ovšem došlo ke skokovému rozrůstání výmladků a celá plocha velmi rychle zarostla. Opakovaný zásah měl podobný výsledek.

Redukce dřevin následovaná pastvou

Intenzivní vypásání vykácených ploch účinně zabránilo rozvoji výmladků po kácení akátu, a to i bez použití herbicidů na pařízky. Bylo též významně prospěšné pro složení bylinné vegetace. Přestože na počátku podrost tvořily téměř výhradně ostružiníky, třtina křovištní a nitrofilní byliny jako vlaštovičník větší (*Chelidonium majus*) nebo měrnice černá (*Ballota nigra*), během jediné sezóny nucené pastvy tyto agresivní druhy značně ustoupily a začal zde regenerovat stepní trávník. Pokud je pastva zahájena po odstranění dřevin včas a v dostatečné intenzitě, není nutné omezovat regeneraci keřů jinými metodami (herbicidy, vysekávání apod.).

Kosení

Při kosení dochází jednoznačně k vývoji vegetace směrem ke klasickým lučním porostům svazu *Arrhenatherion*. Velmi intenzivní kosení (minimálně 10× za sezónu) přispívá k redukcí zastoupení třtiny křovištní. Je-li plocha pokosena vždy, když třtina dosáhne výšky max. 25–30 cm (tedy před metáním), pokryvnost druhu se během dvou sezón sníží z více než 50 % na méně než 10 % a zároveň regenerují druhy krátkostébelných trávníků.

Kosení jako dlouhodobou metodu údržby vřesovišť rozhodně nelze doporučit. Lze je úspěšně použít jako doplňkový management v kombinaci s pastvou, limitně pak jako dočasnou obranu před hromaděním staříny na plochách, kde pastva neprobíhá více let. Nejpozději po 5–10 letech je však nutné zavést pastvu nebo provést stržení drnu či jiné narušení půdy, jinak hrozí postupná přeměna vřesovišť a stepních trávníků



Obr. 4. Strhávání drnu – plocha 3 měsíce po zásahu, 12. 7. 2008. (R. Stejskal)



Obr. 5. Zmlazující vřes na stržené ploše 3 měsíce po zásahu, 12. 7. 2008. (R. Stejskal)

na luční společenstva. Krátkostébelné trávníky svazu *Koelerio-Phleion phleoidis* by snad pomístně bylo možno udržovat častým kosením (4–6 × za sezónu). Tato metoda nebyla v Podýjí cíleně zkoumána, z dlouhodobého stavu trávníků na kontaktu vřesovišť a obcí, kde obce časté kosení zajišťují, však usuzujeme, že může fungovat. Intenzivní kosení lze použít k redukcí třtiny křovištní. Jde ovšem o metodu velmi pracnou a nákladnou vzhledem k potřebné frekvenci zásahů.

Odstranění drnu

Stržení drnu v porostech s převahou třtiny vedlo k její zásadní redukcí. I na plochách téměř třtinových monokultur se v prvních letech po zásahu objevovala řada cílových druhů, např. kručinka chlupatá (*Genista pilosa*), chlupáčky (*Pilosella* spp.), psineček obecný (*Agrostis capillaris*) a také semenáčky vřesu. Je ovšem třeba strhnout dostatečně mocnou vrstvu půdy (o mocnosti alespoň 5–10 cm), aby byla odstraněna i většina podzemních výběžků třtiny. Strhávání drnu dává dobré výsledky i v dosud zachovalých porostech vřesu, kde kromě klíčení semenáčků dochází i k regeneraci starých trsů výmladky z kořenů. Zásadním přínosem je i fakt, že při stržení drnu dojde k odstranění svrchní vrstvy půdy, kde je nejvyšší akumulace dostupného dusíku. Stržení drnu může tedy částečně a dočasně řešit též problémy způsobené atmosférickou depozicí dusíku. Funkčním se jeví i narušování povrchu jinými metodami, např. pojezdem vozidel, musí však být vždy pouze dočasné – trasy pojezdů je třeba po jednom až několika letech přeložit.

Nové poznatky a doporučení

Dosavadní výsledky naznačují, že nejspolehlivějším způsobem péče o vřesoviště je pastva, ideálně druhově smíšeného stáda s dominancí ovcí, případně koz. Vliv pastvy divokých koní dosud nebyl testován. Pro trvalou existenci keříčkových společenstev je zřejmě nezbytné kombinovat pastvu s jednorázovými razantními disturbancemi (vypálení nebo stržení drnu). Disturbance vypálením i stržením drnu musí mít dostatečnou frekvenci. Perioda by neměla přesáhnout 10–20 let. V případě obou těchto metod je důležitá také dostatečná

intenzita – vypálení ohněm střední intenzity, stržení drnu několik centimetrů pod půdní povrch. Nutno poznamenat, že plošnému vypalování stojících porostů kromě vědeckých experimentů zatím brání legislativní překážky.

Praxe však ukazuje, že v podstatě jakýkoli zásah, který povede k omezení akumulace nadzemní biomasy, může prodloužit existenci vřesoviště a jeho schopnost obnovy. Není tedy třeba zavrhnout žádný z dostupných managementových postupů, ať jde o vysekávání, vyhrabování, pojezdy techniky a další. Vždy ovšem platí, že je žádoucí z vřesoviště odstranit maximum biomasy a že razance zásahu musí být vždy nepřímou úměrná frekvenci jeho užívání.

Literatura

Chytrý M., Kučera T. & Kočí M. (2001): Katalog biotopů České republiky. – AOPK, Praha.

Fiala K., Tůma I. & Holub P. (2011). Effect of nitrogen addition and drought on above-ground biomass of expanding tall grasses *Calamagrostis epigejos* and *Arrhenatherum elatius*. – *Biologia* 66: 275–281.

Gimingham C. H. (1994): Lowland heaths of West Europe: Management for conservation. – *Phytocoenologia* 24: 615–626.

Keizer-Sedláková I., Li C.-F. Zelený D. (2015): Long-term vegetation dynamics after sod removal in a Central European dry heathland (Podýjí National Park). – Ms.; poster, 58th IAVS Symposium, Brno.

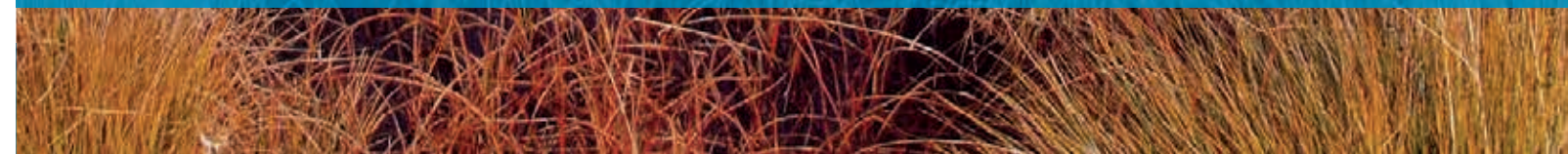
Portál ČHMÚ – <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/mapy-charakteristik-klimatu#>; navštíveno 8. 11. 2017 .

Sedláková I. & Chytrý M. (1999): Sekundární sukcese vřesovišť v Národním parku Podýjí po vypálení a pokosení: využití pro management. – *Příroda*, Praha 14: 51–72.

Záhora J., Chytrý M., Holub P., Fiala K., Tůma I., Vavříková J., Fabšičová M., Keizer I. & Filipová L. (2016): Vliv akumulace dusíku na vřesoviště a suché trávníky v Národním parku Podýjí. – *Životné prostredie* 50: 97–107.



VODNÍ TOKY A MOKŘADY





Úvod

Tomáš Just & Pavel Pešout

Mokřady mají nezastupitelnou úlohu při utváření retenčních schopností krajiny a zlepšování vodní bilance. Kromě této jejich životně důležité funkce pro přírodu a člověka je na ně vázána vysoká biologická rozmanitost. V posledních letech s čím dál četnějšími projevy klimatických extrémů se obnova mokřadů zaslouženě dostává do popředí zájmu společnosti.

Sto let vodohospodářských úprav krajiny

V zájmu intenzifikace a industrializace využívání krajiny byly v minulosti potoky, řeky a jejich nivy ve velkém podrobovány technickým úpravám. Snahou bylo získat co nejvíce říčních území pro zemědělství, lesnictví nebo zástavbu. Provádělo se zkapacitňování a prohlubování koryt vodních toků tak, aby okolní pozemky byly méně často zasahovány i menšími povodněmi a aby byly snáze odvodnitelné drenážními soustavami. Nepřirozeně geometrizovaná, kapacitní a zahloubená koryta musela být technicky opevňována, aby odolávala vymílacím účinkům proudící vody. Pro účely energetiky, plavby a odběrů vody byly vodní toky vzdouvány příčnými stavbami – jezy nebo stupni.

Technické úpravy vodních toků u nás nabýly průmyslového charakteru a významného rozsahu po roce 1890. Silný motiv v podobě „zemské povodně“ byl příčinou potřeby „zlepšovat“

vodní poměry na území státu a zapůsobil právě v době, kdy se začaly více využívat stavební a dopravní stroje s parním pohonem. Velké objemy zemin mohly být najednou přemísťovány mnohem pohodlněji než dříve. Negativní dopady technických úprav, s nimiž se potýkáme v současné době, nebyly známy, perspektivy podnikatelských aktivit ve stavebnictví, zemědělství i jinde se mohly zdát neomezené.

V meziválečném období pokračovaly velké regulační projekty, včetně zesplavňovacích úprav řek. Technické úpravy vodních toků všech velikostí se staly jevem významným v měřítku krajiny. Následující poválečná éra přinesla socializaci venkova a postupující industrializace zemědělství podpořila rozsah a dosah plošného odvodňování a úprav vodních toků. Tyto činnosti, zjednodušeně označované jako „meliorace“, v mimořádném rozsahu ničily základy vodohospodářské stability krajiny (Just et al. 2005).

Proběhnuvší „století vodohospodářských úprav krajiny“, které klademe do let 1890 až 1990, plošně odvodnilo nejméně čtvrtinu rozlohy zemědělských půd – přes milion hektarů (Kulhavý et al. 2007, 2010), podle některých odborníků dokonce až jeden a půl milionu hektarů (Vašků 2011) – a nezanedbatelné rozlohy půd lesních. Dramaticky poklesla rozloha mokřadních biotopů (Richter & Skaloš 2016), z původních 1300 tis. ha mokřadů, evidovaných v 50. letech dvacátého



Obr. 1. Revitalizované koryto Loděnického potoka u Nenačovic na Berounsku po dokončení výstavby a výsadb dřevin v roce 2015. Akce Povodí Vltavy, s.p., podpořená z prostředků Operačního programu Životní prostředí. (T. Just)



Obr. 2. Náročnou obnovu mokřadních biotopů v NPR Bohdanečský rybník realizovala AOPK ČR v letech 1999–2015. (J. Rusňák)

století dnes zbývá jen 350 tis. ha (Just 2005). Včetně nejdrobnějších potůčků bylo technicky upraveno mezi třetinou až polovinou délky našich vodních toků, jejich celková délka se vlivem úprav zkrátila zhruba o třetinu. Rozsah vlásečnicových vodních toků, drobných vodních ploch a prameništ, zcela pohlcených plošnými odvodňovacími zařízeními, v podstatě není znám, ale nepochybně představuje významnou položku v dnes vnímaném deficitu vodohospodářské akumulární a retenční schopnosti krajiny a biodiverzity vázané na vodní a mokřadní prostředí. Retenční schopnost krajiny poškodily i další plošné změny v zemědělské krajině, které měly za následek značné zvýšení erozního ohrožení a zrychlení odtoku srážkových vod. Od roku 1948 do r. 1990 bylo v ČR rozoráno 270 tis. ha luk a pastvín, 145 tis. ha mezi (což odpovídá jejich úctyhodné délce nejméně 800 tis. km), 120 tis. km polních cest, 35 tis. ha remízků ve volné krajině a došlo k odstranění 30 tis. km liniové zeleně (Franková & Klápště 2015).

Blýskání na lepší časy

Po roce 1990 začalo a dosud trvá období velkých změn vodohospodářských paradigmat. Masivní destrukce ekosystémů vázaných na vodu, způsobená hydrotechnickými a „melioračními“ úpravami, je v dnešní době rozpoznána a popsána. Odvodňování krajiny jako faktor zhoršení podmínek akumulace vody pocítujeme v obdobích sucha. Zesilování a zrychlování povrchových odtoků pak je zřetelným faktorem zhoršení retenčních schopností krajiny, což pocítujeme za povodní. Více vnímat tyto skutečnosti nás nutí zejména současné období častějších a hlubších povětrnostních extrémů.

S cílem podporovat obnovu mokřadů a opětovně přibližová-

ní vodních toků přírodě vyhlásilo v roce 1992 Ministerstvo životního prostředí národní dotační Program revitalizace říčních systémů a poté Program péče o krajinu. Pozitivní myšlenka však dostala jakousi organizační a finanční základnu dříve, než začala efektivněji prorůstat i do vodohospodářského myšlení. Dost dlouho a za dost peněz se chodilo slepými uličkami. Teprve kolem roku 2000 se začaly objevovat první věrohodnější revitalizace vodních toků a projekty obnovy mokřadů (blíže viz Just et al. 2012).

Zatím stále pomalá obnova retenčních schopností krajiny

Zejména v souvislosti s aktuálním bojem proti suchu a prevencí před povodněmi se dostala agenda obnovy retenčních schopností krajiny do řady koncepčních dokumentů a strategií, přijímaných i na úrovni Vlády ČR (Franková & Klápště 2015). Je také známa a stále přesněji vyčíslována hodnota ekosystémových služeb zajišťovaná mokřady v krajině (viz např. Pithart et al. 2012, Mc Innes 2013, Hátle 2013). Navzdory tomu, a přestože se naše vodní hospodářství, zemědělství i lesnictví hlásí k cílům zlepšování vodní bilance v krajině, je většinový přístup k problematice stále nedůsledný. V zemědělské krajině se pořád nedaří významněji snižovat erozi, nezlepšuje se stav půd, dokonce často pokračuje snižování obsahu organické hmoty v půdě. Lesnictví na změnu klimatických podmínek reaguje jen pozvolna, ani velkoplošný rozpad monokultur smrkových a borových porostů v řadě oblastí České republiky nevede k systémovému tlaku na zvýšení druhové, věkové a prostorové skladby lesů. Správci vodních toků se sice hlásí k potřebě zlepšovat morfológico-ekologický stav vodních toků a již uskutečňují jednotlivé investiční revitalizace, avšak častěji nakládají s vodními toky



Obr. 3. Revitalizované mokřadní biotopy v NPR Bohdanečský rybník vyžadují další údržbu, kterou každoročně AOPK ČR zajišťuje. Na snímku zimní sečení ostrova. (Z. Koberová)



Obr. 4. Mělké osluněné deprese s písčítým dnem vytvořené v litorálu Dolanské zátoky při revitalizaci Bohdanečského rybníka využívají k rozmnožování kuřky ohnivé (*Bombina orientalis*), které jsou zde předmětem ochrany EVL. (Z. Růžicková)

„postaru“. Vyhrabují se stále usazeniny z koryt a zasypávají břehové nátrže i tam, kde to není třeba, pročišťují a opravují se opevnění odvodňovacích kanálů a další vodní díla, jejichž účel již dávno pominul.

Až v posledních letech se pomalu daří realizovat ochranu drobných mokřadů i v rámci systému zemědělských dotací a jejich obnovu při realizaci komplexních pozemkových úprav. Významné projekty ke zlepšení vodní bilance krajiny jsou však zejména spojeny s prvním (od r. 2007) i nyní probíhajícím druhým cyklem Operačního programu Životní prostředí, který má dostatek finančních prostředků pro financování všech kvalitních projektů. Drobnější opatření (většinou v hodnotě do 250 tis. Kč) jsou pak realizována především s podporou krajinotvorných programů MŽP. Řádově je ročně podpořeno několik desítek investičních i drobnějších projektů obnovy tůní, revitalizací toků, obnovy mokřadních luk, drobných vodních ploch, revitalizace rašelinišť a pramenišť (Kolektiv 2015, Limrová 2015).

Velké množství tůní a mokřadů bylo obnoveno či vytvořeno na Vysočině, ve východních Čechách, na jižní Moravě, Ostrovsku, Liberecku, Podblanicku a v řadě dalších regionů. Úspěšné revitalizace rašelinišť probíhají v NP a CHKO Šumava (Buřková 2013), v CHKO Slavkovský les, Jizerské hory, v Krkonošském národním parku, Krušných horách atd. Tůně jsou nedílnou součástí revitalizace pískoven, hlíníků a lomů, např. na Třeboňsku či Mostecku (Řehounek et al. 2010, Lhotský 2013). V posledních letech se také daří realizovat obnovu extenzivních rybníků s cílem podpory biodiverzity. Příkladem může být rozsáhlá revitalizace Bohdanečského rybníka (Franková & Peřina 2014) či obnova rybníka Kojetín v Polabí (Trnka et al. 2014). Pozornosti se dostává obnově

lučních mokřadů, slatinných luk a slanisek (Lysák 2016, Dedek 2016). Mezi úspěšné projekty zlepšení morfologicko-ekologického stavu vodních toků patří revitalizace řek Bílovka a Sedlnice v CHKO Poodří (Birklen & Jarošek 2014; Jarošek & Legindi 2016), řeky Jizery (Holeček & Pácl 2016), průkopnickým i z hlediska administrativního byla revitalizace Kněhyně v Beskydech s následným zrušením vodního díla jako stavby (Nevšímalová & Poloha 2015).

Nástin řešení hlavních problémů obnovy mokřadů a revitalizací toků

Nedostupnost pozemků

Obnova mokřadů není možná bez souhlasu vlastníků pozemků. Taktéž plnohodnotné revitalizace toků potřebují prostor pro obnovu přirozeně širokých koryt a říčních pásů. Získávat potřebné pozemky není snadné. Pokud však mají ti, kteří připravují projekty obnovy, dostatečnou motivaci, dokáží využívat různé cesty, které mohou vést alespoň k částečnému úspěchu:

- Aktivní jednání s majiteli pozemků. Pokud je „revitalizátor“ pozitivně motivován, pojímá jednání s majiteli jako proces, třeba i dlouhodobější, v němž by měl být schopen přesvědčovat o kvalitním zpracování záměru a na případné oprávněné výhrady reagovat vhodnými korekcemi onoho záměru.
- Spolupráce s obcemi. Pokud je obec zainteresována na uskutečnění záměru, dokáže právě v oblasti pozemkové uplatnit některé svoje možnosti, v nichž předstihuje třeba státní organizaci spravující vodní toky. Obec mívá vlastní



Obr. 5. Součástí revitalizace potoka Barovka v CHKO Železné hory bylo mimo jiné i migrační zprůchodnění ústí potoka do řeky Doubravy. Již v roce 2015, rok po realizaci, byl v revitalizovaném úseku prokázán výskyt vranky obecné (*Cottus gobio*). Ta má v řece Doubravě silnou populaci a v potoce se před revitalizací nevyskytovala. (V. Peřina)



Obr. 6. Obnovou rybníka Kojetín (Rožďalovicko) ve stejnojmenné přírodní památce, realizovanou AOPK ČR, došlo k podpoře navazujících mokřadních společenstev vytvořením obtokových kanálů a průtočných i neprůtočných tůní. Neprůtočné tůně nejsou v přímém spojení s vodní plochou a proto mohou sloužit zejména k vývoji obojživelníků bez hrozby predace rybí obsádkou. V rámci revitalizace mokřadních biotopů rybníka byl též vytvořen ostrovem pokrytým říčním kamenivem, který se stal okamžitě atraktivním pro ornitofaunu. (J. Tylš).

pozemky, kterých může využívat ke směnám. Při nakupování pozemků není striktně vázána úředními cenami. A hlavně, pokud se vedení obce těší důvěře občanů, může pro ni být podstatně snazší přesvědčovat je k prodeji nebo výměně pozemků.

- Aktivní zapojení zájemců o obnovu mokřadů a revitalizace toků do procesu pozemkových úprav. Ze strany správců vodních toků a dalších možných investorů projektů obnovy je tato cesta zatím využívána málo a pasivně.

Nepropojení revitalizací toků a jejich niv a protipovodňové ochrany

Zde již dochází k pozitivním posunům, zejména v případě intravilánových revitalizací, podporovaných z Operačního programu Životní prostředí. Celkově však stále silně zaostáváme proti vodohospodářsky pokročilejším evropským zemím, kde propojení zlepšování morfologického stavu vodních toků, obnovy přírodního charakteru niv a protipovodňové ochrany je již standardem. U nás přetrvávají bariéry ve vzdělávání, názorové i organizační. Organizační nepropojení se nejzřetelněji projevuje v tom, jak je stále nastaveno vodohospodářské plánování a dotační programy. Zejména programy protipovodňové prevence Ministerstva zemědělství se tradičně zaměřovaly pouze na technické prvky řešení.

Přetrvávající konzervativní praxe projektantů

Obnova mokřadů, rašelinišť, pramenišť či tůní patří stále mezi přehlížené činnosti. Stejně jako znalost a inspirace říční morfologií a ekologií říčních niv bohužel nejsou mezi našimi projektanty dostatečně rozšířeny. Je to asi do značné míry chyba škol: mokřady, jezerní a říční morfologii a ekologii studují hlavně přírodovědci, kteří s projektováním sotva přijdou do styku, zatímco stavební vodohospodáři se dodnes učí spíš úpravám vodních toků a mokřadů v konzervativním pojetí.

Naše projektová praxe v oblasti revitalizací toků již pokročila ke schopnosti správně nakládat s rámcovými tvary a rozměry přírodě blízkých koryt. Větší rezervy zůstávají v oblasti detailní členitosti, která je zásadní právě pro rozvoj oživení a pro jeho přežívání za nepříznivých situací. Může jít třeba o substrát říčního dna z hlediska potřeb různých skupin vodních živočichů, o struktury tzv. říčního dřeva jako stanoviště a úkryty bioty (též jako úkryty ryb před rybožravými ptáky). Není docenován význam tůní, mělčin, občasné zaplavovaných niv, jakož i význam přirozené migrační prostupnosti a přirozené spádnosti vodního toku. Včasná spolupráce při zpracování projektů obnovy mokřadů s přírodovědci je stále nedostatečná.



Obr. 7. V podmáčené nivě potoka Jasénka u Hlučína bylo v rozlehlé rákosině obnoveno za podpory z Programu péče o krajinu několik tůní různých velikostí. Cílem bylo zvýšení počtu mokřadních biotopů, kterých v minulých desetiletích výrazně ubylo buď jejich přímou likvidací zavážením, nebo odvodněním. Tůně jsou syceny pouze podzemní nebo srážkovou vodou a vzhledem k tomu, že v nich nejsou ryby, nabízejí vhodné prostředí pro výskyt obojživelníků. (F. Šálek)

Problémy s povolením projektů obnovy

Vodoprávní úřady jsou zvyklé na to, že revitalizace jako stavba má být cosí pevně fixovaného v terénu, neměnného. Dynamicky se vyvíjející kyneta revitalizačního koryta pro ně může být v tomto ohledu čímsi nezvyklým, obtížněji pojednatelným. Řešení je již ve zpracování projektu. Ten navrhne jako fixní stavbu potoční nebo říční pás, případně tvar, který lze označovat jako široké povodňové koryto. Jsou stanoveny meze vývoje koryta, jejichž překročení by mělo podle provozního řádu stavby vést ke korekčnímu zásahu ze strany správce. Vodoprávnímu úřadu by nemělo činit problém takovýto koncept revitalizační stavby zkolaudovat. Dobrá cesta je ve využití možnosti, kterou dává dnešní vodní zákon – produkt revitalizační stavby nebude v právním smyslu pokládán za stavbu, ale za přírodní koryto. Správné stanovení přípustných mezí samovolného vývoje koryta v projektu revitalizace je důležité mimo jiné i pro nastavení podmínek následné údržby.

Stejně tak v případě tvorby mokřadů, tůní či rašeliníšť mají často vodoprávní úřady snahu daný projekt obnovy zaškatulovat a pak vyžadovat různá více či méně zbytečná opatření.

Zajištění následné péče o mokřady

Od provádění obnovy mokřadů a revitalizací vodních toků do jisté míry odrazují otázky kolem následné péče, která v zásadě není podporována dotacemi. Vlastníci a investoři se ptají, jaká péče se vlastně bude provádět a kolik bude stát. Principiálně platí, že náklady na údržbu mokřadu, přírodě blízkého koryta či přírodě blízké nivy jsou nižší než např. údržba regulovaného toku.

Nechme pracovat přírodu

Každý další úspěšně zrealizovaný projekt obnovy či vytváření mokřadu je úspěchem. Nicméně, jak je zmíněno výše, plocha mokřadů se za posledních 100 let zmenšila na pouhou čtvrtinu. Tento úbytek není snadné kompenzovat a je zřejmé, že bez širokého zapojení vlastníků se to v dohledné době nemůže podařit. Určitou šancí je nastalý posun v rámci agroenvironmentálních programů, kdy evidované mokřady požívají ochrany před ničením a naopak zemědělci jsou motivováni k jejich zachování. Každopádně je třeba ocenit osvědčené vlastníky a hospodáře, kteří mokřady obnovují či vytváří

v rámci své běžné činnosti a bez dotační podpory (např. Vojenské lesy a statky s.p., divize Plumlov), nebo tolerují mokřady spontánně obnovované (Richter & Belušová 2011, Němec et al. 2012).

Stejně tak takřka polovinu upravených vodních toků nelze s ohledem na nákladnost a náročnost na pozemky pokrýt pouze investičními revitalizačními akcemi. Je zřejmé, že pro dosažení skutečně významných zlepšení v měřítku krajiny je nezbytné využívat ekologicky orientovanou správu vodních toků. Zásadním jevem, s nímž bychom se měli naučit lépe pracovat, jsou samovolné renaturační procesy. Jde o změny, působené přírodními silami, které kdysi technicky upravená koryta vodních toků přibližují zpět k přírodnímu stavu. Dílčími procesy tu jsou rozpad opevnění, vymílání geometrizovaných koryt, jejich zanášení splaveninami nebo zarůstání vegetací, tvarové a hydraulické rozčleňování koryt a niv dřevinnou vegetací. Velmi rychle mohou být změny způsobené povodněmi. Správa vodních toků, prováděná konzervativním způsobem, však výsledky renaturací ničila. Pro to, aby se efektivně zlepšil stav tisíců kilometrů vodních toků, v minulosti problematicky technicky upravených, jsou však právě ochrana, využití a iniciace procesů samovolné renaturace zcela nezbytné (Just 2016).

Literatura

Birklen P. & Jarošek R. (2014): Revitalizace Bílovky. – Ochrana přírody 2: 13–17.

Bufková I. (2013): Náprava narušeného vodního režimu rašeliníšť v národním parku Šumava.– Ochrana přírody 2: 17–19.

Dedek P. (2016): Změna přístupu k péči o národní přírodní rezervaci Slanisko u Nesytu. – Ochrana přírody 6: 10–13.

Franková L. & Klápště J. (2015): Sucho – polovičatá řešení, nebo komplexní přístup? – Ochrana přírody 6: 23–27.

Franková L. & Peřina V. (2014): Revitalizace Bohdanečského rybníka. – Ochrana přírody 2: 11–13.

Hátle M. (2013): Ochrana přírody a vodohospodářské stavby v CHKO Třeboňsko. – Ochrana přírody 4: 7–10.

Holeček M. & Pácl M. (2016): Revitalizace Jizery a Rakovského potoka. – Ochrana přírody 5: 20–23.

Jarošek R. & Legindi P. (2016): Revitalizace Sedlnice. – Ochrana přírody 6: 18–21.

Just T., Matoušek V., Dušek M., Fišer D. & Karlík P. (2005): Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. – ČSOP Hořovicko, Praha.

Just T., Pithart D. & Bufková I. (2012): Mokřady a vodní toky. Úvod. – In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. [eds], Ekologická obnova v České republice, pp. 67–73, AOPK ČR, Praha.

Just T. (2016): Ekologicky orientovaná správa vodních toků. – AOPK ČR, Praha.

Kolektiv (2015): Vybrané problémy ochrany přírody a krajiny a možnosti nápravy s využitím dotačních programů. Sborník z konference. – AOPK ČR a ČZU, Praha.

Kulhavý Z., Soukup M., Doležal F. & Čmelík M. (2007): Zemědělské odvodnění drenáží. Racionalizace využívání, údržby a oprav. – Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha.

Kulhavý Z. & Soukup M. (2010): Zemědělské odvodnění a krajina. – In: Rožňovský J. & Litschmann T. [eds], Voda v krajině, pp. 97–104, Lednice.

Lhotský R. [eds] (2013): Jezera a mokřady ve zbytkových jamách po těžbě nerostů. Sborník z konference konané v Mostě. – ENKI, o. p. s., Třeboň.

Limrová A. (2015): Operační program Životní prostředí na přelomu dvou programových období. – Ochrana přírody 2: 14–17.

Lysák F. (2016): Výsledky částečné obnovy dvou jihomoravských slanisek a poznámky k péči. – Ochrana přírody 5: 16–19.



Obr. 8. Balvanitý skluz na říčce Smědě v CHKO Jizerské hory dokončený v r. 2015 nahradil dřívější neprostupný stupeň (jez) limnigrafické stanice. (P. Marek)

Mc Innes R. J. (2013): Recognizing ecosystem services from wetlands of international importance: An example from Sussex, UK. – Wetlands 33: 1001–1017.

Mitch W. J. & Gosselink J. G. (2015): Wetlands (fifth edition). – John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.

Němec R., Škorpíková V. & Křivan V. (2012): Fenomén efemérních polních mokřadů na orné půdě. – Živa 2: 57–59.

Nevšimalová K. & Poloha M. (2015): Zrušení vodního díla Kněhyně. – Ochrana přírody 2: 22–23.

Pithart. D., Dostál T., Langhammer J. & Janský B. [eds] (2012): Význam retence vody v říčních nivách. – Daphne ČR - Institut aplikované ekologie, Praha.

Richter P. & Belušová V. (2011): Ekologická sukcese jako vhodný nástroj obnovy mokřadů na zemědělské půdě. – In: Sborník abstraktů z konference ke 40. výročí Ramsarské úmluvy „Mokřady a klimatická změna“, pp. 58–59, Český ramsarský výbor a Expertní skupina ČRV.

Richter P. & Skaloš J. (2016): Sledování změn mokřadů v krajině nížin a pahorkatin České republiky 1843–2015. – Vodní hospodářství 8: 14–18.

Řehounek J., Řehounková K., Prach K. [eds] (2010): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. – Calla, České Budějovice.

Trnka P., Hausvaterová M. & Vojtěchovská E. (2014): Obnova rybníka Kojetín v Polabí. – Ochrana přírody 3: 18–22.

Vašků Z. (2011): Zlo zvané meliorace. – Vesmír 90: 440–444.

Revitalizace odvodněných rašelinišť na Zhůřském potoce

Ivana Bufková & František Stíbal

Lokalizace	otevřené údolí na horním toku Zhůřského potoka (Křemelná) v severozápadní části NP Šumava, 49° 11' 10" N, 13° 18' 54" E; nadmořská výška 925 m
Ochrana přírody	NP, 1. zóna, EVL
Obnovená plocha	31 ha, celkem 7,4 km odvodňovacích kanálů
Finanční podpora	Operační program Životní prostředí; 5,2 mil. Kč

Abstrakt

V kotlině Křemelné v NP Šumava probíhá od roku 2014 revitalizace odvodněných rašelinišť prostřednictvím zahrazení a zasypaní odvodňovacích kanálů a obnovy kapilárních odtoků. Je sledován vliv opatření na hladinu a chemismus podzemní i povrchové vody a vyhodnocena celková úspěšnost provedených opatření.

Popis lokality

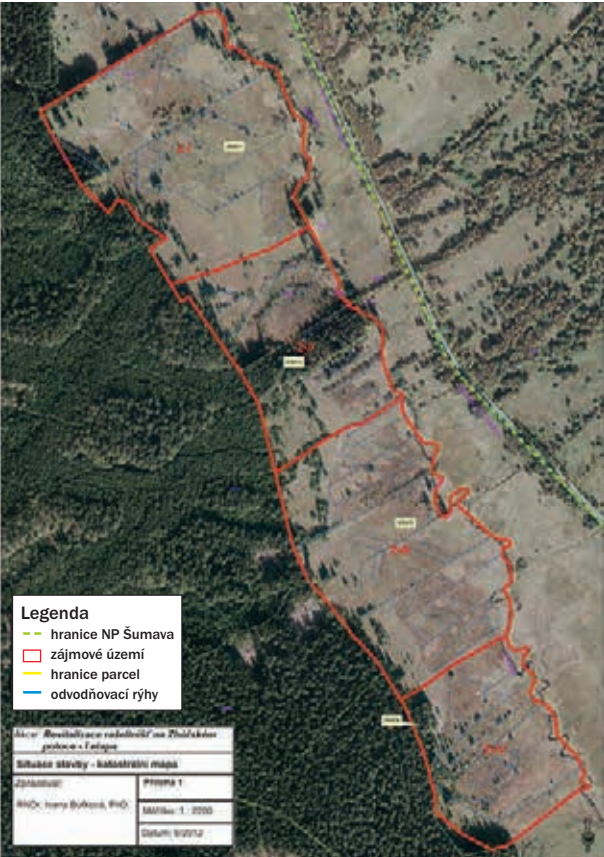
Rašeliniště v údolí Zhůřského potoka jsou součástí komplexu rašelinišť a mokřadů v kotlině Křemelné, která představuje nižší stupeň šumavských plání a patří mezi nejcennější oblasti NP Šumava. Mokřadní celek tvoří drobná ombrotrofní vrchoviště s vegetací nízkých keřů jako vlohyně bahenní (*Vaccinium uliginosum*) nebo vřes obecný (*Calluna vulgaris*) na silně degradovaných místech s expandujícími suchomilnými travinami a dřevinami v členité mozaice s přechodovými rašeliništi, mechovými slatiništi a různými typy mokřích a vlhkých travnatých luk s metlicí trsnatou (*Deschampsia cespitosa*) a sítinami (*Juncus* spp.). Součástí celku jsou i sušší místa se smilkovými trávníky a vegetací horských sečených luk svazu *Polygono-Trisetion*. Na úpatí svahů se na menších plochách objevují rašelinné smrčiny, většinou v návaznosti na podzemní vodu vystupující v podobě četných pramenišť.

Celé údolí bylo do poloviny 20. století tradičně obhospodařováno. Byly zde kosené louky i pastviny, a mokřady byly odvodněny sítí mělčích povrchových příkopů. Po 2. světové válce se území stalo součástí vojenského újezdu Dobrá Voda. Odvodnění z předválečných let bylo prohloubeno a místy tak vznikly až 1,5 hluboké příkopy (Obr. 1a, 1b). Řada drobných bezjmenných přítoků byla napřímena a následně silně zahloubena, nejspíš samovolnou rýhovou erozí na svažitém terénu.

Popisované území je významné z hlediska druhové i stanovištní diverzity. Pro území je charakteristická přítomnost minerálně bohatších nelesních ostřicových rašelinišť, která jsou na Šumavě poměrně vzácná. Tyto biotopy se vyznačují druhovou pestrostí a výskytem ohrožených a vzácných druhů, např. ostřice dvoudomé (*Carex dioica*) nebo suchopýrku alpského (*Trichophorum alpinum*).



Obr. 1a, 1b. Odvodňovací příkopy na lokalitě Zhůří před revitalizací. (I. Bufková)



Obr. 2. Systém odvodňovacích kanálů na lokalitě Zhůří geodeticky zaměřený a zanesený do ortofotomapy leteckého snímku z roku 2013.

Výchozí stav

Mokřadní komplex byl v minulosti povrchově odvodněn sítí otevřených kanálů o celkové délce téměř 8 km (Obr. 2). Došlo k narušení vodního režimu, zpomalení až zastavení rašelinotvorných procesů a k degradaci rašelinišť včetně poklesu biodiverzity. Na rašeliništích vedlo odvodnění k poklesu a rozkolísání hladiny podzemní vody a následnému provzdušnění a rozkladu rašeliny. Pokles hladiny vody a živiny uvolněné rozkladem rašeliny umožnily šíření suchomilných a konkurenčně silných druhů. Došlo k ústupu rašelinotvorných druhů (především rašeliníků), potlačení tvorby rašeliny a následně degradaci až ústupu cenných rašeliništních společenstev.

V důsledku odvodnění jsou dnes tři ze čtyř vrchovišť přítomných v území téměř před zánikem a jedno vrchoviště je silně degradované. Projevuje se silná expanze travin, zejména bezkolence modrého (*Molinia caerulea*), smilků tuhých (*Nardus stricta*) a metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*), které místy dosahují pokryvnosti až 80 %. Přibližně ¾ lučních a přechodových rašelinišť se nachází v silně degradovaném stavu. Běžná jsou místa, kde pokryvnost rašeliníků či slatinných mechů klesla pod 5 %. Na degradovaných minerotrofních rašeliništích se šíří hlavně ostřice třeslicovitá (*Carex brizoides*), sítina nitovitá (*Juncus filiformis*) a ostřice obecná (*Carex nigra*). Odvodnění způsobilo celkovou destabilizaci vodního režimu v území, podstatně zrychlilo odtok povrchových vod a snížilo celkovou retenci vody v krajině.

Metoda revitalizace odvodněných rašelinišť vychází z konceptu cílové hladiny podzemní vody (Bufková et al. 2010). Cí-



Obr. 3. Obnovený přírodní kapilární odtok v mokřadu po revitalizaci. (I. Bufková)

lová hladina v tomto pojetí znamená úroveň hladiny podzemní vody, která by na lokalitě byla před odvodněním a zhruba odpovídá situaci na nepoškozeném rašeliništi stejného typu. Tato cílová hladina je pochopitelně pro různé typy rašelinišť odlišná – pro vrchoviště byla stanovena v rozmezí 5–10 cm pod povrchem, pro přechodová rašeliniště 5 cm pod povrchem, pro rašelinné smrčiny ca 15–20 cm apod.

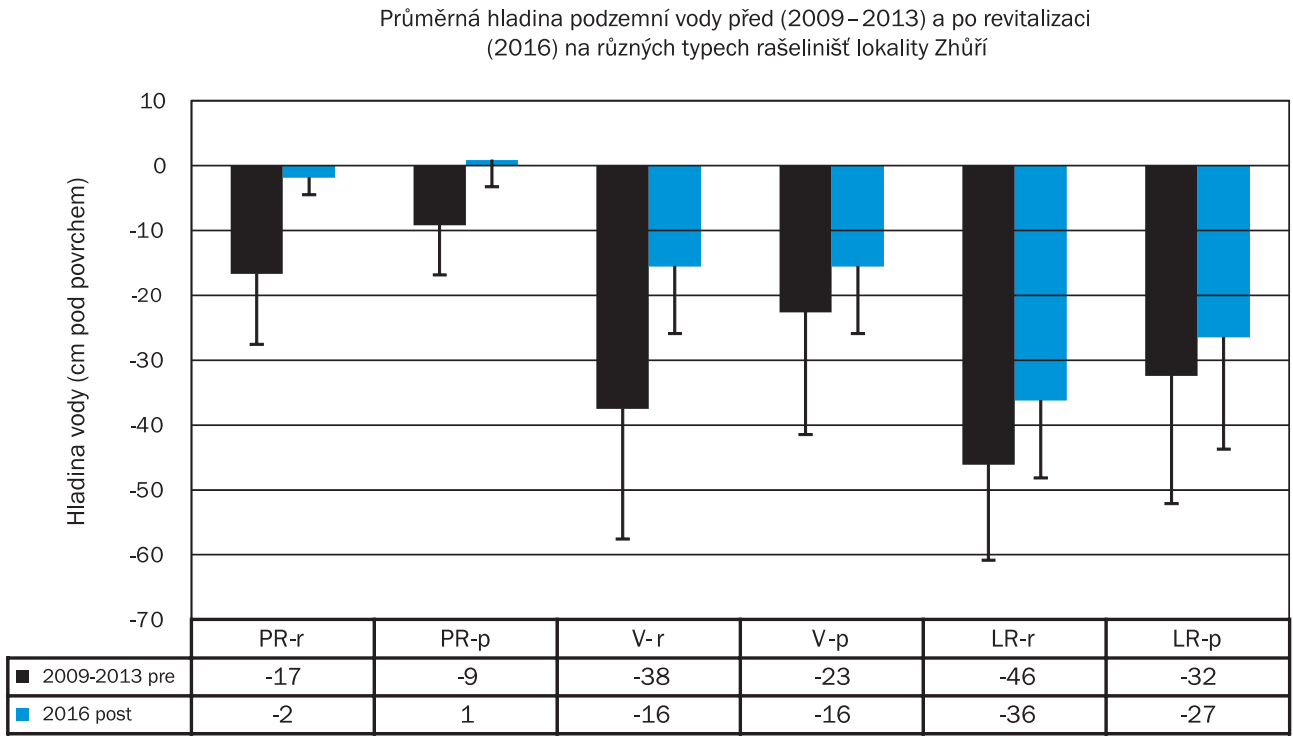
Cíle obnovy

Obnova přírodního vodního režimu a ekologických funkcí mokřadu v krajině; zachování cenných rašeliništních společenstev a podpora vzácných druhů; obnova přirozených odtokových poměrů a zvýšení zadržování vody v krajině.

V případě vodního režimu je dílčím cílem revitalizace zvýšit hladinu podzemní vody na úroveň odpovídající přirozenému stavu (resp. stavu před odvodněním), snížit její kolísání a zadržet dostatek vody v rašeliništi především v kritických obdobích sucha.

Dále je to obnova přirozeného pohybu vody v mokřadu, zejména s ohledem na spádové poměry, zasakování, pohyb vody mělce pod povrchem a povrchový odtok v podobě původních drobných a zvlněných kapilár.

Veškerá opatření jsou cílena na zastavení nebo zásadní zpomalení degradačních procesů s pozitivním vlivem na obnovu rašelinotvorné vegetace a ekologie mokřadu.



Obr. 4. Průměrné hladiny podzemní vody v různých typech rašeliníšť na lokalitě Zhůří v období před a po revitalizaci. Legenda: PR - přechodové rašeliníště, V - vrchoviště, LR - zaniklé luční rašeliníště; r - sonda 1 – 2 m od rýhy, p - sonda 15 m od rýhy; počet měřených sond v jednotlivých typech rašeliníšť: PR-r (3), PR-p (3), V-r (4), V-p (4), LR-r (4), LR-p (4).

Popis opatření

2012 Projektová dokumentace

2014–2015 Provedení revitalizace

Hlavní metodou revitalizace bylo zablokování odvodňovacích kanálů systémem dřevěných hrází (Obr. 6 a Obr. 8) a v následném kroku jejich částečné vyplnění přírodním materiálem. Hodnoty cílové hladiny vody a sklonu terénu jsou klíčovými parametry pro správné stanovení počtu hrází a jejich distribuci v daném úseku odvodňovací rýhy. Cílovou hladinu určuje typ rašeliníště, který daná rýha protíná. Přehrazené úseky rýhy vyplněné vodou byly především v hlubokých kanálech částečně (do 2/3 objemu) vyplněny rašelinou, větvemi, haťemi a nakonec i trsy rašeliníků na podporu jejich zazemnění a zarůstání vhodnou mokřadní vegetací. Mělké rýhy, obzvláště za dobrých světelných podmínek, obvykle velmi dobře samovolně zarůstají.

Vzhledem ke snadné zranitelnosti revitalizovaných rašelinových biotopů byla většina opatření prováděna ručně bez použití těžké techniky. Pouze na vybraných, již silně vysušených úsecích, byla použita lehká technika (bagry s hmotností do 1,5 t).

Celkem bylo v rámci revitalizačního projektu zablokováno 7371 m povrchových odvodňovacích kanálů s celkovým počtem 1200 dřevěných přehrádek. K vyplnění zablokovaných kanálů byly použity haťe z větví a zemina z břehových valů a bezprostředního okolí kanálů. Podél kanálů bylo vyřezáno ca 2000 m² náletových dřevin. Na 3 místech bylo provedeno převedení části povrchových vod z odvodňovacích kanálů do trasy původního kapilárního odtoku nebo volně do mokřadu (Obr. 3). Revitalizační opatření byla jednorázová, účelem bylo znovunastolení přírodních a přirozenému stavu blízkých

podmínek, které umožní následnou samovolnou regeneraci biotopu. Následná údržba není kromě několika lokálních oprav nutná.

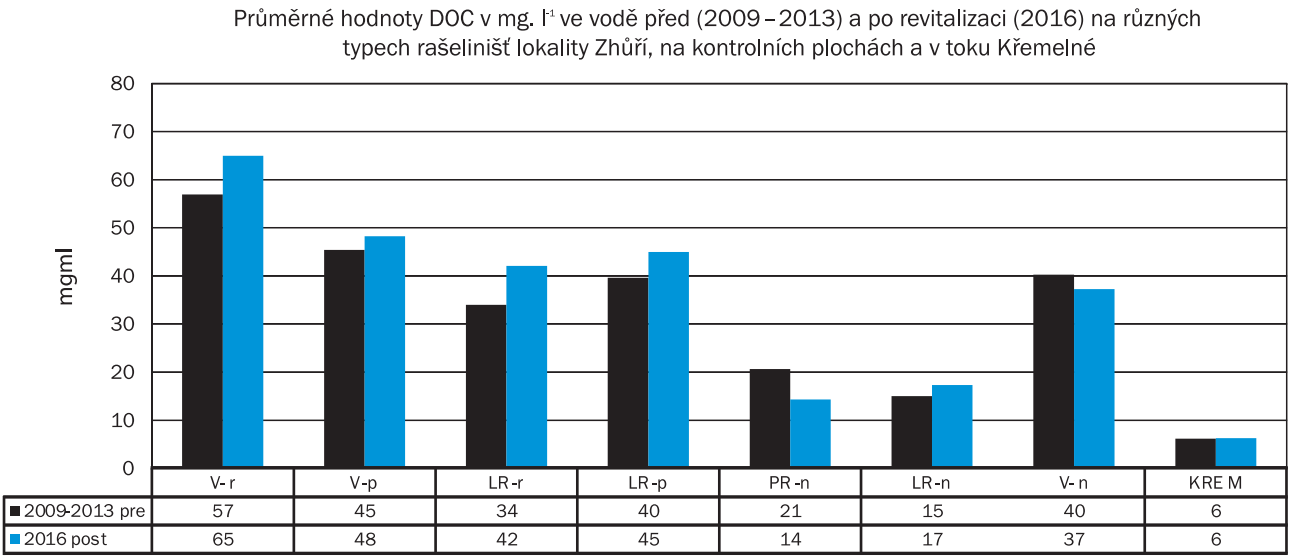
Metodika sledování

Na lokalitě je od roku 2007 sledována hladina podzemní vody, chemismus vody, srážky, mikroklima a vegetace.

Celkem zde bylo založeno 26 trvalých ploch pro sledování vegetace se sondami pro záznam hladiny podzemní vody. Sondy a trvalé plochy byly umístěny v následujících typech rašeliníšť: degradované přechodové rašeliníště (6 sond), degradované vrchoviště (8 sond), zaniklé luční rašeliníště (8 sond), zaniklé vrchoviště (4 sondy). Sondy byly umístěny párově, vždy jedna na okraji odvodňovacího kanálu (1–2 m od břehové hrany) a jedna v prostoru rašeliníště ca 15–20 m na kolmici od odvodňovacího kanálu. Hladina podzemní vody byla měřena manuálně ve všech sondách přibližně ve čtrnáctidenních intervalech v letech 2009–2016 (výjma roku 2014, ze kterého nejsou data k dispozici). Vzorke podzemní vody z vybraných sond (na vrchovišti a zaniklém lučním rašeliníšti) a vzorky povrchové vody z toku Křemelné byly odebírány měsíčně pro chemické analýzy (stanovení SO₄, NO₃, NH₄, PO₄, Ca, Mg, Al, Fe, pH, elektrické konduktivity a DOC (množství rozpuštěného uhlíku)).

Výsledky

Obr. 4 ukazuje průměrnou hladinu podzemní vody ve sledovaných typech rašeliníšť za období před (2009–2013) a po provedení revitalizace (2016). Roky 2014 a 2015, během kterých bylo prováděno zablokování kanálů, a hydrologické podmínky se průběžně měnily, nebyly do průměrných hodnot



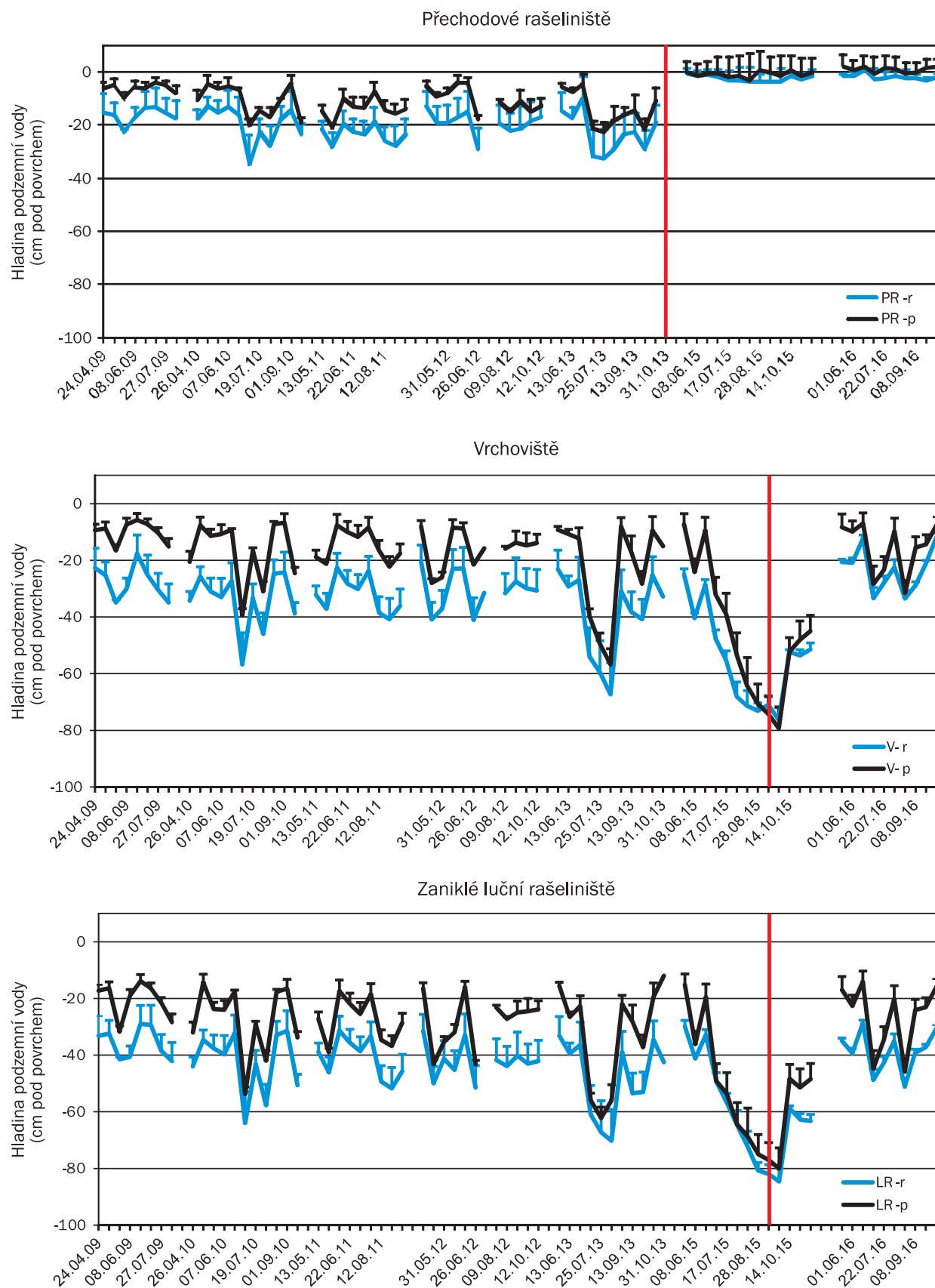
Obr. 5. Hodnoty rozpuštěných uhlíkatých látek (DOC – dissolved organic carbon) v podzemní vodě sledovaných rašeliníšť na lokalitě Zhůří, na kontrolních lokalitách a v toku Křemelné v závěrečném profilu pod revitalizovaným územím v období před (2009 – 2013) a po revitalizaci (2016). Legenda: V - vrchoviště, LR - zaniklé luční rašeliníště; PR - přechodové rašeliníště, KREM - tok Křemelné v profilu pod revitalizovaným územím, r - sonda 1 – 2 m od rýhy, p - sonda 15 m od rýhy, n - kontrolní nenarušená lokalita.

zahrnuty. Z obrázku je patrné, že ve všech typech rašeliníšť jsou průměrné hodnoty hladiny podzemní vody po revitalizaci vyšší než před zásahem. K nejvýraznějšímu posunu přitom došlo v sektoru degradovaného přechodového rašeliníště

a degradovaného vrchoviště (zde zejména v okolí rýhy). Dle očekávání byl efekt zvýšení hladiny vody v blízkosti odvodňovacích kanálů větší v porovnání se vzdálenějšími sondami v prostoru rašeliníště. Ačkoli uvedená data představují



Obr. 6. Odvodňovací příkopy na lokalitě Zhůří po revitalizaci. (I. Bufková)



Obr. 7. Kolísání hladiny podzemní vody v různých typech rašelinišť na lokalitě Zhůří za celé sledované období (2009–2016). Hodnoty hladiny vody na svislé ose jsou uvedeny v cm pod povrchem. Červená čára znázorňuje datum ukončení revitalizace. Význam zkratek i počet měřených sond pro jednotlivé typy rašelinišť jsou stejné jako na Obr. 5.

pouze bezprostřední reakci těsně po revitalizaci (první rok), hydrologická odpověď systému se jeví jako poměrně rychlá a pozitivní.

Kolísání hladiny podzemní vody na různých typech revitalizovaných rašelinišť za celé sledované období je znázorněno na Obr. 7. Průběh hladiny vody dobře ukazuje vliv suchého roku 2013 a zejména pak extrémního sucha v roce 2015. Na vrchovišti i v místech zaniklých lučních rašelinišť byla hladina podzemní vody v roce 2015 na svém minimu za celé sledované období a v některých místech klesla více než 80 cm pod povrch půdy. To je zejména pro ombrotrofní vrchoviště velmi extrémní hodnota. Naproti tomu na přechodovém rašeliništi, kde byla revitalizace hotova již v roce 2014, byla i přes extrémní suchu v roce 2015 hladina podzemní vody těsně pod povrchem půdy a velmi stabilní. Hydrologická odpověď sledovaného přechodového rašeliniště na revitalizaci je velmi výrazná mimo jiné i proto, že provedená opatření zde zahrnovala kromě zablokování rýh i obnovu drobného kapilárního odtoku, který byl kdysi spolu s odvodněním celého místa sveden do jednoho z kanálů.

Zajímavé jsou změny v chemickém složení podzemní vody na rašeliništích a v toku Křemelné před a po revitalizaci. Například obsah rozpuštěných uhlíkatých látek (DOC) byl bezprostředně po revitalizaci mírně vyšší (v řádu jednotek mg/l) na vrchovišti i v místech zaniklého lučního rašeliniště (Obr. 5). Rozdíl průměrných hodnot před a po zásahu je výraznější v sondách v blízkosti odvodňovací rýhy. V toku Křemelné se toto mírné navýšení hodnot DOC však již neprojevilo. Vyšší hodnoty DOC jsou pravděpodobně způsobeny zemními prarocemi v kanálech a určitou disturbancí systému při revitaliza-

ci, které není možné se vyhnout. Představují typickou bezprostřední reakci systému na provedená opatření, proto se očekává, že po určité době odezní. Výhledově by pak hodnoty DOC po revitalizaci měly být menší než v období fungující drenáže.

Nové poznatky a doporučení

Koncept cílové hladiny podzemní vody se jako vhodný metodický rámec osvědčil i pro revitalizaci svahových rašelinišť na lokalitě Zhůří. Získané výsledky ukazují pozitivní bezprostřední hydrologickou odpověď rašelinišť na revitalizaci. Dlouhodobá reakce se ukáže až po dalších 5–10 letech měření. Provedená opatření i data získaná z monitoringu ukázala mimo jiné i na důležitost obnovy původních vlásečnicových odtoků, které byly při budování odvodnění svedeny do sítě rovných a hlubokých kanálů. Byly rovněž odzkoušeny nové a bezeškodné způsoby transportu materiálu po zranitelném povrchu rašeliniště za použití mobilní poválky a lehké techniky (motorové kolečko a skládaná poválka z prken).

Literatura

Bufková I., Stíbal F. & Mikulášková E. (2010): Restoration of drained mires in the Šumava National Park, Czech Republic. – In: Eiseltová M. [ed.], Restoration of lakes, streams, floodplains, and bogs in Europe: principles and case studies, pp. 331–354, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London & New York.



Obr. 8. Zablokovaný odvodňovací kanál po revitalizaci. (I. Bufková)

Revitalizace vytěženého rašeliniště Soumarský most – reintrodukce dvou cílových druhů

Ludmila Vlková & Karel Prach

Lokalizace	Šumava, součást komplexu mokřadů a rašelinišť Vltavského luhu, 48° 54' 45" N, 13° 49' 33" E; nadmořská výška 745 m
Ochrana přírody	III. zóna NP, EVL
Obnovená plocha	53 ha
Finanční podpora	revitalizace z krajinotvorných programů MŽP a z rozpočtu Správy NP a CHKO Šumava; reintrodukce druhů částečně pokryta projektem GA ČR č. P505/11/0256

Abstrakt

Na dříve průmyslově těženém a od r. 2000 revitalizovaném rašeliništi Soumarský most v NP Šumava byly pokusně vyse-ty a vysazeny dva rašeliništní druhy, kyhanka sivolistá (*Andromeda polifolia*) a klikva bahenní (*Vaccinium oxycoccos*), které se tam dříve vyskytovaly, nicméně se zatím spontánně neuchytily. Výsledky ukázaly, že výsevy i přesazením přísluš-ných cílových druhů se dá lokálně přispět k obnově rašelini-štní vegetace. Efektivnější je přesazování vegetativních částí a rozhodující pro uchycení a růst jsou vlhkostní poměry.

Popis lokality

Soumarský most je degradované údolní vrchoviště o celkové rozloze 90 ha. Původní vegetační dominantu centrální čás-ti rašeliniště tvořil blatkový bor asociace *Pino rotundatae–Sphagnetum*, třídy *Oxycocco-Sphagnetea* (Žýval 2000), který se maloplošně zachoval pouze ve východní části rašeliniště. V první polovině 20. století byla severozápadní část rašeli-niště těžena borkováním (15 ha). V 70. letech dvacátého století začala velkoplošná průmyslová těžba rašeliniště tzv. frézováním na ploše 53 ha. Rašeliniště proto bylo hluboce odvodněno a zbaveno původní vegetace. V průběhu 90. let byla těžba postupně utlumena a po domluvě se Správou NP a CHKO Šumava ukončena v roce 2000 (Horn 2009). Průběh obnovy do r. 2011 byl popsán v práci Horna a Bastla (2012), na kterou tento článek navazuje.

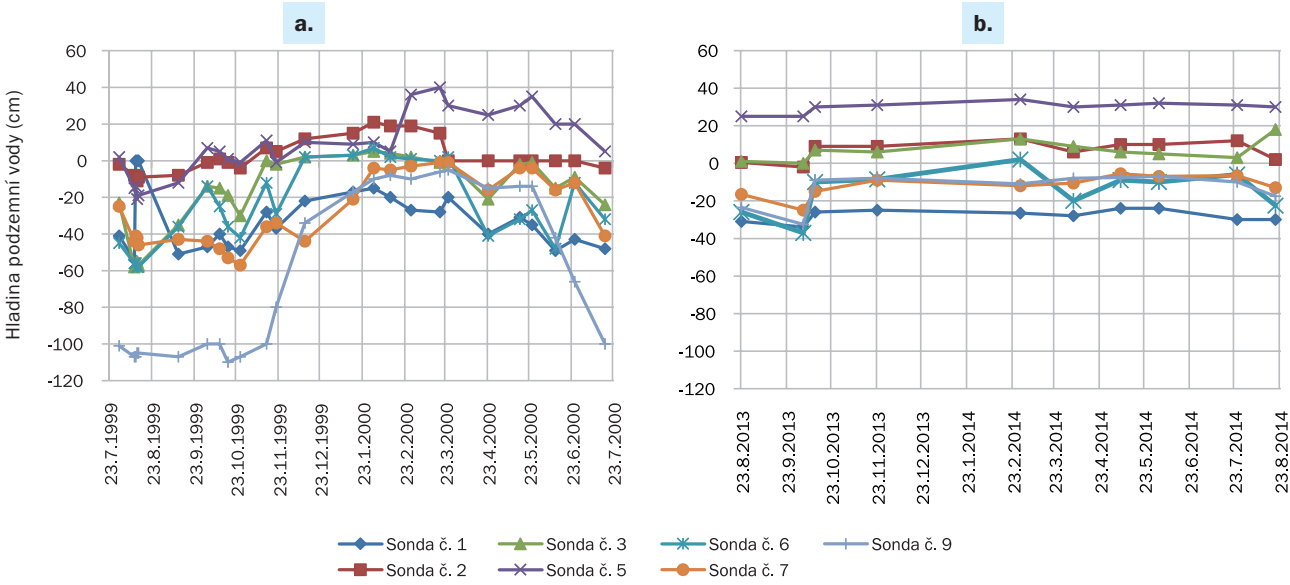
Výchozí stav

První fáze revitalizačního projektu probíhala v letech 2000–2004. Hlavním zásahem bylo zvednutí hladiny podzemní vody pomocí soustavy dřevěných přehrádek, které zahradily odvodňovací kanály. V důsledku toho se postupně vytvořily rozsáhlé trvale zaplavené plochy, které byly úspěšně koloni-zovány mokřadními druhy cévnatých rostlin a mechorostů, hlavně rašeliničky (*Sphagnum* spp.). Pro urychlení koloniza-ce obnažené plochy rašeliniště byly místy vysazeny ostřice

zobánkatá (*Carex rostrata*) a suchopýr úzkolistý (*Eriophorum angustifolium*). Tyto rostliny během několika let kolonizovaly velkou plochu vlhkých depresí, zatímco na sušších místech uschly. Dalším pokusem bylo rozhazování stélek rašelini-ku odchýlného (*Sphagnum flexuosum* agg.) a r. bodlavého (*S. cuspidatum* agg.) (Horn 2009; Horn & Bast 2012), kte-



Obr. 1. Nejúspěšnějším kolonizátorem vytěžené plochy je suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*). (L. Vlková)



Obr. 2a, 2b. Srovnání ročního kolísání hladiny podzemní vody u stejných sond (č. 1–9) před obnovou rašeliniště (a) (Žýval et al. 2000) a po ní (b). Symboly jsou označena jednotlivá měření. (Pozn.: V obou porovnávaných obdobích probíhala měření jen u některých sond.)

ré se rovněž dobře uchytily. Dalším důležitým zásahem bylo navrstvování mulče z okolních minerotrofních rašelinišť na obnaženou plochu rašeliniště, aby se zamezilo přesychání povrchu a zlepšily se podmínky pro uchycování diaspor mechorostů a vyšších rostlin. Zároveň zřejmě došlo i k přenosu diaspor. Avšak nejúspěšnějším (spontánním) kolonizátorem obnažené rašeliny byl suchopýr pochvatý (*Eriophorum vagi-natum*) (viz Obr. 1).

V roce 2007 vegetace pokrývala přibližně 50 % obnove-né plochy, celkem 40 % zaujímal holá rašelina a zbylou část vodní plochy. Za 5 let se zvýšila pokryvnost rašeliničků z 1–2 % na 8 %. Sušší místa kolonizovaly především dřevi-ny: bříza pýřitá (*Betula pubescens*), b. bělokora (*B. pendula*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*). V roce 2016 vegetace odha-dem pokrývala 70 % plochy. Dosavadní průběh obnovy uka-zuje, že po zvýšení hladiny podzemní vody je možná obnova rašeliništní vegetace, ale stanoviště je ochuzeno o některé typické rašeliništní druhy, např. klikvu bahenní (*Vaccinium oxycoccos*) a kyhanku sivolistá (*Andromeda polifolia*), které jinak rostou především v zapojených porostech rašeliničků. Oba druhy jsou vhodné k přenosu díky vegetativnímu šíře-ní a poměrně snadnému sběru semen, proto byly vybrány k experimentu.

Cíle obnovy

Obnova rašeliništní vegetace na revitalizovaném rašeliništi. Cílem experimentálních výsadby a výsevů dvou typických rašeliništních druhů bylo ověřit, zda jejich dosavadní absence je výsledkem nevhodnosti prostředí (tzv. habitat limitation), nebo se jen diaspor příslušných druhů na lokalitu zatím ne-dostaly (tzv. dispersal limitation).

Cíle sledování

Zjistit, zda řízené výsevy nebo výsadby mohou urychlit proces obnovy rašeliništní vegetace na revitalizovaném rašeliništi. Zároveň vyhodnotit změny vodního režimu a vegetace na něj vázané ve vztahu k probíhající obnově.

Popis opatření a metodika sledování

Výhony i semena klikvy bahenní a kyhanky sivolisté byly přeneseny k sondám na měření hladiny podzemní vody (25 míst, měření přibližně v měsíčních intervalech v letech 2011–2015). Přežívání rostlin bylo sledováno především na gradientu hladiny podzemní vody, ale měřena byla i teplota, vlhkost půdy, pH a konduktivita vody a zjištěna byla i přibliž-ná hloubka neodtěžené rašeliny v okolí sond. Zároveň byla v okolí sond zaznamenána vegetace formou fytocenologic-kých snímků (na plochách 2 × 2 m v letech 2011 a 2015).

Výsledky


Hydrologický režim měřený po několik let se ukázal jako cel-kem vyrovnaný. Při srovnání hladin vody před a po obnově rašeliniště se ukázalo, že po revitalizačních zásazích se hydro-logický režim ustálil (Obr. 2). Potvrdil to i výpočet směrodatné odchylky kolísání hladiny podzemní vody. Největší rozkolísání bylo zaznamenáno na Soumarském mostě před obnovou, zatímco po obnově rašeliniště se rozkolísanost hladiny vody blížila k netěženému rašeliništi Malá niva.

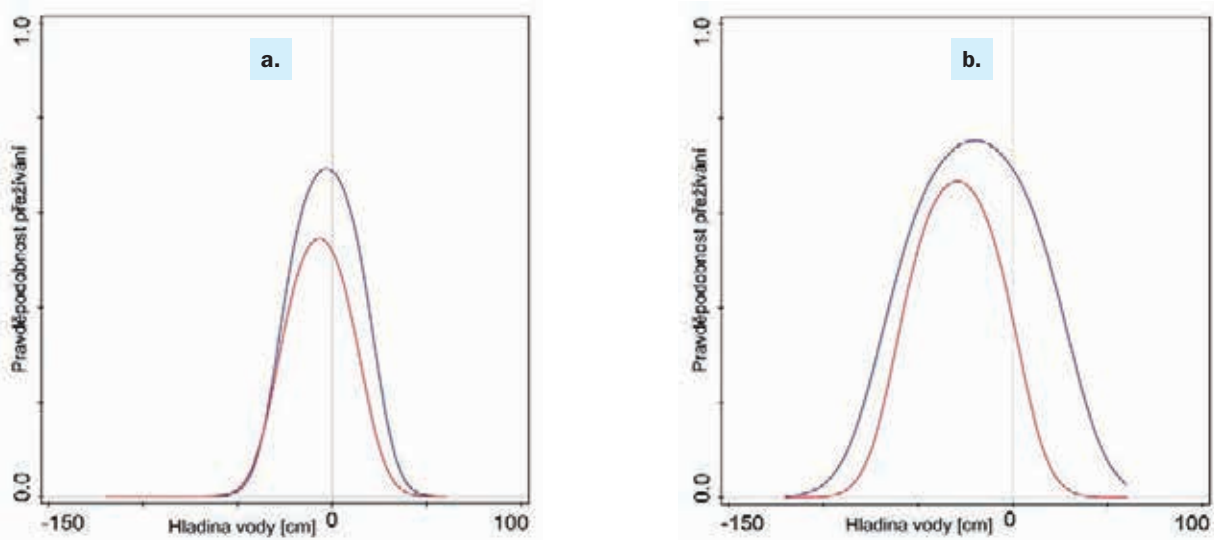
Hlavním faktorem prostředí, který určuje průběh obnovy i uchycení a přežívání druhů, je hladina podzemní vody. V závislosti na hladině vody, ale částečně i pH a hloubce zby-lé rašeliny, se formují typická rostlinná společenstva, která utvářejí mozaiku různých typů prostředí na obnovovaném rašeliništi (účast jednotlivých druhů je patrná z Obr. 4). Suk-cesní změny jsou ale pomalejší, než bychom mohli očeká-vat. Mezi opakovanými fytocenologickými snímky není ani po 4 letech vidět žádná jednoznačná a jednosměrná změna, pouze náznak určité diferenciacce vegetace směrem k sušší-mu a vlhčímu konci gradientu.

Přežívání obou přesazených druhů je hlavně závislé na hla-dině podzemní vody (Obr. 3). Kyhanka byla úspěšnější než klikva, protože se zřejmě dokáže lépe přizpůsobit vodnímu stresu. Klíčivost semen a tím generativní uchycení obou dru-hů bylo vždy relativně nízké, i když klíčení bylo testováno za různých podmínek (Obr. 5). Transplantační a výsevné pokusy

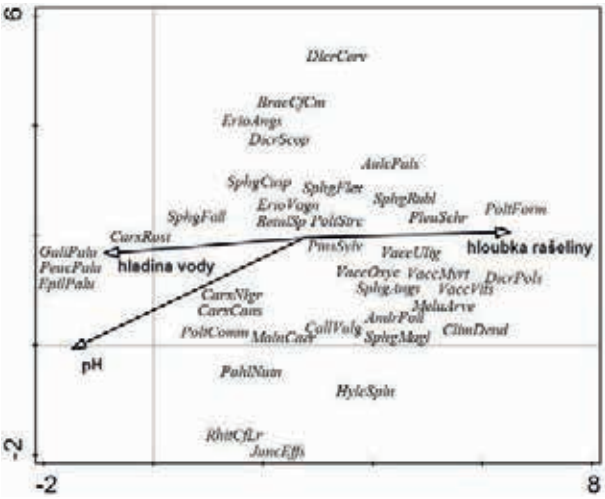
Obnova populací rašeliništních mechorostů na Vysočině

Ester Ekrťová, Eva Holá, Jan Košnar & Táňa Štechová

Lokalizace	 jihozápadní a centrální část Kraje Vysočina, 49° 15'–49° 27' N, 15° 16'–15° 27' E; nadmořská výška 575–665 m
Ochrana přírody	MZCHÚ (6 lokalit), EVL (3 lokality)
Obnovená plocha	cca 1,5 ha
Finanční podpora	Operační program Životní prostředí, Kraj Vysočina; 380 000 Kč



Obr. 3a, 3b. Srovnání přežívání vysazené klikvy (a) a kyhanky (b) na gradientu hladiny podzemní vody rok po přesazení (modře: klikva v létě 2012, kyhanka v létě 2013) a v roce 2015 (červeně) metodou zobecněných lineárních modelů.



Obr. 4. DCA ordinace druhů zaznamenaných v roce 2015 s pasivně vloženými faktory prostředí. Zkratky druhů jsou složeny většinou z prvních čtyř písmen rodového a druhového vědeckého jména. S klesající mocností rašeliny vzrůstá hladina podzemní vody. Minerotrofní stanoviště (místa s vyšším pH, vysokou hladinou vody a slabou vrstvou rašeliny) jsou reprezentována např. druhy ostřice zobánkatá (*Carex rostrata*), smldník bahenní (*Peucedanum palustre*) a svízel bahenní (*Galium palustre*). Naopak místa s nízkým pH a s ponechanou větší vrstvou rašeliny (netěžené okraje rašeliniště) jsou typická pro brusinku (*Vaccinium vitis-idaea*), klikvu (*V. oxycoccos*), borůvku (*V. myrtillus*) či vlochyni (*V. uliginosum*).

ukázaly, že oba druhy klíčí i přežívají v následujících optimech hladiny podzemní vody: kyhanka -29,4 cm a klikva -6,9 cm (Vlková 2016). Největší redukce v přežívání semenáčků byly v letním období, protože hodně rostlin na rašelině i v rašeliníku uschlo.

Nové poznatky a doporučení

Pro rozšíření obou druhů na obnovenou plochu je lepší použít dospělé rostliny (výhony) než jejich semena. Výhony mají

logicky menší mortalitu. K dosažení vitální populace je třeba použít velké množství semen. Popsaným pokusem bylo zjištěno, že výsevy i přesazením příslušných cílových druhů se dá lokálně přispět k obnově rašeliništní vegetace. Rostliny ale rostou a přežívají jen v určitém optimu hladiny podzemní vody. Bylo doloženo, že oba druhy mohou růst na vhodných stanovištích i na vytěženém a poté obnovovaném rašeliništi, pokud se tam dostanou jejich diaspory, čili jejich dosavadní absence byla dána tzv. dispersal limitation.

Literatura

Horn P. (2009): Mire ecology in the Šumava Mountains. – Ms.; PhD thesis, Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice.

Horn P. & Bastl M. (2012): Restoration of the mined peatbog Soumarský most. – In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. [eds], Ecological restoration of the Czech Republic, pp. 83–85, AOPK ČR, Praha.

Vlková L. (2016): Reintrodukce dvou cílových druhů na vytěžené rašeliniště. – Ms.; dipl. pr., depon. in Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice.

Zýval V., Lederer F., Bastl M. & Horn P. (2000): Soumarský most – projekt revitalizace rašeliniště. – Ms.; závěrečná zpráva, Geovision s. r. o., Plzeň.



Obr. 5. Klíčení semen klikvy (*Vaccinium oxycoccos*) na holé rašelině. (L. Vlková)

Abstrakt

Projekt zaměřený na obnovu populací vzácných rašeliništních mechorostů na Vysočině si kladl za cíl podporu mikrostano-
vištní struktury ostřicovo-mechových společenstev minerotro-
fních rašelinišť s výskytem vzácných druhů mechorostů. Bylo provedeno mozaikovitě stržení drnu a mechového patra za účelem obnovy drobných zvodnělých sníženin na plochách zasažených expanzí konkurenčně silných rašeliníků nebo se silným zapojením cévnatých rostlin v nejčinnějších částech lokalit. Zásahy byly monitorovány formou trvalých monitoro-
vacích ploch o velikosti 1 × 1 m. Získaná data jednoznačně ukázala, že provedené zásahy měly vliv na strukturu a druho-
vé složení mechového patra. Ve většině případů došlo k ná-
růstu počtu druhů mechorostů v monitorovaných plochách. Byl zaznamenán pokles silných acidofilních kompetitorů. Na řadě ploch stouplo zastoupení cílových vzácných druhů mechorostů Pozitivně reagovala i řada významných druhů cév-
natých rostlin.

Výchozí stav

Mechorosty jsou nedílnou a klíčovou součástí rašeliništních biotopů, kde dominují množstvím biomasy a počtem druhů často směle konkurují cévnatým rostlinám. Druhové složení mechového patra a zastoupení jednotlivých druhů v něm velkou měrou určuje charakter, kvalitu a zachovalost rašeliništních lokalit. Mechorosty totiž citlivě reagují i na velmi malé změny prostředí, jakými jsou narušení vodních poměrů, chemické změny, změna způsobu obhospodařování a následná sukcese. Přítomnost vzácných mechorostů na rašeliništích stoprocentně zaručuje také výskyt vzácných cévnatých rostlin, naopak to však neplatí. Často můžeme najít rašelinnou louku s řadou početných populací významných cévnatých rostlin, mechové patro zde ale tvoří pouze několik běžných druhů. Zapátráme-li v historii lokality, zjistíme, že na ní v minulosti působila řada negativních faktorů, kterým bylin-
né patro částečně odolalo, mechorosty však nikoli. Vzácné mechorosty jsou totiž konkurenčně velmi slabé druhy. Jejich významnými kompetitory nejsou jen cévnaté rostliny, ale často právě jiné druhy mechorostů, především některé druhy běžnějších rašeliníků, např. rašeliník oblý (*Spha-*

gnum teres), r. odchylný (*S. flexuosum*) a r. člunkolístý (*S. palustre*).

Díky slabé konkurenceschopnosti je výskyt vzácných mechorostů závislý na periodickém mechanickém narušování příslušných ploch rašeliništních společenstev. Narušením se opakovaně obnovuje drobná mozaika vlhkých a sušších plošek s rozvolněnou vegetací. Rašelinné louky jsou pak pro-
tkány sítí drobných stružek a otevřených zvodnělých pramen-
ných míst. Tato struktura byla udržována tradičním využíváním rašelinných luk a mokřadů, jehož ústup v druhé polovině 20. století vedl k dramatické proměně mokřadních lokalit. Seno ze stelivových luk vždy obsahovalo díky nízkému vedené seči a pečlivému výhrabu významný podíl mechorostů. V su-



Obr. 1. Závěrečná fáze prováděných zásahů v roce 2013 (prohlubování obnovených zvodnělých plošek hráběmi s ocelovými hroty). Mozaikovitě prováděné práce v nej-
cennější části PR Na Oklince se soustředily na plochy již téměř zaniklých otevřených pramených vývěrů. (V. Kodet)



Obr. 2a, 2b, 2c, 2d. Sledování zásahu v čase na lokalitě PR Chvojnov. **a) Říjen 2013:** Vyhrabání veškerého opadu na menší části asanované dlouhodobě nekosené terestrické rákosiny. Plocha v levé části snímku byla pokosena i vyhrabána a je v porovnání s pouze pokosenou částí rákosiny (pravá část snímku) výrazně více zvodnělá, přestože seč byla provedena pečlivě. **b) Červenec 2014:** Mulčování zvodnělé části terestrické rákosiny mechovým patrem, které bylo vyhrabáno v zachovalé části téže lokality při maloplošném stržení drnu v rámci zásahů prováděných na podporu vzácných mechorostů. **c) Září 2014:** Mechové patro z mulče dobře regeneruje. **d) Květen 2015:** Z diaspor přítomných v mulči na ploše masově regeneruje všivec bahenní. Obnovuje se bohaté společenstvo rašelinných prameništ, početná přítomnost poloparazitického všivce bahenního (*Pedicularis palustris*) silně redukuje vitalitu a pokryvnost dříve dominantního rákosu. Plochy bez mulče regenerují jen velmi omezeně a tvoří rozvolněné silně zvodnělé rákosiny. (L. Ekrt, E. Ekrtová)

chých částech roku docházelo také k občasnému přepásání rašelinných lokalit. Prostá seč, která je dnes nejčastějším způsobem ochrannářského managementu cenné rašeliništní vegetace, většinou nenarušuje povrch mechového patra a ztrácí se tak mikrostanošištní heterogenita. Pokud chceme populace vzácných a ohrožených druhů zachovat, je potřeba provádět speciální zásahy, které budou simulovat mozaikovitě narušení (vznikající při tradičním obhospodařování) a přirozenou dynamiku těchto společenstev v minulosti.

Pro realizaci prezentovaného projektu byla vybrána nejvýznamnější minerotrofní rašelinišře v Kraji Vysočina: PR Chvojnov, PP Jezdovické rašelinišře, PR Rašelinišře Kališře, PR (EVL) V Lisovech, PR (EVL) Šimanovské rašelinišře, PR (EVL) Na Oklice. Jedná se o mezotrofní rašelinišře a rašelinné louky na bázemi bohatších pramenných vývěrech reprezentující především společenstva sv. *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* a sv. *Caricion canescenti-nigrae*. Přesto, že na těchto lokalitách řadu let probíhala pravidelná seč, populace významných mechorostů stagnovaly, některé druhy se pohybovaly na hranici vymření. Rovněž populace některých konkurenčně slabých druhů cévnatých rostlin zde byly velmi malé a jejich ústup se přes pravidelnou péči nedařilo zastavit.

Cíle obnovy

Obnova heterogenní struktury ploch s nejcennějšími ostřicovo-mechovými společenstvy a podpora populací vzácných druhů mechorostů.

Obnovná opatření

Pro zásah byly předem vytipovány plochy v nejcennějších částech lokalit v blízkosti výskytu posledních zbytků populací vzácných mechorostů. Konkrétními cílovými druhy byly zejména zástupci tzv. hnědých mechů, např. poparka třířadá (*Messia triquetra*), srpnatka fermežová (*Hamatocaulis vernicosus*), bařinatka obrovská (*Calliergon giganteum*), zelenka hvězdovitá (*Campylium stellatum*), vlasolistec vlhkomilný (*Tomentypnum nitens*) a vzácné druhy rašeliničků, např. rašelinič tupolistý (*Sphagnum obtusum*), r. modřínový (*S. contortum*), r. šírolistý (*S. platyphyllum*). Zásah měl vytvořit drobná rozvolněná a zvodnělá mikrostanošišře, která mohou být rekolonizována nejen vzácnými a konkurenčně slabými mechorosty, ale i silně ustupujícími druhy cévnatých rostlin. Proto byla vybírána místa, kde byly alespoň částečně patrné zbytky mělkých kanálků a zvodnělých sníženin. Byla vybrána jednak

místa s dominantním zastoupením expanzních druhů rašeliničků a dále plochy s výrazně zapojeným porostem cévnatých rostlin. Velikost jedné plochy určené pro zásah se pohybovala v rozmezí 2–25 m². Počet ploch závisel na velikosti lokality a rozsahu zachovalé rašeliništní vegetace. Zasahovalo se průměrně na 5–15 % těchto ploch.

Před zásahem byla dřevěnými kolíky označena místa s výskytem nejvýznamnějších druhů mechorostů, cévnatých rostlin a hub, aby při zásahu nedošlo k jejich totální likvidaci. Vlastní zásah byl proveden pomocí krátké ruční kosa, kterou byla plocha nejprve pokosena co nejnižší půdnímu povrchu. Seseknutím drnů nebo mechového koberce se vytvořily mělké deprese. Proředění mechového patra a případné prohloubení sníženin bylo provedeno hráběmi s ocelovými hroty. Výraznější bulty byly seseknuty motykou. Zásah byl vždy proveden mozaikovitě, aby se na upravované ploše vyskytovaly vyvýšenější plošky s ostrůvky původní vegetace i snížená místa s výrazně vyhrabaným mechovým patrem (Obr. 1). Pokud to bylo možné, byla biomasa získaná při vyhrabání mechového patra na druhově bohatých plochách použita k obnově předem připravených, silně degradovaných ploch (Obr. 2b).

Metodika sledování

Na vybraných plochách bylo založeno celkem 31 trvalých čtverců o velikosti 1 × 1 m. V trvalých čtvercích byly před zásahem zapsány fytoecnologické snímky mechového patra a zakresleny mikromapy rozmístění jednotlivých mechorostů (Obr. 3). Zápis dat byl zopakován po 3–4 měsících od zásahu (léto–podzim 2014) a v jarním a letním období následujícího roku (2015). Bohužel z organizačních důvodů nebyl pořízen přesný zápis složení bylinného patra před zásahem, ale po zásazích byl vývoj bylinného patra dokumentován fytoecnologickým snímkem a podrobnými poznámkami o výskytu významných druhů cévnatých rostlin, a to i mimo trvale fixované plochy.

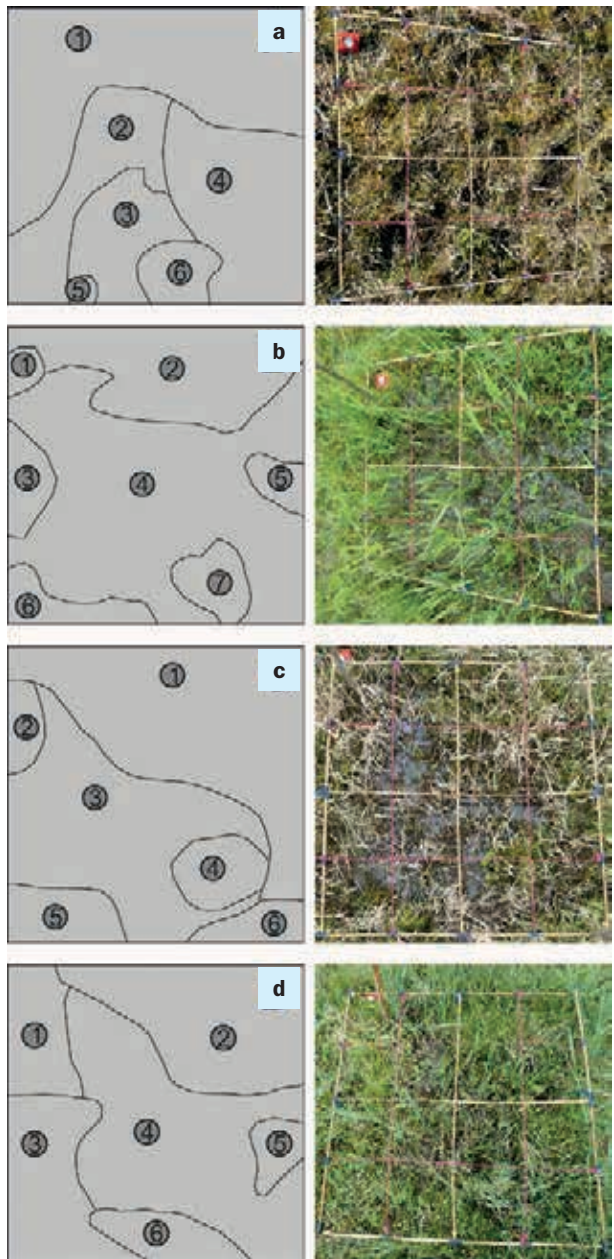
Výsledky

Dosud získaná data jednoznačně ukázala, že zásahy měly na strukturu a složení mechového patra významný vliv. Na většině trvalých čtverců došlo bezprostředně po zásahu ke zvýšení počtu druhů mechorostů (viz Obr. 4). Nově se objevovaly především konkurenčně slabší druhy, které zřejmě přežívaly pod dominujícími rašeliničky, po jejichž odstranění však rychle zregenerovaly. Jednalo se jak o běžné druhy, jako károvka hrotitá (*Calliergonella cuspidata*), bařinatka nažloutlá (*Straminergon stramineum*), tak i o druhy méně hojné, např. rokýtek vlhkomilný (*Pseudocampylium radicale*) a měřík vyvýšený (*Plagiomnium elatum*). V několika plochách se nově objevily i vzácné druhy srpnatka fermežová (*Hamatocaulis vernicosus*), bařinatka obrovská (*Calliergon giganteum*) a zelenka hvězdovitá (*Campylium stellatum*).

Zastoupení jednotlivých druhů ve sledovaných čtvercích se před zásahem (jaro 2014) a po zásahu (léto 2015) významně změnilo ve prospěch řady cílových druhů (Obr. 5). Tento trend se výrazně projevil např. u druhů vlahovka drnatá (*Philonotis caespitosa*), měřík vyvýšený (*Plagiomnium elatum*) a rokýtek vlhkomilný (*Pseudocampylium radicale*), jejichž masivnější výskyt je vázán na poměrně raná sukcesní stádia, kdy rychle kolonizují nově vytvořené zvodnělé plochy, později však bývají z větší části nahrazeny jinými mechorosty. V řadě ploch však výrazně stoupla i pokryvnost vzácnějších druhů. Jednalo se například o rašelinič modřínový (*Sphagnum con-*

tortum) a „hnědé mechy“ srpnatka fermežová (*Hamatocaulis vernicosus*), bařinatka obrovská (*Calliergon giganteum*), zelenka hvězdovitá (*Campylium stellatum*), které osidlují trvale vlhké terénní deprese. Zřetelný byl i nárůst druhů vlasolistec vlhkomilný (*Tomentypnum nitens*) a jílovka luční (*Breidleria pratensis*), které se často vyskytují na částečně vlhkých mikrostanošištech na pomezí bultů a šlenků.

Byl zaznamenán pokles silných acidofilních kompetitorů, především rašeliničky odchýlného (*S. flexuosum*) a r. člunkolistého (*S. palustre*), což je dáno i tím, že tyto druhy tvořily nejvyšší procento biomasy odstraněné při zásazích. Zajímavá je reakce rašeliničky oblého (*Sphagnum teres*), který také tvořil výraznou část z odstraňované biomasy. Na řadě ploch po zásahu jeho pokryvnost klesla, ale v některých čtvercích

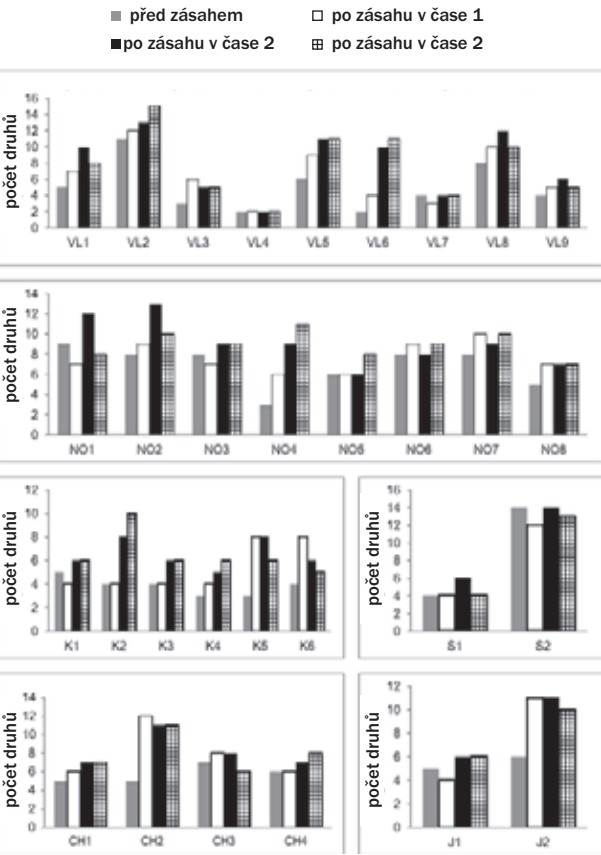


Obr. 3a, 3b, 3c, 3d. Ukázka mikromap mechového patra na trvalé ploše Chvojnov 4. A – před zásahem, jaro 2014 a po zásahu: B – léto 2014, C – jaro 2015, D – léto 2015. Detailní popis mikromap viz Tab. 1. (E. Holá)

Tab. 1. Pokryvnost mechorostů v jednotlivých čtvercích (A, B, C, D) viz obr. 3. Viditelný je nárůst pokryvnosti srpnatky fermežové (*Hamatocaulis vernicosus*).

	Segmenty jednotlivých čtverců																								
	A						B							C						D					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	.	3	10	30	.	90	5	.	80	20	.	1	80	30	70	.	.	30	5	.	.
<i>Calliergon cordifolium</i>	5	.	.	.
<i>Calliergonella cuspidata</i>	.	3	20	30	.	10	20	.	.	3	.	10	.	60	10	3	.	.
<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	.	r	.	r	30	.	.	+	r	r	3	+	5	3	.	.	10	40	3	.	5	5	+	90	90
<i>Plagiomnium elatum</i>	3	3
<i>Sphagnum teres</i>	95	.	40	.	.	.	1	5	60	1	.	1	1	5	60	80	.	.	1	r	.
<i>Straminergon stramineum</i>	5	90	5	30	.	.	80	5	5	1	10	.	.	.

nahradi tento rašeliník původně dominující druh rašeliník odchýlný (*Sphagnum flexuosum*). Další skupinu druhů, jejichž zastoupení se výrazně snížilo, tvoří běžné bultové druhy mechů, např. ploník obecný (*Polytrichum commune*), p. tuhý (*P. strictum*), klamonožka bahenní (*Aulacomnium palustre*). Částečná redukce byla zaznamenána i u poměrně vzácného druhu dvouhrotce bahenního (*Dicranum bonjeanii*), který také osidluje spíše sušší a vyvýšená mikrostanoviště. Tento



Obr. 4. Počet druhů zaznamenaných na jednotlivých plochách (VL – V Lisovech, NO – Na Oklíce, K – Rašeliníště Kaliště, S – Šimanovské rašeliníště, CH – Chvojnov, J – Jezdovické rašeliníště) před zásahem (jaro 2014) a po zásahu v čase 1 (léto 2014), 2 (jaro 2015), 3 (léto 2015).

druh však často expandoval mimo trvalé plochy v okrajových částech lokalit, kde mu výrazně prospělo vykácení náletových dřevin, takže jeho populace na lokalitách nebyla zásahy ohrožena.

Zásadní výsledky projektu se objevily také mimo trvalé monitorovací plochy. Díky zásahu v PR Rašeliníště Kaliště se zde po téměř 50 letech obnovila populace kriticky ohroženého mechu poparky třířadé (*Messia triquetra*). Krátce po odstranění kompaktního porostu rašeliníků bylo nalezeno ca 40 lodyžek, po dvou letech již populace čítala okolo 100 lodyžek (Obr. 6).

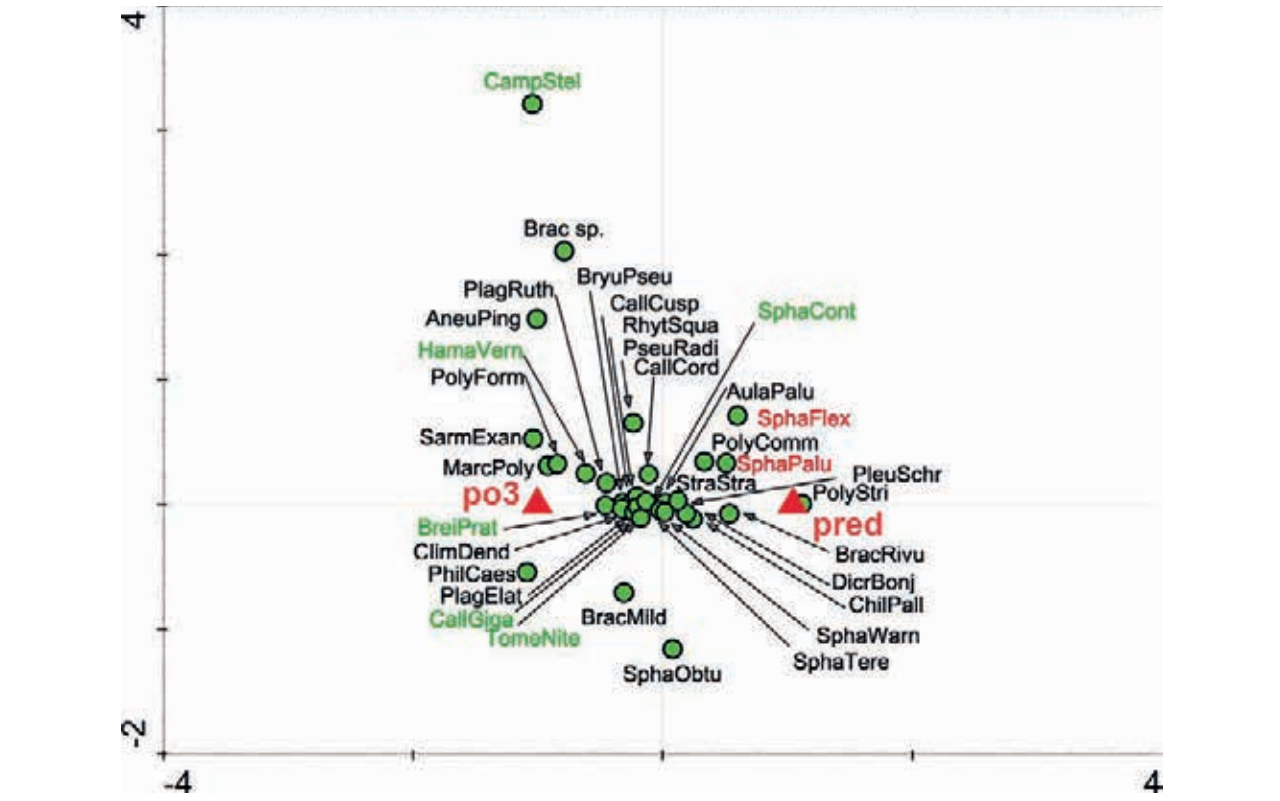
Překvapující byl pozitivní efekt zásahů na řadu cévnatých rostlin. Podle očekávání zásahy podpořily konkurenčně slabé druhy vyhledávající rozvolněné, zvodnělé plošky, např. bařička bahenní (*Triglochin palustris*), bublinatka menší (*Utricularia minor*), rosnatka okrouhlolistá (*Drosera rotundifolia*), bahnička chudokvětá (*Eleocharis quinqueflora*), všivec bahenní (*Pedicularis palustris*) (Obr. 7). Velmi zajímavá byla i pozitivní reakce ostřice mokřadní (*Carex limosa*), která po zásazích na některých plochách vytvořila z původně ojedinělých prýtlů téměř subdominantní porosty. Dále dobře regenerovaly populace suchopýrku alpského (*Trichophorum alpinum*), suchopýru šírolistého (*Eriophorum latifolium*), ostřice blešní (*Carex pulicaris*). V PR Chvojnov se díky redukci vysokého rašeliníkového koberce podařilo opětovně obnovit početnou populaci kruštíku bahenního (*Epipactis palustris*), který zde byl již několik let nevěstný.

Naprosto neočekávaný úspěch mělo použití vyhrabané mechové biomasy na regeneraci silně degradovaných ploch na lokalitách. Po jeho rozprostření na předem připravené, pokosené a stařiny zbavené plochy terestrických rákosin a zasypaných odvodňovacích struh došlo k okamžité regeneraci rašeliníšní vegetace s řadou významných druhů rostlin (Obr. 2).

Nové poznatky a doporučení

Provedené zásahy měly velmi pozitivní vliv nejen na složení mechového patra, ale také na celkovou strukturu rašeliníšní vegetace. Podařilo se obnovit jemnou mikrostrukturu těchto mokřadních společenstev, která je důležitá nejen pro vzácné, konkurenčně slabé mechorosty a cévnaté rostliny, ale také vytváří biotopy pro řadu významných druhů živočichů.

Na základě našich zkušeností z tohoto pilotního projektu formulujeme několik obecných doporučení:

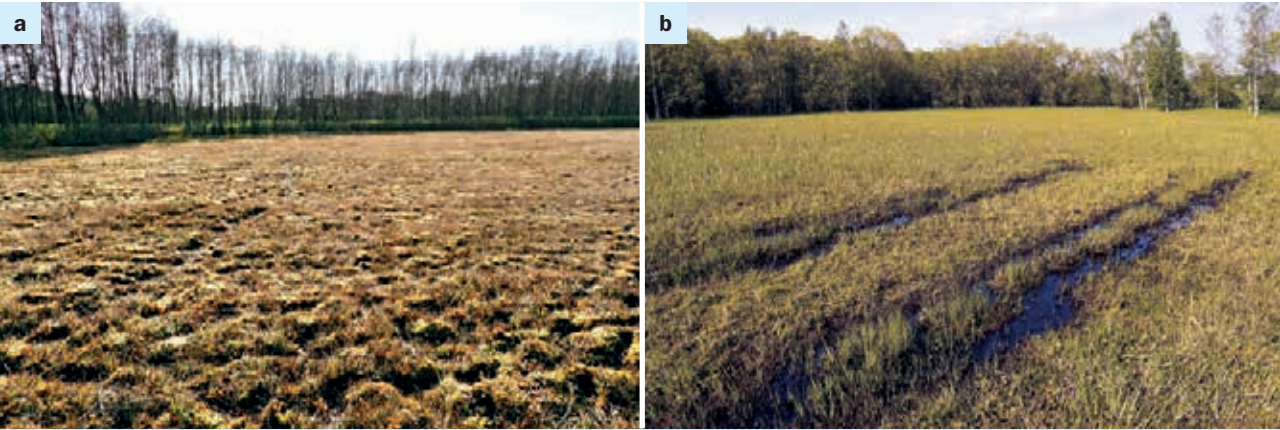


Obr. 5. Ordinační diagram znázorňující změnu druhového složení ploch před zásahem (jaro 2014) a po zásahu v čase 3 (léto 2015) – CCA: F = 2,7; P = 0,002. Zásahy omezily růst/pokryvnost silných acidofilních kompetitorů (*Sphagnum flexuosum*, *S. palustre* – druhy v obrázku vyznačeny červeně) a stoupla pokryvnost vzácnějších druhů (*Breidleria pratensis*, *Campylium stellatum*, *Calliergon giganteum*, *Hamatocaulis vernicosus*, *Sphagnum contortum*, *Tomentypnum nitens* – druhy v obrázku vyznačeny zeleně).

- Zásahy musí provádět specialista, nebo na jejich provedení musí osobně dohlížet.
- Pokud mají být zásahy maximálně efektivní, je potřeba je umisťovat do bezprostřední blízkosti stávajících populací cílových druhů. Rozsah zásahů by se měl pohybovat mezi 2 - 25 m².
- Pokud provádíme zásahy za účelem obnovy heterogenity rašeliníštních společenstev, vždy musíme dopředu mi-

nimalizovat případné střety s dalšími předměty ochrany (např. hmyz, měkkýši, ptáci).

- Zásahy je vhodné provádět postupně. Podle stavu lokality v 1–3letých periodách, vždy jen na menší části nejceněnějších ploch.
- Práce je vhodné soustředit mimo hnízdní období (zejména pokud se jedná o rozsáhlejší zásahy) a nejlépe je provádět ve vlhčích částech roku. Při provedení zásahu



Obr. 6a, 6b. Plocha s kompaktním porostem mechorostů s dominantním zastoupením rašeliníků před provedením zásahů (a) a stav plochy po lokálním stržení mechorostů v místech již téměř zaniklých zvodnělých sníženin (b) v PR Rašeliníště Kaliště. Po zásahu zde začala spontánně regenerovat poparka třířadá (*Meesia triquetra*), která zde desítky let nebyla nalezena a byla považována za vyhynulý druh. (V. Kodet, L. Ekrt)



Obr. 7a, 7b. Plochy v nejcennější části PR Na Oklice: a) bezprostředně po stržení drnu, b) po uplynutí dvou měsíců po provedení zásahu. Při zásahu nedošlo k nežádoucímu narušení cenné vegetace a významných druhů rostlin, naopak na místě zapojených porostů ostrčic vznikají otevřené zvodnělé plošky a dochází k významnému zvýšení heterogenity stanoviště. Subdominantou porostu se stává bařička bahenní (*Triglochin palustris*), početně regeneruje všivec bahenní (*Pedicularis palustris*) a tolje bahenní (*Parnassia palustris*). V nejvlhčích ploškách se objevuje bublinatka menší (*Utricularia minor*). (E. Ekrťová)



Obr. 8. Ostrůvkovitě obnovená mikrostruktura terénu formou drobných zvodnělých sníženin v porostech minerotrofních rašelinišť v PR V Lisovech. (Ekrt 2014)

v suchém období se hůře odhaduje hloubka zásahu. V suchém počasí také špatně regenerují cílové druhy mechorostů.

- Při plánování zásahu je vhodné v okolních degradovaných porostech předem vytipovat a připravit plochu (pokosit, důkladně vyhrabat a zbavit stařiny, případně zcela strhnout na humolit) pro umístění mulče. Jedná se o cenný materiál, který lze využít k velmi efektivní regeneraci silně degradovaných ploch.

Poděkování

Děkujeme všem, kteří tuto poměrně novátorskou akci umožnili. Především J. Janové, A. Hofhanzlovi a V. Kodetovi, kteří se zasloužili o finanční pokrytí všech prací a F. Lysákovi za inspiraci podobné zásahy vyzkoušet. Největší dík patří M. Bromovi, který zásahy s velkou pečlivostí, osobní invencí a nasazením po praktické stránce vymyslel a provedl.

Literatura

Bates J. F. & Farmer A. M. (1992): Bryophytes and lichens in a changing environment. – Clarendon Press, Oxford.

Rybniček K. (1966): Glacial relics in the bryoflora of the highlands Českomoravská vrchovina (Bohemian-Moravian Highlands); their habitat and cenotaxonomic value. – Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 1: 101–119.


Štechová T., Holá E., Ekrťová E., Manukjanová A. & Kučera J. (2014): Monitoring ohrožených rašeliništních mechorostů a péče o jejich lokality. – Metodika AOPK ČR, Praha.

Štechová T., Peterka T., Lysák F., Bradáčová J., Holá E., Hradílek H., Kubešová S., Novotný I., Bartošová V., Velehradská T. & Kučera J. (2014): Významné mechorosty rašelinišť na Českomoravské vrchovině na prahu 21. století. – Acta Rerum Naturalium 17: 7–32.

Vitt D. H. (2000): Peatlands: ecosystems dominated by bryophytes. – In: Shaw A. J., Goffinet B. [eds], Bryophyte biology, pp. 312–343. – Cambridge University Press, Oxford.

Pastva koní jako způsob obnovy vnitrozemských slanisek

Jiří Kmet, František Foltýn & Helena Prokešová

Lokalizace	 Milovicko-valtická pahorkatina, NPR Slanisko u Nesytu; nadmořská výška 176 m
Ochrana přírody	CHKO, NPR
Obnovená plocha	9,06 ha
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP

Abstrakt

Slanisko u Nesytu je nejbohatší lokalitou slanomilné flóry a fauny v České republice. Až do roku 2009 se údržba lokality omezovala na strojní sečení nebo příležitostnou pastvu s malou intenzitou. V posledních osmi letech byla intenzita pastvy zvyšována. V roce 2015 byla na lokalitě zavedena intenzivní rotační pastva koní, což znamenalo výrazný mezník v historii údržby slaniska. Došlo ke zvýšení početnosti a druhové rozmanitosti halofytů.

Popis lokality

Zasolené pozemky kolem rybníka Nesytu sloužily v minulosti jako pastvina (Zimmermann 1916, Fröhlich 1935 in Danihelka 2005). Ačkoli velký obsah rozpustných solí v půdě a jarní zamokření znemožňovaly využití pozemků k pěstování obilí, vyskytly se ve třicátých letech pokusy o přeměnu sušších částí slaniska v ornou půdu (Zapletálek 1939). Tyto pokusy byly neúspěšné, patrně v důsledku podmáčení pozemků a závislosti hladiny spodní vody na vodním režimu soustavy Lednických rybníků. Některé výše položené sušší části rezervace byly přesto v tomto období obdělávány; ve východní části až do devadesátých let místy přežívaly zbytky kultury vojtěšky (Danihelka 2005).

Také po druhé světové válce pokračovalo intenzivní využívání slaniska jako pastviny a pravděpodobně i jednosečné louky. Zatímco v 60. letech se na slanisku pásala početná hejna domácích hus, v 70. letech se zde už nepáslo (V. Grulich in verb. in Danihelka 2005). Zásahy ochrany přírody v té době spočívaly ve vyhloubení rýh v západní části a vyhrnutí větší čtvercové prohlubně ve východní části rezervace. Tyto terénní deprese měly sloužit jako refugium nejnáročnějších slanomilných druhů. Zásah se však neosvědčil, obě prohlubně postupně zarostly rákosem, a proto byly později srovnány s terénem, aby bylo umožněno alespoň strojní sečení lokality.

Ponechání rezervace bez zásahu v 70. a 80. letech bylo pravděpodobně jedním z důvodů vymizení nejnáročnějších obligátních halofytů – slanorožce rozprostřeného (*Salicornia prostrata*) a solníčky rozprostřené (*Suaeda prostrata*). Svou roli však zřejmě hrály také pokles hladiny podzemní vody

a postupné odsolování půdy vlivem snížení obsahu rozpustných solí ve vodě rybníka Nesytu, do kterého začala být po dokončení horní zdrže novomlýnské soustavy závlahovými kanály přiváděna voda z Dyje (Danihelka & Hanušová 1995).

Od 90. let se lokalita každoročně (až dvakrát) strojově a ručně sekla a byly zde prováděny terénní úpravy (strhávání drnu, hloubení rýh). V roce 2000 bylo území rezervace po dlouhé době poprvé vypaseno smíšeným stádem ovcí a několika koz. Vzhledem k letnímu termínu pastvy sice nedocházelo k žádoucímu narušení travního porostu, podařilo se však alespoň zastavit degradaci ploch zarůstáním rákosinami. V této střídavé péči, spočívající v kombinaci strojního sečení a pastvy ovcí a koz, se pokračovalo až do roku 2008.



Obr. 1. Koně jsou mezi jednotlivými ohradami přeháněni přibližně ve dvoutýdenním intervalu. Při pastvě jsou využívány trvalé ohrady kombinované s elektrickým ohradníkem. (J. Kmet)

Výchozí stav

Výše popsaná údržba bohužel vedla k trvalému zahušťování trávníků, a nejcitlivější halofyty se proto soustředily do uměle vyhloubených rýh nebo se sporadicky udržely na polní cestě a při jejích okrajích. Zcela chyběly větší plochy bez zapojené vegetace. Na velké části slaniska dominoval rákos obecný (*Phragmites australis*) a břehy rybníka Nesytu byly od slaniska hustým rákosovým valem zcela odděleny. V území chyběly trvalejší vodní plochy.

Cíle obnovy

Podpora vzácných slanomilných druhů rostlin vázaných na silně disturbované plochy a obnažená dna. Zajištění lepších podmínek pro dosud přežívající halofilní rostliny a vytvoření vhodného prostředí pro případný návrat halofytů zde vyhy- nulých.

Výrazné rozšíření plochy s výskytem slanomilné vegetace, ze- jména směrem k rybníku Nesyt.

Popis opatření

období	zásahy
2008–2012	rozvolňování břehových porostů rákosin vysekáváním pásů o šířce 10–20 m směrem k Nesytu (2008 – 1,5 ha, 2009 – 1,5 ha, 2012 – 0,75 ha) s odstraněním hmoty mimo MZCHÚ
2009	vybudování stabilní dřevěné ohrady v západní části lokality (2,68 ha), zahájení trvalejší pastvy
2009–2012	východní část: pásová seč s ponecháním ¼ rozlohy celosezónně neposečené
2009–2014	západní část: pastva smíšeného stáda ovcí, koz (celkem 60 kusů v poměru 4 : 1) a holštýnského skotu (4 kusy); každoroční vymezování nepasených ploch o velikosti 15–20 % rozlohy ohrazené částí, sečení nedopasků s odvozem hmoty na konci sezóny; preference co nejranějšího zahájení pastvy (V–VI)
2012	vybudování stabilní dřevěné ohrady ve východní části lokality (2,2 ha), rozdělení plochy na dvě stejné části, zahájení rotační pastvy 10 jalovic
2013	rozšíření pastevního areálu odstraněním náletových dřevin a rákosin na ploše 1,0 ha; stržení drnu na třech místech do hloubky 30 cm na ploše 4 × 4 m
2014	obohacení smíšeného stáda o dva koně; oddělení koní od zbytku stáda (porovnání vlivu pastvy koní a smíšeného stáda na vegetaci)
2015	rotační pastva 8 kladrubských kobyľ a 5 ovcí (5,69 ha; IV–X); částečné odstranění porostu topolů při západním okraji rezervace (0,97 ha; X–XI)
2015/2016	vysekání pásů rákosin ve východní části lokality, propojení slaniska a rybníka Nesytu (1,2 ha; XI–III)
2016	rotační pastva 8 kladrubských kobyľ (9,06 ha; IV–X); vyhloubení 5 mělkých tůní



Obr. 2. Bahenka šášinovitá (*Crypsis schoenoides*) je typic- kým druhem obnažených den zasolených půd. Sporadicky se vyskytuje na dně Nesytu při poklesu hladiny v letním období. Na slanisku byla v roce 2015 nalezena po více než 10 letech. (J. Kmet)

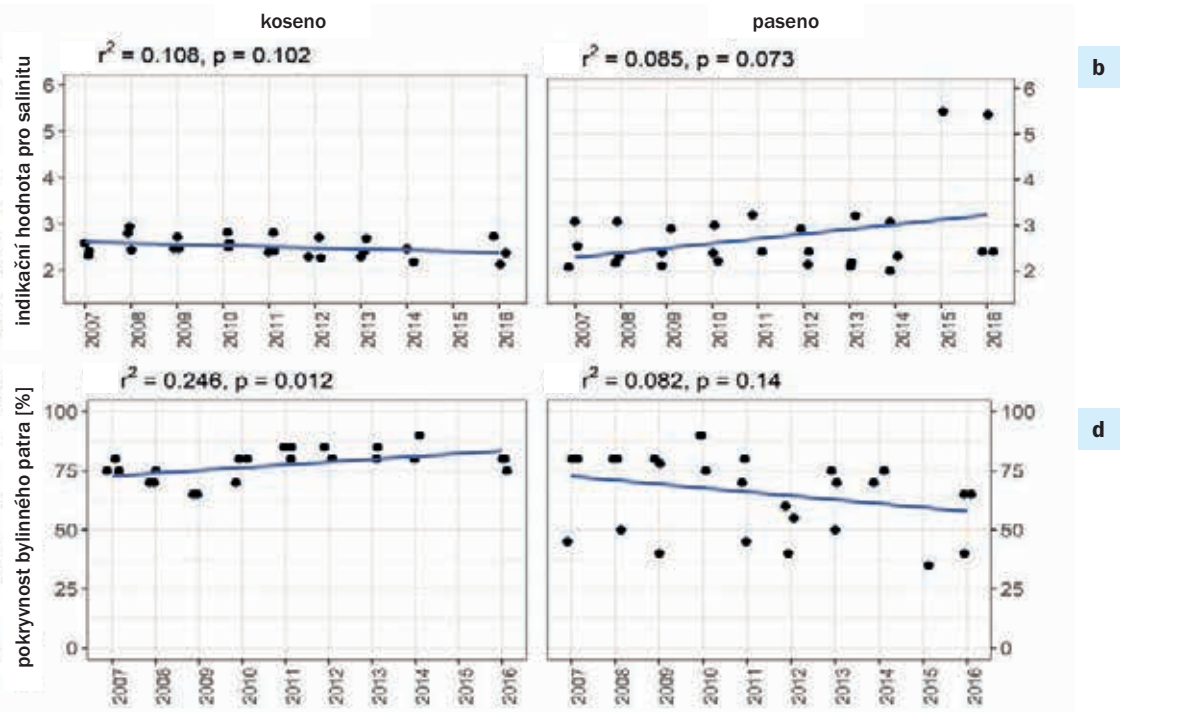
Metody sledování

Od zavedení pastvy v roce 2009 je rostlinstvo na lokalitě sle- dováno ve zhruba měsíčním intervalu. Zaznamenávány jsou především nové výskyty halofytů na jednotlivých mikroloka- litách a dále skokové nárůsty jejich početnosti. Na slanis- ku byly již v roce 1993 založeny trvalé monitorovací plochy (o velikosti 5 × 5 m) pro výzkum vegetace, na nichž jsou téměř každoročně zapisovány fytoocenologické snímky, kte- ré jsou archivovány v databázi. Z celkem šesti sledovaných ploch jsou tři mimo současné ohrady a tři v pastevních ohrá- dách. Při vyhodnocování fytoocenologických dat tedy bylo možné porovnat, jak se liší vývoj vegetace na plochách, kde

byla zavedena pastva, a na plochách, které se dosud pou- ze sečou. Během zapisování fytoocenologických snímků byly zaznamenávány také pokryvnost a výška bylinného patra, které byly při analýzách využity jako ukazatele vlivu pastvy na strukturu vegetace. Jako orientační ukazatel salinity pro- středí byly využity průměrné Borhidiho indikační hodnoty pro salinitu (Borhidi 1995), vypočítané pro každý fytoocenologický snímek z hodnot přiřazených jednotlivým druhům.

Výsledky

Se zavedením intenzivní rotační pastvy koní (Obr. 1) se za- čaly projevovat výrazné změny ve struktuře slanomilných společenstev. Na nejvíce narušených plochách, kde díky obnažené půdě probíhala intenzivněji evaporace přispívající



Obr. 3. Zatímco na sečených plochách salinita v čase stagnovala až klesala (3a) a pokryvnost bylinného patra se zvyšovala (3c), na pasených plochách hodnota salinity vzrůstala (3b) a pokryvnost bylinného patra se snižovala (3d).

k vynášení solí blíže půdnímu povrchu, znatelně přibývalo ob- ligátních halofytů. Z trendových grafů (Obr. 3) je patrné, že na pasených plochách se salinita zvyšovala (Obr. 3b) a celková pokryvnost bylinného patra se snižovala (Obr. 3d), zatímco na sečených plochách vývoj stagnoval nebo se mírně zhor- šoval (Obr. 3a, 3c). Zároveň s tím bylo možné na pasených plochách pozorovat snížení průměrné výšky bylinného patra.

Halofyty kuřinka obroubená (*Spergularia media*), prorostlík nejtenčí (*Bupleurum tenuissimum*), jitrocel přímořský (*Plan- tago maritima*) a hvězdnice panonská (*Tripolium pannoni- cum*), které se do zavedení intenzivní rotační pastvy uplatňo- valy spíše jako příměs v zapojených slaniskových trávnících, se nyní staly na nejvíce narušovaných plochách dominantní- mi druhy (Obr. 5). Tato skutečnost svědčí o jejich silné vazbě na nezapojenou vegetaci. Jejich rychlý nástup takřka okamži- tě po spasení ploch lze zřejmě vysvětlit dosud dostatečnou zásobou semen těchto rostlin v půdě.

Kromě celkového posílení populací většiny obligátních halo- fytů se během pouhých dvou let provozování intenzivní rotač- ní pastvy koní na slanisku znovu objevily také tři po dlouhou dobu zde neznámé druhy rostlin. V roce 2015 byly v západ- ní části v rýze u betonového chodníku nalezeny po více než deseti letech dvě kriticky ohrožené trávy – bahenka šáši- novitá (*Crypsis schoenoides*; viz Obr. 2) a skrytěnka bodlinatá (*Crypsis aculeata*; viz Obr. 4). Jedná se o jednoleté konku- renčně slabé druhy zasolených obnažených den. V České republice jsou velmi vzácné. Tyto dvě trávy se na lokalitě vyskytovaly i v roce 2016, a to ve větším počtu a na více místech než v předchozím roce. Jejich plošné rozšíření opo- ti roku 2015 lze přisuzovat intenzivnímu pohybu koní, kteří na kopytech roznесли semena rostlin, a dále intenzivnímu spásání psinečku výběžkatého (*Agrostis stolonifera*), který v zamokřených depresích na slanisku představuje pro výše uvedené trávy silnou konkurenci. V roce 2016 bylo na past-

vině ve východní části slaniska nalezeno několik kvetoucích rostlin solenky Valerandovy (*Samolus valerandī*), která se na lokalitě naposledy vyskytovala v 90. letech dvacátého století (J. Danihelka in verb). Lze tedy předpokládat, že v půdě je dosud životaschopná semenná banka, která se při zachová- ní současné intenzity pastvy uplatní i v následujících letech.

Nové poznatky a doporučení

V průběhu posledních dvaceti let byla na Slanisku u Nesytu aplikována celá škála typů managementu. Dle obecných do- poručení byla od roku 2009 jednoznačně upřednostňována pastva různých hospodářských zvířat. Nejméně výrazné byly výsledky pastvy ovcí a koz. Určité zlepšení přinesla pastva



Obr. 4. Skrytěnka bodlinatá (*Crypsis aculeata*) byla nale- zena v roce 2015 v západní části slaniska, v roce 2016 již rostla i na dalších místech. Pro tento druh je Slanisko u Nesytu v současnosti jediná recentní lokalita na našem území. (Dedek 2015)



Obr. 5. Slanisko u Nesytu v září 2016 – plocha ve východní části rezervace s jadrům vyskytu slanomilných druhů včetně po odkvětu dominantní hvězdnice panonské (*Tripolium pannonicum*). (J. Kmet)

hovězího dobytka, který však vlivem nižší mobility nedokázal narušovat půdní pokryv tak intenzivně jako koně. Právě intenzivní rotační pastva koní s častým přeháněním zvířat mezi jednotlivými ohradami přinesla zatím nejlepší výsledky. V rezervaci je k dispozici šest samostatných segmentů ohrad, které lze dle potřeby ještě vnitřně dělit, a vytvořit tak bezzásahové zóny pro nerušený vývoj organismů vázaných na slanomilné druhy rostlin. Právě drobná mozaika pastevních ploch a různé termíny pastvy na jednotlivých mikrolokalitách se ukázaly jako výhodná strategie managementu, zejména pro druhy schopné dlouhodobě přežívat v semenné bance. Nadále je však nutné velmi obezřetně přistupovat k některým citlivým druhům, např. k pampelišce besarabské (*Taraxacum bessarabicum*) nebo hadímu mordu maloúbornému (*Scorzonera parviflora*). Plošky, na kterých rostou, je třeba v dostatečné míře ochránit před pastvou, aby se tyto druhy mohly vysemenit.

Pozitivní vliv pastvy koní na ekosystém slaniska lze ještě zvýšit, pokud se zvířatům nepodávají antiparazitika (dovoluje-li to jejich zdravotní stav). V roce 2015 byla koním antiparazitika podána, dekompozice trusu byla velmi pomalá a výskyt koprofágního hmyzu minimální. V roce 2016 již majitel zvířata nemedikoval, což bylo dobře patrné na trusu, který se rychleji rozkládal a hostil různé druhy hmyzu.

Vzhledem k tomu, že Slanisko u Nesytu prošlo během posledních čtyř let radikálními změnami, je nutné na celém území nadále sledovat, jak na zásahy zareagují slanomilné druhy a v jaké míře obsadí nově otevřené plochy (bývalý topolový porost, průseky v rákosinách, dna nových tůní). Předpokladem jejich početního nárůstu, případně i zvýšení počtu druhů je však udržení intenzity pastvy na takové úrovni, která zabezpečí trvalou přítomnost dostatečné plochy obnažené půdy.

I přes pozitivní výsledky pastvy koní je nezbytné mít stále na paměti, že nesmírně důležitou roli na slanisku hraje vodní režim, který je v tomto případě úzce svázan s režimem hospodaření na rybníce Nesytu. Podle zkušeností autorů je pozitivním jevem na slanisku dynamika spojená s kolísáním hladiny podzemní vody. Toho lze docílit například tzv. dvouhorkovým hospodařením na rybníce.

Poděkování


Poděkování patří především ing. Jiřímu Danihelkovi, Ph.D., za dlouholetý systematický floristický i vegetační výzkum území. Kryštofovi Chytrému děkujeme za vytvoření trendových grafů. Dále bychom rádi poděkovali panu Vlastimilu Weiserovi za praktický přínos k obhospodařování území, za trpělivou spolupráci a velkou ochotu vyhovět našim požadavkům.

Literatura

- Borhidi A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. – Acta Botanica Hungarica 39 (1–2): 97–181.
- Danihelka J. (2005): Inventarizační průzkum národní přírodní rezervace Slanisko u Nesytu. – Ms.; depon. in Správa CHKO Pálava, Mikulov.
- Danihelka J. & Hanušová M. (1995): Poznámky k současněmu stavu slanomilné flóry a vegetace v okolí Nesytu u Sedlce. – Zprávy České botanické společnosti 30, suppl. 1995/1: 135–146.
- Dedek P. (2015): Nový způsob péče o nejčinnější slanisko v ČR přináší překvapivé výsledky. – e-Věstník Správy CHKO Pálava 02/2015. Ms.; depon. in Správa CHKO Pálava, Mikulov.
- Fröhlich A. (1935): Über das Vorkommen einiger Pflanzen in S.-Mähren. II. Teil. – Verhandlungen des naturforschenden Vereines in Brünn 66 (1934): 1–4.
- Zapletálek J. (1939): Geobotanické poznámky z dolního Podyjí. – Sborník Klubu přírodovědeckého v Brně 21 (1938): 61–68.
- Zimmermann H. (1916): Die Fauna und Flora der Grenzteiche bei Eisgrub. I. Teil. Gastropoda et Acephala. – Verhandlungen des naturforschenden Vereines in Brünn, 54 (1915), Abh.: 1–25.

Revitalizace říčky Stropnice

Zdenka Herová & Karel Prach

Lokalizace	 úsek řeky Stropnice dlouhý 2,65 km, mezi obcemi Štipton a Byňov poblíž Nových Hradů v jižních Čechách, 48,82° N, 14.80° E; nadmořská výška ca 470 m
Ochrana přírody	EVL, krajinná památková zóna
Obnovená plocha	ca 20 ha (přímo ovlivněná plocha)
Finanční podpora	Operační program Životního prostředí, Povodí Vltavy, s.p.

Abstrakt

Počátkem roku 2014 byla dokončena revitalizace úseku řeky Stropnice, který byl v 80. letech zregulován. Po tři vegetační sezóny byl sledován vývoj vegetace. Spontánně se obnovovaly porosty s převahou lučních a mokřadních druhů, synantropní druhy se více uplatnily jen v prvním roce. Účast nepůvodních druhů byla nevýznamná.

Popis lokality

Úsek říčky Stropnice pod Novými Hradů byl razantně regulován v 80. letech dvacátého století v rámci tehdejších tzv. náhradních rekultivací za výstavbu Temelína. Koryto bylo zpevněno polovegetačními tvárnicemi a lemováno druhově chudými porosty s dominancí chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a kopřivy dvoudomé (*Urtica dioica*).

V okolní nivě převažují pravidelně obhospodařované psárkové a metlicové louky, ty se střídají s menšími úseky mokřadů, většinou s dominancí krátkostébelných i vysokostébelných



Obr. 1. Ukázka revitalizovaného úseku v létě 2014. (Z. Herová)

ostřic, jako jsou ostřice obecná (*Carex nigra*) a ostřice štíhlá (*C. acuta*). Vnější okraj nivy je převážně lemován dřevinnou vegetací, např. olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), vrby (*Salix* spp.), střemcha obecná (*Prunus padus*), viz Obr. 1 a 2.

Cíle obnovy

Navrátit uměle narovnaný a opevněný tok do přirozenějšího stavu. Tím zároveň zpomalit odtok vody a zmírnit tak předpokládané povodňové vlny.

Obnovná opatření

V zimním období 2013–2014 byla Povodím Vltavy, s.p. provedena revitalizace 2,65 km dlouhého úseku řeky, výhledově by měly být revitalizovány další navazující úseky toku (Hladík 2009). Revitalizační práce sestávaly z pročištění koryta, úpravy koryta vyjmutím betonové výztuhy, vytvarování koryta do meandrů a odebrání zeminy na březích do vzdálenosti



Obr. 2. Přibližně stejný úsek v roce 2016. (K. Prach)

přibližně 20 m od toku na každém břehu. Aby byl omezen rozliv povodňové vlny na okolní pozemky do úrovně pětileté vody, bylo v tomto pásu odstraněno horních ca 30 cm půdy po obou stranách toku (Havlová & Filip 2011). S půdou byly odstraněny živiny a byl většinou obnažen substrát, převážně směs jílu a písku. V rámci revitalizace byly na upravenou část břehů roztroušeně vysázeny mladé sazenice dubu letního (*Quercus robur*), olše lepkavé, vrby křehké (*Salix euxina*) a střemchy obecné.

Cíle sledování

Zjistit, (a) jak rychle se obnovuje luční a mokřadní vegetace po provedené revitalizaci a (b) zda nedojde k ruderalizaci; (c) navrhnout optimální management v revitalizovaném úseku a jeho vhodné načasování.

Metodika sledování

Na vrcholu první vegetační sezóny v srpnu 2014 bylo zahájeno pozorování sukcese pomocí pěti liniiových transektů umístěných v pravidelných rozstupech 500 m od sebe, vedoucích kolmo na směr toku a zahrnujících revitalizovaný pás na obou březích řeky, s přesahem do nenarušených sousedních lučních porostů. Podél těchto transektů byly umísťovány plochy 1 × 1 m, ve kterých byly zaznamenány vegetační snímky běžnou metodikou. Výsledky byly zpracovány především metodami mnohorozměrné analýzy.

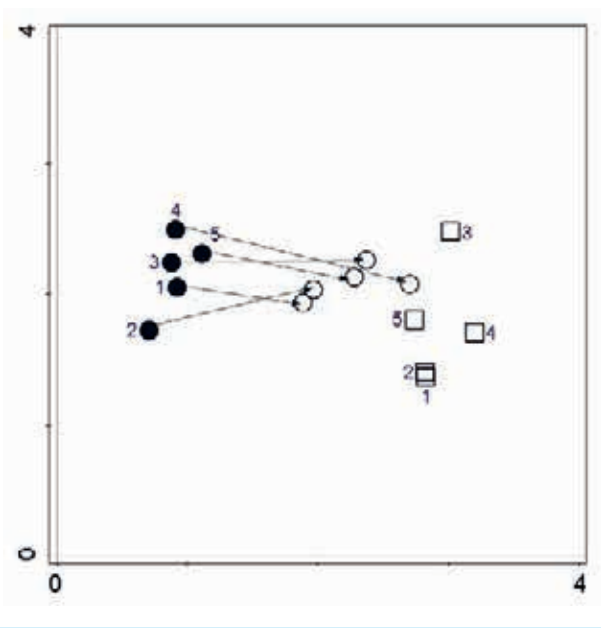
Výsledky

V roce 2014 se na březích revitalizovaného úseku řeky vyskytovaly se srovnatelnou pokryvností čtyři skupiny:

a) druhy synantropní, nejčastěji merlík mnohosemenný (*Che-nopodium polyspermum*), ježatka kuří noha (*Echinochloa crus-galli*), šťovík tupolistý (*Rumex obtusifolius*), jetel zvrhlý (*Trifolium hybridum*),



Obr. 2. Jedna z uměle vytvořených tůní v revitalizované nivě říčky Stropnice v roce 2017. (K. Prach)



Obr. 3. Nepřímá gradientová analýza (DCA, program Cano-co – ter Braak & Šmilauer 2012) ukazuje, že již během prv-ních dvou vegetačních sezón se složení porostů revitalizo-vaného úseku hodně přiblížilo okolním aluviálním loukám. Plně body – transektly 1 až 5 v r. 2014; kolečka – tytěž v r. 2015; čtverečky – trvalé louky navazující na transektly 1 až 5 v r. 2015 (ke grafickému vyjádření byly užity centroidy).

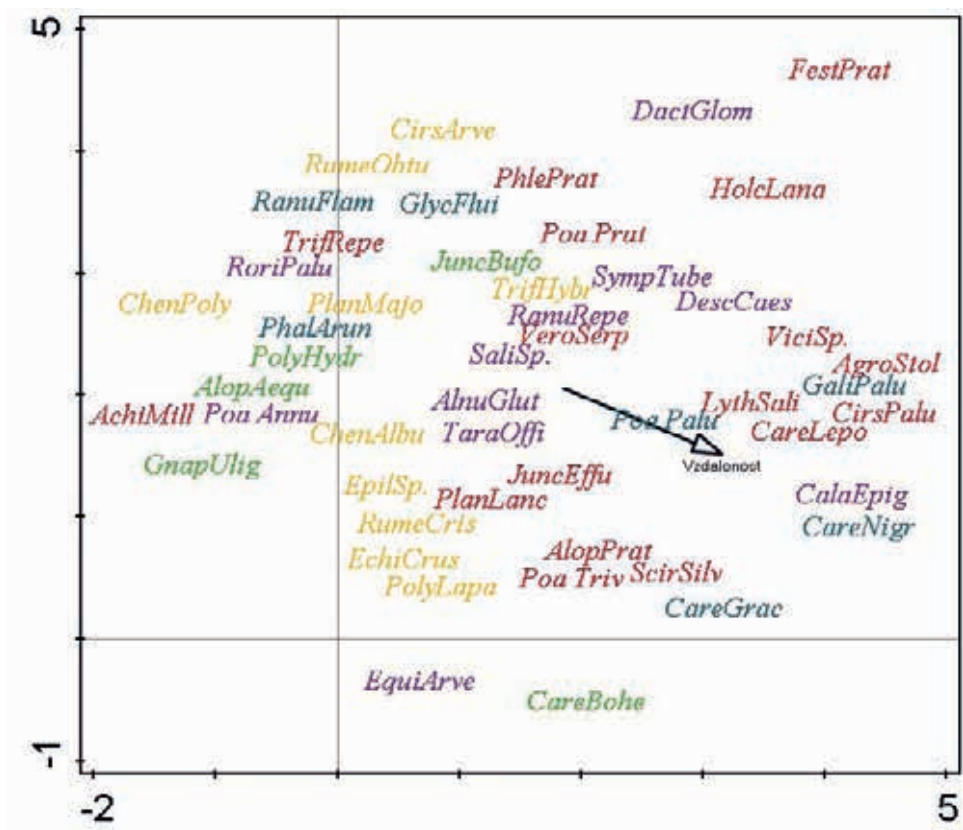
b) druhy obnažených den, hlavně psárka plavá (*Alopecu-rus aequalis*), dvouzubec paprsčitý (*Bidens radiata*), ostřice šáchorovitá (*Carex bohemica*), šáchor hnědý (*Cyperus fus-cus*), bahnička vejčitá (*Eleocharis ovata*), protěž bažinná (*Gnaphalium uliginosum*), třezalka rozprostřená (*Hypericum humifusum*), sítina žabí (*Juncus bufonius*), kalužník šrucho-vý (*Peplis portula*), rdesno pepřík (*Persicaria hydropiper*), rdesno menší (*Persicaria minor*), mochna poléhavá (*Poten-tilla supina*),

c) druhy mokřadní, hlavně ostřice obecná, zblochan vzplýva-vý (*Glyceria fluitans*), lipnice bahenní (*Poa palustris*), pryskyř-ník plamének (*Ranunculus flammula*),

d) druhy luční (příklady dále).

V roce 2015 výrazně převážily druhy luční a mokřadní: psine-ček obecný (*Agrostis capillaris*), psineček výběžkatý (*A. sto-lonifera*), psárka luční (*Alopecurus pratensis*), ostřice štíhlá, o. zaječí (*Carex leporina*), o. obecná, pcháč bahenní (*Cirsium palustre*), medyněk vlnatý (*Holcus lanatus*), sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), bojínek luční (*Phleum pratense*), lipnice bahenní (*Poa palustris*), která dominovala na značné části, dále l. luční (*P. pratensis*), l. obecná (*P. trivialis*), pryskyřník plazivý (*Ranunculus repens*). Jednoleté synantropní, ale i druhy obnažených den, ustoupily.

V r. 2016 se vlastní druhové složení příliš nezměnilo, dále se ale zvýšila pokryvnost lučních a mokřadních druhů. Synant-ropní druhy se již uplatňovaly poměrně málo a druhy obna-žených den se vyskytovaly jen sporadicky. Lipnice bahenní si udržela dominanci na vlhčích stanovištích blíže toku, kde často rostla společně se sítinou rozkladitou, metlicí trsnatou (*Deschampsia cespitosa*) a u samého toku i s chrasticí ráko-sovitou. Na sušších místech na písčitém substrátu výrazně dominoval na velké ploše psineček obecný.



Obr. 4. Nepřímá gradientová DCA analýza druhů (zobrazeno je prvních 50 nejlépe vyhovujících modelu). Názvy druhů jsou vytvořeny z prvních čtyřech písmen rodového a druhového jména. Druhy jsou rozřazeny do skupin dle Ellenberg et al. (1991): červená – luční druhy, žlutá – synantropní druhy, zelená – druhy obnažených den, modrá – mokřadní druhy, fialová – ostatní druhy. Šipka „Vzdálenost“ znamená vzrůstající vzdálenost od toku a byla vložena pasivně.

Na řadě míst, v pásu, kde byl stržen drn, se vyskytovaly již od prvního roku poměrně husté nálety vrb, hlavně v. popelavé (*Salix cinerea*) a v. křehké. Velmi hustě rostly hlavně na vlh-kých místech blíže toku a postupně se rozrůstaly.

Vegetační změny v prvních dvou letech bezprostředně ná-sledujících po revitalizaci ve srovnání se stávajícími nivními loukami ukazuje Obr. 3. Je patrné, že sukcese směřuje po-měrně rychle k obnově aluviálních luk. Výskyt hlavních druhů rozdělených do cenotických skupin, ve vztahu ke vzdálenosti od toku, ukazuje Obr. 4. S rostoucí vzdáleností od koryta toku celkový počet druhů klesal, což je zřejmě dáno početně vět-ším uplatněním druhů obnažených den blíže k toku.

Nové poznatky a doporučení

Překvapivě rychle se v revitalizovaném úseku Stropnice spontánně obnovují porosty s převahou lučních a mokřad-ních druhů. Synantropní druhy se více uplatnily jen v prvním roce (hlavně jednoleté). Účast nepůvodních druhů je nevý-znamná, invazní chování nebylo pozorováno. Je zjevné, že při ponechání bez zásahu se mohou v širokém pásu podél toku vytvořit během několika málo let zapojené vrbové porosty, někde s příměsí dalších dřevin (olše, bříza). K zachování a obnově mokřadních a lučních porostů by bylo vhodné nejpozději ve čtvrtém roce po revitalizaci břehy pravidelně jednou ročně kosit. Obnovené, pravidelně obhospodařova-né luční porosty by tak plynule navázaly na existující louky a rozšířily by možnosti hospodářského využívání nivy. Ve vybraných úsecích blíže toku je možné nechat vrby rozrůst.

Výsledky potvrdily efektivnost spontánní sukcese při obnově nivních ekosystémů.

Poděkování

Děkujeme zaměstnancům Povodí Vltavy, s.p. za poskytnutí písemných podkladů k projektu a dalších informací. Vlastní výzkum byl financován ze zdrojů Pracovní skupiny ekologie obnovy Přírodovědecké fakulty Jihočeské univerzity.

Literatura

Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Pau-lissen D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuro-pa. – Scripta Geobotanica 18: 1–248.


Havlová M. & Filip P. (2011): Stropnice, Tomkův mlýn – Nové Hrad-y. Revitalizace, I. etapa. Technická zpráva. – Povodí Vltavy, České Budějovice.

Hladík M. (2009): Stropnice, Tomkův mlýn-Nové Hrad-y – revi-talizace, I. etapa. Oznámení záměru. – Vodohospodářský rozvoj a výstavba, a. s., Praha.

ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2012): Canoco reference manual and user’s guide: software for ordination, version 5.0. – Microcomputer Power, Ithaca, USA.

Přírodě blízká protipovodňová úprava Blanice ve Vlašimi

Tomáš Just & Miroslav Barankiewicz

Lokalizace	 intravilán města Vlašimi, Střední Čechy; nadmořská výška ca 340 – 345 m
Ochrana přírody	EVL, regionální biocentrum a biokoridor
Obnovená plocha	1550 m říčního koridoru různých šířek v zastavěném území
Finanční podpora	Operační program Životní prostředí, Povodí Vltavy s.p., Město Vlašim; 83,2 mil. Kč

Abstrakt

V letech 2012 až 2014 byla provedena obnova původně regulovaného úseku řeky Blanice na území města Vlašim, která představuje v republice první velkou (a dosud největší) intravilánovou revitalizaci. Jejím cílem bylo posílení protipovodňové ochrany města po úroveň Q100, zlepšení ekologického stavu řeky a otevření říčního prostoru pro pobyt a rekreaci obyvatel. Podrobněji sledovaným dílčím ekologickým cílem opatření bylo zlepšení podmínek pro život ryb a dalších vodních živočichů v EVL Vlašimská Blanice, včetně obnovení migrační propustnosti omezené historickými jezy.

Popis lokality

Blanice ve Vlašimi byla v minulosti technicky upravena, koryto bylo narovnáno, získalo geometricky zjednodušený tvar a bylo opevněno. Staršího původu jsou dva jezy. Horní, nalézající se na dolním okraji zámeckého parku, nastavuje hladinu vody v dolní části parku. Dolní sloužil v minulosti mlýnu, dnes vytváří odběr vody pro průmyslovou prádelnu, postavěnou na jeho místě.

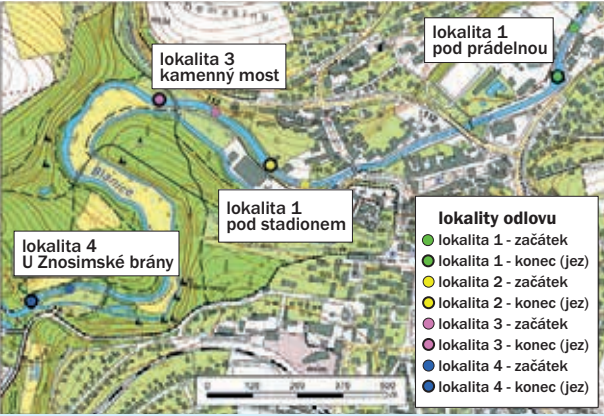
Funkce obou jezů bylo nutné zachovat, v rámci revitalizace tedy nebyly jezy odstraňovány, nýbrž naopak rekonstruovány a doplněny o rybí přechody. Revitalizační stavba nemohla obnovit přírodně autentické tvary Blanice, odpovídající zde morfologickému vzoru meandrujícího vodního toku. Prostor v nivě, v němž se kdysi vytvořily přirozené meandry řeky, dnes zaujímá zástavba města, takže obnova Blanice musela vycházet ze stávajícího říčního pásu a pozemků poskytnutých pro realizaci záměru Městem Vlašim.

Výchozí stav

Koryto Blanice ve Vlašimi bylo kanalizovaných tvarů – bylo výrazně napřimené, převážně geometricky pravidelného lichoběžníkového průřezu. Koryto neposkytovalo z hlediska městské zástavby dostatečnou povodňovou průtočnost, významnou měrou je zaplňovaly úživné usazeniny, podporující v březích rozvoj ruderalní vegetace, a porosty dřevin s velkým podílem vysazených topolových kultivarů. Ruderalizace postihovala i významné části přibřeží. Říční koridor nebyl



Obr. 1. Blanice na dolním okraji Vlašimi před revitalizací. Koryto bylo geometrizované technickými úpravami, břehy byly pokryté úživnými zeminami s ruderalní vegetací. (T. Just)



Obr. 2. Vlašim, lokalizace rybích přechodů sledovaných v rámci ichthyologického výzkumu.

v podélném směru dostatečně propustný a neposkytoval obyvatelům kvalitní pobytový a rekreační prostor.

Dno řeky před rekonstrukcí bylo povětšinou pokryto bahnitými sedimenty. Blanice je od Vlašimi proti proudu až k Mladé Vožici evropsky významnou lokalitou, chránící mimo jiné vodní organismy velevruba tupého (*Unio crassus*) a mihuli potoční (*Lampetra planeri*). Ekologické poměry v řece jsou dlouhodobě problematické zejména vzhledem ke kombinovanému působení sezónních malých průtoků a k bohatému zásobení řeky živinami, resp. znečištěním, které pocházejí jak ze sídel, tak především ze zemědělsky intenzivně využívaného povodí.

Popis opatření

Z technického hlediska stavba zahrnuje souvislou úpravu koryta toku Blanice ve Vlašimi na bezpečné provedení návrhového průtoky Q100 = 101 m³/s v ř. km 17,000 až 18,550, tj. v délce 1 550 m. Stavba byla navrhována ke zlepšení povodňové průtočnosti řeky ve městě, ke zlepšení jejího morfologicko-ekologického stavu a ke zlepšení podmínek pro pobyt a pohyb obyvatel v říčním území (Just et al. 2005, Just 2010). Tento soubor efektů mají zajistit zejména následující prvky:

- Rozvolnění koryta odtěžením významných objemů zemin ze břehů. Kromě zvětšení povodňového průtočného průřezu byl očekáván příznivý ekologický efekt odstraněním silně úživných zemin s ruderalními porosty.
- Výstavba postranních ochranných zdí (zejména v exponovaném zastavěném území poblíž středu města) a ochranných hrázek (zejména v dolní části města).
- Členitě tvarování koryta vyhloubením sledu dnových tůň a vytvořením soustavy záhozových struktur charakteru příčných břehových výhonů, pomístní rozšíření koryta.
- Rekonstrukce dvou pevných jezů
- Výstavba rybích přechodů.
- Manipulační cesta podél celého řešeného úseku řeky, použitelná jako cesta pro pěší a cyklostezka, s návazností na lávky a mosty.
- Odstranění velké části dřívějších břehových porostů, mezi



Obr. 3. Blanice na dolním okraji Vlašimi při provádění revitalizace. Po odtěžení úživných zemin ze břehů a rozvolnění koryta byla modelována relativně přírodě blízká kyneta, stabilizovaná a členěná dnovými kamenitými pasy a výhony a strukturami kamenných pohožů. (T. Just)



Obr. 4. Přírodě blízká protipovodňová úprava Blanice v historickém středu Vlašimi. Ochranné stěny vymezují říční koridor s přírodě blízkou, kamenitými strukturami členěnou a stabilizovanou kynetou. Patrný jsou nové komunikační prvky – podélná manipulační komunikace a lávka. (T. Just)

nimiž dominovaly druhově a stanovištně nevhodné doživající výsadby topolových kultivarů. Nahrazení těchto porostů novými výsadbami ve vhodnější druhové skladbě a struktuře.

- Odstranění několika staveb v nivě.

Přestavbu Blanice ve Vlašimi provedl jako investor státní podnik Povodí Vltavy. Projekt stavby vyhotovila na základě územní studie zpracované ZO ČSOP Vlašim firma Hydroprojekt – Sweco Praha, realizovala firma Hochtief. Akce získala ocenění Vodohospodářská stavba roku 2014 od Svazu vodního hospodářství ČR v kategorii staveb s náklady nad 50 miliony korun.

Jako samostatné investiční akce byly vybudovány rybochody u dalších dvou jezů v zámeckém parku a byla realizována obnova vodních ploch v nivě řeky.

1. Hydraulická funkčnost rybích přechodů

Metodika sledování

AOPK ČR se po dokončení rybích přechodů zabývala hodnocením jejich funkčnosti z hlediska rychlostí proudění vody ve šterbinách mezi balvany jednotlivých balvanových přehrázek. Jako rizikový jev byly sledovány primárně příliš velké rychlosti proudění ve šterbinách. Od nich se zájem přenesl k otázce nerovnoměrnosti dělení celkového spádu rybiho přechodu mezi jednotlivé balvanové přehrázky, která podporuje vznik míst příliš rychlého proudění. Sledování byla zahájena měřeními rychlostí proudění vody ve šterbinách mezi balvany příčných řad a v zúžených tratích horních vstupů, a to v oblasti běžných průtoků v řekách, posléze se přešlo k prosté nivelaci dílčích hladin v přechodech.

Výsledky

Rybí přechody byly navrženy v podélném sklonu 1 : 20, který v době přípravy záměru byl pokládán za vyhovující. Při tomto sklonu vycházel výpočtový spád na jednu příčnou řadu balva-



Obr. 5. Příležitostí k rozvolnění koryta Blanice nebylo ve Vlašimi mnoho. Jedna se naskytlá na dolním okraji města. V rozšířeném místě byl vytvořen netradiční ostrůvek s tůň. (T. Just)

nů 13 cm. Jak i měření potvrdila a jak odpovídá hydraulickým propočtům, při takovém spádu jsou v mezerách mezi balvany dosahovány rychlosti proudění kolem 0,8 m/s. Ty by pro většinu ryb obývajících Blanici měly být překonatelné. Ovšem při reálném provedení přírodě blízkých balvanových přepážek se nepodaří spád rozdělit rovnoměrně. Některé přepážky zůstávaly „hydraulicky nevyužity“ se spádem několika centimetrů, zatímco na jiných se vystavoval spád až 25 cm, s rychlostmi proudění ve štěrbinách až 2,2 m/s. Takto „rychlé štěrby“ mohou být pro běžné rybí obyvatele Blanice obtížně překonatelné. Pro vranky a mihule jsou postavené přechody zřejmě zcela neprostupné. Na základě těchto poznatků prováděl dodavatel ještě před kolaudací pokusy o úpravu poměrů, ukázalo se však, že možnosti následného dolaďování štěrbin mezi přírodními balvany jsou značně omezené. Problém nerovnoměrnosti rozdělení spádu mezi řady balvanů za provozu posiluje nerovnoměrné zanášení štěrbin splávním.

Měření přinesla poznatky o limitované účinnosti rybích přechodů v důsledku výskytu příliš velkých rychlostí ve štěrbinách mezi balvany. Zdá se, že hlavní řešení tohoto problému pro daný konstrukční typ je pouze ve výstavbě přechodů o podstatně mírnějším podélném sklonu. I výsledky sledování ve Vlašimi ukazují jako opodstatněný návrh podélného sklonu rybiho přechodu s příčnými řadami balvanů 1 : 40, dnes obvykle doporučovaný v německých zemích. Podélný sklon 1 : 40 by umožňoval oproti realizovanému sklonu 1 : 20 rozdělit žlab přechodu dvojnásobným počtem příčných řad balvanů. Návrhový spád na jednu řadu by se takto zmenšil na polovinu. Tím by se zmenšila i výška kritických a největších spádů. Zlepšení by mohla přinést i prefabrikace „balvanů“, která by vedle snazší a bezpečnější manipulace při výstavbě přinesla i pravidelnější tvarování štěrbin – za cenu jistě ztráty přírodní autentičnosti.

2. Monitoring migrační průchodnosti čtyř vybraných rybích přechodů na řece Blanici

Metodika sledování

V roce 2015 provedl Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka Praha podrobné zhodnocení migrační průchodnosti 4 jezů ve Vlašimi. Pozice jednotlivých sledovaných lokalit je znázorněna na Obr. 2. Pomocí elektrolovu byla zhodnocena přítomnost rybích druhů a velikostních skupin ryb v podjezí sledovaných lokalit a v rybích přechodech. Migrace ryb byly dále sledovány pomocí zpětného odlovu značených ryb, bioskenery VAKI a pomocí biotelemetrie. Velikostní rozdělení (kategorizace) ryb bylo provedeno po 50 mm. Ztrátovost pro VI elastomery, VI Alpha tag a PIT byla získána z odborných publikací. Pro hodnocení funkčnosti jednotlivého rybiho přechodu je počítáno s rybami označenými v podjezí zájmové lokality a následně zaznamenanými v části toku nad migrační bariérou.

Výsledky

Celkem bylo na 4 lokalitách elektrolovem odloveno 7434 jedinců 24 druhů ryb, z nichž bylo detekováno 2762 jedinců ve 4 rybích přechodech. Z toho bylo 16 druhů ryb z čeledi kaprovití (Cyprynidae), po dvou družích z čeledi okounovití (Percidae) a lososovití (Salmonidae), po jednom druhu z čeledi úhořovití (Anguillidae), úhořovití (Esocidae), máloostní (Nemacheilidae) a vrankovití (Cottidae). Celkem bylo známeno 20 druhů ryb, z toho elastomerem VIE 2485 jedinců, Alpha tagem 708 jedinců a čipem PIT 713. Zpětnou detekci značených ryb znázorňuje Tab. 1.

Druhové složení ryb v podjezí a v rybích přechodech bylo zjištěno elektrolovem, viz Tab. 1. Přítomnost ryb byla zjištěna při stejném rybolovném úsilí. Některé druhy byly na konkrétní lokalitě zaznamenány pouze v rybím přechodu a nikoliv v části toku pod jezem, což může naznačovat, že některé druhy preferují rybí přechod jako habitat a dlouhodoběji se v rybím přechodu zdržují. Z výsledků vyplývá, že s výjimkou lokality 2 byl při stejném lovném úsilí v rybím přechodu vždy nižší počet zjištěných druhů než v části toku pod jezem. Přesto však do rybích přechodů vstupuje většina druhů ryb a druhy v rybím přechodu chybějící jsou pak zpravidla ty, které byly v příslušném podjezí loveny v malém počtu. Z hlediska počtu zaznamenaných druhů ryb v přechodech lze tedy tyto hodnotit jako málo selektivní, ovšem s vědomím, že samotná přítomnost druhů v přechodu nemusí znamenat i jeho úspěšnou migraci přechodem.

Data z elektrolovů byla též testována s ohledem na velikostní spektrum ryb odlovených v podjezí jednotlivých jezů a v příslušných rybích přechodech. U lokalit 1, 3 a 4 je patrné, že v rybím přechodu jsou o něco častěji nalézány ryby velikostní kategorie 101–150 mm, zatímco největší a nejmenší velikostní kategorie jsou zde nalézány méně často než v podjezí příslušného jezu. Trend je však velmi slabý. Data z lokality 2 ukazují, že malí a velcí jedinci byli v rybím přechodu zastoupeni dokonce častěji než v podjezí. Na lokalitách 2 a 3 byli v rybím přechodu zaznamenáni ojedinele i větší jedinci. Z výsledků se nezdá pravděpodobné, že by hodnocené rybí přechody byly velikostně výrazněji selektivní.

Za sledované období byla prokázána úspěšná migrace přes rybí přechod (ryby detekované v sektoru nad/pod překážkou) na základě zpětných odlovů u celkem 103 jedinců (13 jedinců migrace rybím přechodem po proudu; 90 jedinců proti proudu). Nejčastěji šlo o jelce tloušť, jelce proudníka, plotici obecnou, hrouzka obecného, ouklej obecnou a pstruha obecného. Migrovaly ryby od 110 mm do 262 mm.

Bioskenery VAKI byl v provozu od 26. 4. do 30. 6. 2015. Celkem bylo získáno 422 záznamů, z toho bylo 226 záznamů protiproudové migrace a 196 záznamů poproudové migrace. Největší množství migrujících ryb bylo detekováno v období koncem měsíce května, v druhém týdnu června a koncem měsíce června. Tento trend byl podobný u protiproudové i poproudové migrace. Nejmenší zaznamenaný jedinec měřil 240 mm, největší pak 810 mm. Bylo zjištěno, že migrace probíhá nejvíce v ranních hodinách (6.00–8.00) a večer (20.00–22.00).

Biotelemetrií (RFID) se podařilo z celkově naznačených 143 ryb devíti druhů v podjezí na lokalitě 4 zaznamenat 48 ryb migrujících rybím přechodem skrz PIT rám. Přechodem úspěšně migrovalo 6 druhů, z toho pět druhů ryb patřících do čeledi Cyprinidae a jeden druh patřící do čeledi Salmonidae. Po započtení ztrátovosti značek vychází průměrná celková relativní migrační úspěšnost okolo 40 %. Celkem prošlo ze všech lokalit 85 značených jedinců. Nejmenší detekovanou rybou byl pstruh s celkovou délkou těla 113 mm, největší rybou byl jelec tloušť o délce 355 mm.

Tab. 1. Přítomnost druhů ryb v podjezí a rybích přechodech na jednotlivých lokalitách zjištěná pomocí elektrolovu. Zvýrazněná pole značí absenci druhu v rybím přechodu, přestože byl zaznamenan v podjezí konkrétního jezu.

Druh		Lokalita							
		1		2		3		4	
		Podjezí	Rybí přechod	Podjezí	Rybí přechod	Podjezí	Rybí přechod	Podjezí	Rybí přechod
bolen dravý	<i>Aspius aspius</i>	-	-	-	-	-	-	+	-
cejn velký	<i>Abramis brama</i>	-	-	-	-	+	-	-	-
cejnek malý	<i>Blicca bjoerkna</i>	-	-	-	-	+	-	+	-
hrouzek obecný	<i>Gobio gobio</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
jelec jesen	<i>Leuciscus idus</i>	+	+	+	+	+	+	+	-
jelec proudník	<i>Leuciscus leuciscus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
jelec tloušť	<i>Squalius cephalus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
ježdík obecný	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	-	-	-	-	+	-	-	-
kapr obecný	<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	-	-	+	+
lín obecný	<i>Tinca tinca</i>	-	-	+	-	-	-	-	-
mřenka mramorovaná	<i>Barbatula barbatula</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
okoun říční	<i>Perca fluviatilis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
ostroretka stěhovavá	<i>Chondrostoma nasus</i>	-	-	-	-	+	-	-	-
ouklej obecná	<i>Alburnus alburnus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
parma obecná	<i>Barbus barbus</i>	+	-	-	+	+	+	+	-
perlín ostrobřichý	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	+	-	+	-	+	+	-
plotice obecná	<i>Rutilus rutilus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
podoustev říční	<i>Vimba vimba</i>	-	-	+	-	-	-	+	-
pstruh duhový	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	+	+	+	-	-	+	-
pstruh obecný	<i>Salmo trutta</i>	+	-	+	+	+	+	+	+
střevlíčka východní	<i>Pseudorasbora parva</i>	+	-	-	-	-	-	-	-
štika obecná	<i>Esox lucius</i>	+	-	-	-	-	-	-	-
úhoř říční	<i>Anguilla anguilla</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
vranka obecná	<i>Cottus gobio</i>	+	-	-	-	-	-	-	-



Obr. 6. Jez u prádelny Kyselý po rekonstrukci. Došlo zde k dosypání dolního líce jezu do podoby kamenité rampy a vybudování rybího přechodu. Přechod tvoří betonový žlab členěný příčnými řadami balvanů. (T. Just)



Obr. 7. Rybí přechod při jezu (v horní části úpravy) u starého zimního stadionu v zámeckém parku, který byl pojednán jako betonový žlab s příčnými řadami balvanů. Pracovníci AOPK ČR nivelují hladiny v tůních přechodu, aby mohli posoudit rovnoměrnost dělení spádu mezi jednotlivé příčné řady balvanů. (T. Just)

Časový vývoj protiproudových migrací byl sledován u indikátorového druhu jelce tlouště. Z výsledků lze usuzovat, že k migračnímu vrcholu došlo v polovině dubna, ovšem i ve zbývajícím období druh rybím přechodem migruje pravidelně. Výhodou metody je identifikace jednotlivých individuů a tím umožnění přesné determinace, kteří jedinci skutečně přechodem migrovali. Přechodem v uvedeném období migrovalo 38 % z celkově naznačených jelců tloušťů.

Rozbor velikostních skupin zjištěných při biotelemetrickém sledování na lokalitě 4 a migrantů detekovaných čtecím rámem po úspěšném proplutí rybím přechodem potvrzuje, že velikostní selektivita rybiho přechodu je zcela zanedbatelná a že s podobnou úspěšností migrovaly přechodem různé velikostní kategorie. U třech druhů byla pomocí biotelemetrie také zjištěna schopnost překonat celou soustavu čtyř rybiích přechodů. Jednalo se o hrouzka obecného, jelce proudníka a jelce tlouště.



Obr. 8. Ichtyologická skupina Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka provádí kontrolní odlov v úseku Blanice nad revitalizační stavbou ve Vlašimi, v zámeckém parku. (M. Barankiewicz)

Nové poznatky a doporučení

Intravilánová revitalizace Blanice ve Vlašimi ukázala, že lze realizovat obnovu morfologicky členitého přírodě blízkého koryta řeky i ve stísněném prostoru zastavěného území města a skloubit ji s protipovodňovou ochranou a zlepšením rekreačních funkcí revitalizovaného území. Zásadní pro úspěch celého projektu byla jasná představa Města Vlašim o výsledné podobě obnovy říčního koryta (inspirací byly intravilánové revitalizace řek v Bavorsku), ochota poskytnout pozemky v okolí řeky, podpora místní veřejnosti a výborná spolupráce se státním podnikem Povodí Vltavy, který nakonec realizaci investorsky převzal.

Nedostatečné zkušenosti s projektováním podobných staveb na území ČR se zde projevily např. v podobě naddimenzovaných kamenných záhozů k opevnění břehů, či nedostatečně navržených prvků zvyšujících členitost koryta. Z většiny se je však podařilo překonat díky zvýšené asistenci pracovníků AOPK ČR při realizaci a dokončování.


Literatura

Just T., Matoušek V., Dušek M., Fischer D. & Karlík P. (2005): Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. – ZO ČSOP Hořovicko, Praha.

Just T. (2010): Přírodě blízké úpravy vodních toků v intravilánech a jejich význam v ochraně před povodněmi. Revitalizace sídelního prostředí vodními prvky. – Ochrana přírody 6, CD příloha.

Eliminace křídlatek v povodí řeky Morávky

Renata Vojkovská & Martin Krupa

Lokalizace	 Moravskoslezský kraj, tok řeky Morávky o celkové délce 29,4 km; nadmořská výška 800–290 m
Ochrana přírody	NPP, PP, EVL
Obnovená plocha	360 ha
Finanční podpora	Evropský program LIFE, Nadační fond Hyundai

Abstrakt

Řeka Morávka je jedinečná nejen z pohledu geomorfologie. V okolí řeky rostou vzácné druhy rostlin a zároveň se zde v hojně míře vyskytují nepůvodní druhy rostlin s invazním potenciálem. Povodí řeky Morávky můžeme považovat za modelové území, jelikož invazní druhy rostlin, zvláště pak křídlatky (*Reynoutria* spp.), jsou zde dlouhodobě sledovány a byly také v letech 2007 až 2010 cíleně likvidovány. Houževnatou rostlinu křídlatku se díky projektu „Záchrana lužních stanovišť v povodí Morávky“ podařilo potlačit pod 10 % jejího původního výskytu. Celou oblast je však nutné nadále sledovat a zaměřit pozornost také na ostatní druhy invazních rostlin.

Popis lokality

Beskydská řeka Morávka představuje převážně v úseku NPP Skalická Morávka přírodě blízký, technicky málo upravený tok. Předmětem ochrany je zde přirozený tok řeky ve šterkových náplavech s charakteristickými společenstvy a doprovodnými přirozenými lesními porosty, na které jsou vázány



Obr. 1. Kvetoucí křídlatky (*Reynoutria* spp.) na řece Morávce, podzim 2015. (R. Vojkovská)

populace vzácných a ohrožených druhů rostlin a živočichů (Šindlar et al. 2009). Unikátní geomorfologický typ větvení koryta řeky Morávky do ramen v řečišti s častým převrstvováním šterkových nánosů a překládáním ramen je jedním z posledních zbytků tzv. divočího toku v České republice.

Vlivem vodohospodářských zásahů od první poloviny devatenáctého století ubylo v povodí Morávky přibližně 1200 ha šterkových náplavů. Šířka aktivního řečiště často přesahovala 100 m, dnes je zúžena na méně než polovinu, což je doloženo na sledovaném 19 km úseku toku řeky Morávky (Hradecký 2014). Současné rozsáhlé plochy lesa jsou dočasně odstaveným řečištěm, mnohé porosty byly dříve uměle vysazeny na šterkové pole jako součást směrových úprav vodního toku. Místa jsou vyvinuta téměř čisté porosty olše šedé (*Alnus incana*), vzrostlé ze samovolných náletů na šterkové náplavy po povodních, které proběhly koncem 70. let dvacátého století. Šterkové náplavy řeky Morávky jsou biotopem kriticky ohroženého druhu židovínku německého (*Myricaria germanica*). Na raná sukcesní stádia na šterkových náplavech navazují vrbové křoviny šterkových náplavů a v širším okolí řeky pak údolní jasanovo-olšové luhy s bohatým jarním aspektem.

Výchozí stav

Dnes, v delším období narušené dynamiky jarních povodní, se šterkové náplavy bez vegetace na řece Morávce vyskytují pouze v malé míře a postupně zarůstají. Omezení přirozených korytotvorných procesů řeky, z důvodu vodohospodářských zásahů, výrazně ohrožuje zachování předmětu ochrany, jímž je geomorfologický typ koryta řeky, který se větví do ramen s širokými řečišti, s častým převrstvováním šterků. Původně obnažené šterkové náplavy se specifickými, mnohdy až extrémními podmínkami pro vzácné druhy rostlin a živočichů mizí a postupně zarůstají v důsledku sukcese konkurenčně silnější vegetací (ať už se jedná o nepůvodní druhy rostlin či o vzácnou vrbu šedou (*Salix elaeagnos*). Hlavní cíl ochrany přírody pro poslední úseky divočí řeky Morávky – tedy ochrana přirozeného vodního režimu – je však prozatím pouze teoretickou poučkou. Aktuálně jsou v případě řeky



Obr. 2. Invazní rostliny na řece Morávce – křídlatky (*Reynoutria* spp.), pupalka dvouletá (*Oenothera biennis*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), janovec metlatý (*Cytisus scoparius*). (R. Vojkovská)

Morávky, a oblasti NPP Skalická Morávka, na místě opatření přímo zaměřená ve prospěch vzácných druhů rostlin. Vhodná managementová opatření pro udržení, již dříve repatriovaného židovíniku německého (*Myricaria germanica*) a izolovaně rostoucí třtiny pobřežní (*Calamagrostis pseudophragmites*) spočívají v potlačování nepůvodních druhů rostlin a vegetace přímo v blízkém okolí výskytu těchto vzácných druhů.

Hlavní ohrožení druhové bohatosti představují křídlatky (*Reynoutria* spp.). V povodí Morávky je nejvíce zastoupena křídlatka japonská (*R. japonica*), méně pak křídlatka sachalinská (*R. sachalinensis*) a jejich kříženec (*R. ×bohemica*). Během let 1930–1996 bylo v okolí řeky Morávky zaznamenáno pomalé šíření křídlatky. Stoletá povodeň v roce 1997 její šíření zrychlila. Plocha zasažená křídlatkou v roce 2006 byla vyčíslena na celkových 360 ha, což bylo výrazně více v porovnání s dvěma dalšími beskydskými toky Ostravicí a Olší (Tab. 1).

Tab. 1. Srovnání ploch (ha) zasažených dvěma silně invazními rostlinami v povodí významných beskydských řek.

povodí	Morávka 2006		Ostravice 2012		Olše 2014	
hlavní tok (km)	28		29		23	
druh	plocha (ha;km)					
<i>Reynoutria</i> spp.	360	12,9	142	4,9	38	1,7
<i>Impatiens glandulifera</i>	2	0,1	20	0,7	23	1,0
celkem povodí	362	12,9	162	5,6	61	2,7

V povodí řeky Morávky byly nalezeny více než tři desítky druhů rostlin s invazním potenciálem, z nichž častější jsou: netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), zlatobýly (*Solidago* spp.), lupina mnoholistá (*Lupinus polyphyllus*), kolotočník ozdobný (*Telekia speciosa*), třapatky (*Rudbeckia* spp.), bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), pámelník bílý (*Symphoricarpos albus*) a slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*). Výskytu a šíření invazních druhů rost-

lin napomáhá fakt, že se zde rostliny dostávají jako odpad z okolních zahrad a chatových oblastí a odtud se rovněž díky řece úspěšně šíří do okolí.

V letech 2007–2010 byl realizován projekt LIFE „Záchrana lužních stanovišť v povodí Morávky“.

Cíle obnovy

Revitalizace stanovišť a potlačení invazní křídlatky v EVL Niva Morávky a části EVL Beskydy včetně vypracování efektivní metodologie těchto zásahů s ohledem na jejich dlouhodobý účinek.

Popis opatření

Likvidace křídlatek byla provedena dvěma základními metodami:

- Většina ploch zasažených křídlatkou byla ošetřována postřikem herbicidu Roundup Biaktiv v kombinaci s mechanickou likvidací rostlin. Zásah byl prováděn 10% roztokem herbicidu pomocí motorových postřikovačů a rosičů. Herbicid byl aplikován od července do září, každý rok projektu, průměrně pět postřiků na plochu (celkem). Po prvním a druhém postřiku, na podzim, byla uschlá křídlatka pokosena a spálena. Křídlatky nelze zničit pouze jedním postřikem herbicidu, je nutné opakování, ideálně více let, viz optimalizovaný postup níže.
- Na plochách, kde hrozilo riziko poškození okolní vegetace (např. židovínik německý) nebo ohrožení zdrojů pitné vody, byla použita injekce 15% roztokem herbicidu. Herbicid byl aplikován do stvolu nízko nad zemí (pod 2. nebo 3. nodem) nebo ve výšce 1,3 m nad zemí, do většiny stvolů v polykormonu. Zásahy k likvidaci byly plánovány v závislosti na počasí, aby v důsledku deště nebo silného větru nedošlo k ohrožení bioty, vody či půdy. Ušchlé stvolů křídlatky byly po 3 až 4 týdnech pokoseny křovinořezy a spáleny na hromádách.

Následná revitalizace bylinného patra vybraných stanovišť a dosadba původních druhů keřů.

Včasná obnova bylinného a keřového patra na plochách po likvidaci křídlatky je nutná kvůli potlačení šíření dalších invazních druhů (např. netýkavka, zlatobýly), které zarůstají plochy po likvidaci křídlatky. Z těchto důvodů byly na vybraných lokalitách, především do blízkosti toku podél záhozů, dosazeny vrby, a to vrba jíva (*Salix caprea*) v. křehká (*S. fragilis*), v. nachová (*S. purpurea*), v. trojmužní (*S. triandra*) a v. košíkářská (*S. viminalis*). Sadební materiál vrb pocházel z povodí Morávky z důvodu zachování genetické původnosti. Rovněž byla sázena svída krvavá (*Cornus sanguinea*), brslen evropský (*Euonymus europaea*), ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*) a dále byl proveden osev směsi šestnácti druhů trav a bylin (zdroj osiva: OSEVA PRO, s.r.o. Zubří) především na větší plochy po likvidaci křídlatky, které byly ve větší vzdálenosti od koryta řeky Morávky (například pod vedením vysokého napětí v k. ú. Raškovice). Nejcennější místa s výskytem vzácného keře židovíniku německého byla ponechána bez zásahu.

Metodika sledování

Od roku 2011 do roku 2015 probíhal v okolí řeky Morávky každoroční monitoring křídlatek s důrazem na ohniska šíření. Rovněž bylo sledováno šíření dalších nepůvodních druhů



Obr. 3. Netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) a třtina pobřežní (*Calamagrostis pseudophragmites*). (R. Vojkovská)

rostlin s invazním potenciálem – převážně netýkavka žláznatá, zlatobýl, trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), pupalka dvouletá (*Oenothera biennis*). U výraznějších plošných výskytů byla zaznamenána také výměra plochy.

Výsledky

Bylo doloženo, že křídlatku se daří v několika letech od ukončení projektu potlačit pod 10 % původní rozlohy. Rok po skončení projektu činila plocha křídlatky pouhé 1 % původní rozlohy (Tab. 2). Tento výsledek však ovlivnila květnová povodeň v roce 2010, kdy k mapování zbyly pouze menší plochy křídlatek, protože velká část vegetace v okolí řeky byla povodní odplavena. Jako reálný výsledek projektu LIFE proto považujeme hodnotu plochy křídlatky z roku 2014 (Tab. 2), tedy 6 % z původně vymapované plochy. Podobný projekt na likvidaci křídlatek byl realizován v letech 2006–2008 v povodí řeky Nisy, kde se původní rozlohu křídlatky na ploše 34 ha podařilo potlačit na 13 % jejího původního výskytu (Modrý et al. 2008).

Na konci projektu v roce 2010 bylo na 18 trvalých plochách vyzorováno, že eliminace křídlatek a uvolnění prostoru znamenala zvýšení počtu bylin (z 23 na 44 druhů, Lacina et al. 2010). Avšak to je dáno redukcí křídlatky a opět faktorem květnové povodně v roce 2010. Tato povodňová událost (charakteru stoleté vody) napomohla rozšíření diaspor řady krátkověkých a ruderalních druhů rostlin, které se na sledovaných lokalitách vyskytovaly pouze krátkodobě (Lacina et al. 2010).

Tab. 2. Nejvýznamnější invazní druhy rostlin v povodí Morávky v letech 2007 až 2014.

	2007	2009	2011	2014
druh	výměra (v ha)			
<i>Reynoutria</i> spp.	360	120	4	20
<i>Impatiens glandulifera</i>	2 ha	70 ha	1 ha	3 ha
<i>Cytisus scoparius</i> a <i>Solidago</i> sp.	<1			
<i>Cytisus scoparius</i>			1	1
<i>Solidago</i> sp.			3	4

Místa uvolněná po likvidaci křídlatek rychle obsazovaly další druhy invazních rostlin, nejvíce netýkavka žláznatá. Po první aplikaci postřiku (v roce 2007) byl zaznamenán masivní nárůst tohoto druhu (Tab. 2). Netýkavka žláznatá byla dodatečně likvidována kosením a vytrháváním. Hodnoty jejího výskytu v průběhu sledovaných let značně kolísaly (Tab. 2). V roce 2015 se tato jednoletá bylina vyskytovala roztroušeně podél celého toku Morávky.

Velkou schopnost šíření, danou velkou produkcí semen, která se velmi dobře šíří větrem, mají zlatobýly. Již dříve Konupková-Kalousová (2011) předpokládala jejich výrazné šíření, což se v současné době potvrdilo. Sušší stanoviště v okolí toků či pásy podél kamenných záhozů úspěšně osidluje janovec metlatý (*Cytisus scoparius*). Ve velkých počtech, i když s menší pokryvností, se setkáváme s pupalkou dvouletou (*Oenothera biennis*).

Nové poznatky a doporučení

Projekty cílené na potlačení invazních křídlatek lze v několika dalších sezónách po ukončení projektu hodnotit jako úspěšné. I přes jejich potlačení v povodí Morávky (z původních 360 ha na 20 ha, Tab. 2) se tato rostlina v povodí znovu objevuje. Populacím se nejlépe daří ve středně vlhkém typu lužního lesa, na prosvětlených místech a při okrajích lesa (Lacina et al. 2010). Křídlatka v současnosti roste v blízkosti malých potoků a trvale zamokřených míst v lesích okolo Morávky a také podél toku. Každou po postřiku retardovanou rostlinu, i roztroušeně rostoucí, vitální jedince křídlatek, musíme považovat za potenciální zdroj či ohnisko dalšího šíření.



Obr. 4. Zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) (R. Vojkovská)

Je nutný dlouhodobý monitoring křídlatek a stejně tak dalších invazních druhů rostlin, které mají po likvidaci volný prostor a vhodné podmínky k šíření. Případná ohniska dalších invazních druhů, především netýkavky žláznaté, je nutno likvidovat před tím, než dozrají semena.

Na základě zkušeností z projektu byl zobecněn optimalizovaný postup na likvidaci křídlatek: postřik herbicidu aplikovat 1 x ročně (srpen–září) a to ve schématu 8 let: 1. rok postřik / 2. rok postřik / 3. rok postřik / 4. rok bez postřiku / 5. rok postřik / 6. rok bez postřiku / 7. rok bez postřiku / 8. rok postřik.



Obr. 5. Pupalka dvouletá (*Oenothera biennis*) a netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*). (R. Vojkovská)

Poděkování

Práce byla umožněna díky projektům LIFE06 NAT/CZ/000121 Záchrana lužních stanovišť v povodí Morávky, 12/FE0/2012 Program péče o ohrožené druhy rostlin karpatských toků a projektu Fenomén Morávka v ohrožení, který je podpořen Nadačním Fondem Hyundai a Nadací Open Society Fund Praha.

Literatura

Hradecký J. (2014): Realizace odborného výzkumu – vývoj říční krajiny. Program péče o ohrožené druhy rostlin karpatských toků. – Ms.; závěrečná zpráva, depon. in ČSOP Salamandr, Rožnov pod Radhoštěm.

Hradecký J. (2015): Realizace odborného výzkumu – geomorfologie. Program péče o ohrožené druhy rostlin karpatských toků. – Ms.; závěrečná zpráva, depon. in ČSOP Salamandr, Rožnov pod Radhoštěm.

Konupková-Kalousová Š. (2011): Monitoring výskytu invazních rostlin v povodí Morávky v roce 2011. – Ms.; depon. in Krajský úřad Moravskoslezského kraje, Ostrava.

Ohryzková L. (2013): Revize invazních rostlin řeka Morávka. – Ms.; depon. in ČSOP Salamandr, Rožnov pod Radhoštěm.

Kutílková P. (2014): Revize invazních rostlin řeka Morávka. – Ms.; depon. in Krajský úřad Moravskoslezského kraje, Ostrava.

Lacina J., Halas P., Švec P. & Martinová M. (2010): Monitoring vlivů likvidace křídlatky (*Reynoutria* spp.) v povodí řeky Morávky. Část B (biota). Závěrečná zpráva za výzkumné období 2007-2010. – Ms.; depon. in ČSOP Salamandr, Rožnov pod Radhoštěm.

Modrý M. a kol. (2008): Likvidace invazních rostlin v teorii a praxi, výstupy projektů „Likvidace invazních rostlin v povodí Nisy“, Likvidace invazních druhů rostlin v okrese Lőbau-Zittau“. – Liberecký kraj, resort rozvoje venkova, zemědělství, životního prostředí a informatiky.

Šindlar M., Zapletal J. & Pelíšek I. (2009): Plán péče o NPP Skalická Morávka pro období 2012–2018. Dostupné na: <http://beskydy.ochranaprirody.cz/res/archive/103/014427.pdf?seek=1373443306> .

Škarpich V., Hradecký J. & Dušek R. (2013): Complex transformation of the geomorphic regime of channels in the forefield of the Moravskoslezské Beskydy Mts.: Case study of the Morávka river (Czech Republic). – Catena 111: 25–40.

Vojkovská R. & Krupa M. (2015): Vzácné druhy rostlin karpatských toků a jejich ohrožení. – Ochrana přírody 4: 31–36.

Anon. (2007): Záchrana lužních stanovišť v povodí Morávky. Dostupné na: <http://life-moravka.kr-moravskoslezsky.cz/index.php> .



Obr. 6. Obnažený štěrkový náplav po povodních v roce 2010. (M. Krupa)



ANTROPOGENNÍ STANOVISŤE



Úvod

Karel Prach

Antropogenními stanovišti jsou myšleny všechny lidskou činností vytvořené nebo silně ovlivněné plochy, jakými jsou rozmanitá těžbou narušená místa, rumiště, silniční a železniční okraje a také orná půda. V širším slova smyslu sem patří i louky a pastviny nebo rybníky. V této části sborníku se budeme zabývat především obnovou ekosystémů na industriálních stanovištích a na opuštěné zemědělské půdě. Připojena je též studie obnovy krajinných struktur na zemědělské půdě v člověkem silně pozmeněné krajině. Ostatním stanovištím jsou věnovány jen stručné poznámky a rovněž některé dílčí studie v některých ostatních částech tohoto sborníku, protože nelze vše striktně tematicky oddělit.

Obor ekologie obnovy ve světě má svoje hlavní kořeny právě ve výzkumu těžbou narušených stanovišť (Bradshaw & Chadwick 1980) a stejně tak je tomu u nás (Prach 1987). Jakýmsi základem, který je možné přímo využít v ekologické obnově antropogenních stanovišť, je znalost průběhu spontánní sukcese. Spontánní sukcesí navíc můžeme různým způsobem urychlovat a usměrňovat, např. dosetím nebo dosažením žádoucích druhů a naopak potlačením druhů nežádoucích, často nepůvodních invazních, nebo úpravou stanovištních faktorů, např. zvednutím hladiny vody. Spontánní sukcesi je někdy žádoucí blokovat nebo i vracet zpět, protože iniciální a mladá sukcesní stadia často hostí vzácné a ohrožené druhy a zachování či posílení jejich populací je žádoucí (Řehouneková et al. 2016). Ve všech těchto případech pak můžeme mluvit o řízené nebo asistované sukcesi. Příkladem může být přenos shrabané biomasy psamofytních společenstev do vy-

těžené pískovny (viz Obr. 1) nebo postupné mulčování lomových etází ve vápencovém lomu Hády v letech 1999–2014, v některých letech také s podsevem semen stepních druhů bylin pod mulč (Tichý 2012).

Obnova míst narušených těžbou a jinými industriálními aktivitami

Pokud jde o přírodě blízkou (tj. s využitím spontánních procesů) obnovu těžeben a podobných industriálních stanovišť, byly od nás v posledních pěti letech publikovány souhrnné práce (Prach et al. 2013, Řehounek et al. 2015, Tropek a Řehounek 2012), kde zájemce najde všechny zásadní informace. Proto se omezím v této úvodní kapitole jen na přehled základních principů, které jsou zkrácenou a upravenou verzí závěrů studie Řehounek et al. (2015). Tyto níže uvedené závěry mají v některých bodech obecnější platnost, nemusejí se týkat jen těžbou a podobnými aktivitami narušených míst. Odkazují též na souhrnnou kapitolu v předchozím sborníku Ekologická obnova v České republice (Tropek & Prach 2012).

Základní principy přírodě blízké obnovy stanovišť narušených těžbou a jinými průmyslovými aktivitami:

1) Před zahájením těžby je nutný odborný biologický průzkum nejen vlastního zasaženého prostoru, ale i jeho okolí. Ten by měli provádět výhradně lidé obeznámení s aktuálním stavem poznání v oboru ekologie obnovy.



Obr. 1. Pastva ovcí jako řízený management experimentálně přenesené psamofytní vegetace na ostrůvku v pískovně Cep II na Třeboňsku. (K. Prach)



Obr. 2. Patnáct roků stará pěchavová skalní step v bývalém vápencovém lomu Dálky u Čebína založená výsadbou několika trsů pěchavy vápnomilné (*Sesleria caerulea*) na severní stěně lomu. Rostliny sem byly přemístěny z kilometr vzdáleného vápencového vrchu Čebínka, kde většina původní vegetace mezitím zanikla postupující těžbou. (L. Tichý)

2) V úvahu by se mělo brát okolí do vzdálenosti alespoň 100 m, odkud se spontánně dostává nejvíce druhů. To se týká jak druhů žádoucích (cílových), tak druhů nežádoucích, invazních a expanzivních plevelných a rudérálních druhů.

3) V případě těžby by tato měla být, pokud možno, plánována tak, aby bylo v nejbližším okolí zachováno co nejvíce

přírodních nebo přírodě blízkých stanovišť, ze kterých by byla možná následná kolonizace.

4) Během těžby, vršení deponií různého druhu apod. by měl být prováděn průběžný průzkum zvláště s ohledem na zákonem chráněné druhy a další ekologicky cenné druhy a jejich společenstva. Mohou se objevit v zasažené lokalitě a být někdy i jednoduchými prostředky podpořeny nebo alespoň zachovány. V jejich prospěch by se průběžně mohly adaptovat i rekultivační plány.

5) Naprostá většina těžbou a jinak narušených míst má u nás potenciál obnovit se spontánní sukcesí. Ta může být v některých případech usměrňována, blokována či vracena zpět. Mluvím zde o potenciálu, který nemusí být všude využit. Alespoň 20 % zasaženého území by ale bylo reálně ponechávat spontánní sukcesí i s ohledem na zájmy rekultivačních firem, lesníků apod. To by měl být přijatelný kompromis. Využití spontánní sukcese je ekonomicky velmi výhodné.

6) Protože jsou často cenná mladá sukcesní stadia, bylo by vhodné je cíleně vytvářet nebo alespoň udržovat občasným narušováním. Otevřený charakter vegetace je z hlediska biodiverzity leckdy příznivější než husté porosty dřevin, které se na většině narušené plochy spontánně vytvářejí.

7) Měl by být zachován, případně i dotvořen, členitý terén. Vysoká geodiverzita je základem pro vysokou biodiverzitu. Neměly by být vnášeny žádné živinami bohaté materiály.

8) Z povinných odvodů těžebních firem určených na rekultivace by měly být přednostně hrazeny ekologicky podložené managementové zásahy místo převládajících technických rekultivací (lesnických rekultivací formou výsadby monokul-

tur, někdy i druhů cizího původu; zemědělských rekultivací s užitím druhově chudých, komerčních jetelotravních směsí).

9) Nejhodnotnější těžebny a jiné postindustriální lokality by po skončení těžby měly být vyhlášeny jako zvláště chráněná území, nebo alespoň jako významné krajinné prvky.

Obecně lze říci, že pokud těžba a podobné aktivity nezničí nějakou cennou lokalitu (nejen přírodní, ale třeba i archeologickou) a nenaruší krajinný ráz, mohou být přínosem. Může vzniknout biologicky cenné území (podrobně viz Řehounek et al. 2015). Podmínkou však je, že území není technicky rekultivováno. Důležité je zachování členitého reliéfu a nízké hladiny živin. Těžebny a jiná narušená stanoviště jsou často náhradními stanovišti pro mizející druhy rostlin i živočichů. V naší eutrofizované krajině jsou živinami chudá stanoviště vzácná, těžba je může vytvořit. Nesmí však být do těžeben vnášen živinami bohatý, organický materiál, jako jsou vrstvy ornice, štěpka, drcená kůra, čistírenské kaly apod., jak se často děje při technických rekultivacích. Zvýšení hladiny živin podpoří konkurenčně silné, ubikvistní druhy, které potlačí druhy ostatní. Vznikají pak často monotónní, ekologicky nevhodné porosty. Dobré je zde připomenout, že spontánní nebo mírně řízená sukcese je v průměru mnohem levnější než technické rekultivace. Běží zadarmo, i když její případné usměrňování nějaké finance vyžaduje. Nedosahuje však tak závratných částek, jako byly např. 2,7 miliardy Kč investované ze státního rozpočtu na rekultivaci Tuchlovické haldy na Kladensku, nebo jen o něco menší částka věnovaná na rekultivaci Radovesické výsypky na Mostecku (rekultivace tamních výsypek stojí až 2 miliony Kč na hektar).

Pozitiva spontánní sukcese dokládají i výsledky případových studií (Vojar et al., Mudrák & Frouz) v této publikaci.

Kromě těžbou vytvořených stanovišť, především rozmanitých výsypek, lomů, pískoven a těžených rašeliníšť, máme z České republiky podrobné informace o obnově ekosystémů na odkalištích (Kovář 2004, Tropek a Řehounek 2012). Odkalištím byla též věnována studie v předchozím (Kovář et al. 2012) i tomto sborníku (Kovář et al.). Odkaliště (rudní a strusko-pílková) mají v něčem svoji specifickou problematiku danou tím, že jsou náchylná k větrné erozi a někdy obsahují toxické materiály. Proto jsou nutná, častěji než u těžeben, různá technická opatření.

Obnova ekosystémů na orné půdě

Nejprve je vhodné připomenout, že na orné půdě lze obnovovat různé typy ekosystémů a to rozmanitými postupy: les (umělým zalesněním nebo spontánně), travinné ekosystémy (většinou kombinací spontánních procesů a lidských zásahů), mokřadů (někdy uměle, např. vytvořením rybníka na bývalém poli, někdy spontánně – viz níže). Obnově ekosystémů na orné půdě bylo u nás rovněž věnováno dost pozornosti. Již v 70. a počátkem 80. let dvacátého století probíhal komplexní výzkum spontánní sukcese na opuštěných polích v Českém krasu pod vedením Marcela Rejmánka z geobotanického oddělení katedry botaniky Přírodovědecké fakulty UK v Praze. Výsledky byly souhrnně publikovány (Osbornová et al. 1990, Prach et al. 2007) a výzkum byl posléze rozšířen i na další opuštěná pole v rámci státu (Prach et al. 2014, viz též Prach, v tomto sborníku). Sukcese vede ve většině případů k porostům dřevin. To je dobře vidět mj. ve vojenských prostorech (Vojta et al., v tomto sborníku). Jen na nejsušších místech v teplých oblastech státu se může spontánně obnovit jakási křovinatá lesostep, někdy až čistě travní porost. Na-



Obr. 4. Asi 20 let opuštěné pole na mírně vlhkém stanovišti zarůstající převážně klenem (*Acer pseudoplatanus*) poblíž Mšena. (K. Prach)



Obr. 5. Ukázka spontánně zarůstajícího silničního okraje u Hrádku nad Nisou. (K. Prach)



Obr. 6. Pestré mokřady spontánně se formující v opuštěné pískovně poblíž Nové Bystřice. (K. Prach)



Obr. 7. Výsypka po těžbě uranu u Okrouhlé Radouně – suchý jižní svah. (K. Prach)

opak na nejvlhčích místech se mohou úspěšně spontánně obnovovat mokřady. To se v současné době děje při zanášení odvodňovacích systémů, drenáží. Uprostřed polí mohou vznikat někdy vysloveně maloplošné mokřadky, které pomáhají rozčleňovat krajinu a poskytovat útočiště řadě ohrožených organismů, rostlin i živočichů (Vittek 2017). Mohou i pomáhat snižovat erozi a zadržovat vodu v krajině. Jejich zachování a ochrana před opětovným rozoráním je většinou z ekologického hlediska velmi žádoucí, i když uživatel pozemku může být, celkem pochopitelně, jiného názoru.

Velmi osvědčeným způsobem obnovy ekosystémů na orné půdě je kombinace spontánní sukcese a pravidelného kosení (případně pastvy). Vznikají často druhově bohaté, zemědělsky dobře využitelné louky a brání se tak i sukcesi lesa. Příklady od nás lze najít v pracích Lencová a Prach (2011) a souhrnně v předchozím sborníku (Jongepierová et al. 2012), Prach et al. (2014) i v tomto sborníku v části věnované obnově lučních porostů. Pokud uživatel pozemku nepotřebuje ihned píci a několik let pozemek jen seče a biomasu odstraňuje, dočká se záhy i slušné a nutričně kvalitní produkce. I v případě osetí druhově chudou, komerční travní směsí je určitá šance, že se spontánními kolonizačními procesy postupně vytvoří druhově bohatá louka. Trvá to však většinou déle a hodně záleží na tom, jak blízko a jak hojně se vyskytují luční druhy v okolí. Obnova druhově bohatých luk na orné půdě formou regionálních travních směsí je popsána v části o obnově luk a podrobněji v řadě prací z Bílých Karpat, kde se takto orná půda zatravňuje již od r. 1999 (Jongepierová et al. 2015). O způsobech řízené obnovy luk na orné půdě pojednává podrobněji část o travních porostech.

Základní principy přírodě blízké obnovy ekosystémů na orné půdě:

- Nejprve je nutné si ujasnit, co má být cílovým ekosystémem na příslušném opuštěném poli, zda porost dřevin, louka, či mokřad, a rozhodnout se, zda se spolehne jen na spontánní sukcesi, řízenou sukcesi nebo osetí, případně osázení. (Často však dochází ke spontánnímu opuštění orné půdy a tyto otázky se neřeší.)
- K odhadu průběhu sukcese, ať už spontánní nebo řízené, jsou nutné vědecké podklady. Nejprve je třeba alespoň rámcově vyhodnotit stanovištní faktory, především půdní vlhkost, množství živin a výskyt žádoucích a nežádoucích (např. nepůvodních invazních) druhů v okolí. Tyto fakto-



Obr. 8. Výsypka po těžbě uranu u Okrouhlé Radouně – vlhký severní svah. (K. Prach)

ry zásadně určují průběh sukcese, kterou je možné na základě současných znalostí alespoň rámcově předpovědět.

- Pokud nechceme mít na opuštěném poli porost dřevin (vyjma nejsušších a nejvlhčích míst se všude obnovuje les), musíme začít opuštěné pole tak nejdéle třetím rokem po opuštění pravidelně kosit. Ve většině případů se rychle obnoví louka s příznivým druhovým složením. Alternativou je pastva, která většinou vede k travnatému porostu s roztroušenými dřevinami, hlavně keři.
- V případě, že se rozhodneme pro osetí, ekologicky vhodnou obnovou je použití regionální travní směsi. Regionalita by se měla dodržet, nepoužívat osivo nejasného původu. Alternativou je přenos sena z nějaké blízké zachovalé louky.
- Pokud možno ornou půdu ve velkém měřítku uměle nezalesňovat, s výjimkou oblastí s výrazným nedostatkem lesa. V každém případě by to ale mělo být místu odpovídajícími dřevinami. Plošné zalesnění často vede ke snížení krajinné mozaiky, ústupu druhů otevřené krajiny a jejímu celkovému ochuzení. Naopak je vhodné vysázet liniové krajinné struktury (stromořadí apod.) a solitéry.
- Neměly by se zpětně rozorávat sukcesně pokročilé travnaté porosty a mokřady. To se týká zvláště spontánně se obnovujících malých polních mokřadů. Podle nařízení vlády č. 307/2014 Sb. je možné s účinností od 1. března 2016 zapisovat polní mokřady do systému evidence využití zemědělské půdy jako ekologicky významné krajinné prvky s cílem zajistit jejich ochranu.

Poznámky k ostatním antropogenním stanovištím

Kromě těžeben a opuštěných polí máme celkem podrobné informace o průběhu spontánní, případně mírně řízené sukcese, a tudíž o možnostech jejího využití v ekologicky blízké obnově, na rozmanitých dalších antropogenních stanovištích, jako jsou silniční náspy, průseky po bývalé železně oponě, rybníční deponie aj. (souhrnně viz Prach et al. 2008). Na tato stanoviště lze aplikovat obdobné principy, jak jsou výše uvedené, s některými specifiky zohledňující charakter těchto stanovišť.

Například u silničních náspů je nutné brát v úvahu riziko vodní eroze a gravitačních pohybů. Pak je nutné přijmout

některá technická opatření, jako jsou použití geotextilií, stabilizace substrátu návozem zeminy a hlavně rychlé osetí. To ostatně nařizují i příslušné předpisy. Při osévání silničních náspů by bylo vhodné používat druhově bohaté směsi místo komerčních, obsahujících jen několik druhů. A stejně jako u těžeben je zde důležitým požadavkem nepoužívat živinami bohaté substráty a nehnojit, jak se často děje. V České republice nyní běží první pokusy s použitím regionálních směsí. Za naprosto nevhodné považujeme výsadby exotických dřevin, protože domácí dřeviny se většinou uchycují dobře samy (výjimkou mohou být střední dálniční pásy vystavené vlivu intenzivního solení, které některé exoty lépe snáší).

Průseky po bývalé železně oponě lze nechat již zcela spontánní sukcesi, která po letech už dost pokročila směrem k obnově lesa. Výjimkou mohou být místa s výskytem vzácných a ohrožených světlomilných druhů. Pak je dobré lokálně redukovat porosty dřevin. To platí i pro rybníční deponie, které vznikaly hlavně v 70.–90. letech dvacátého století. Z dalších antropogenních stanovišť je možné zmínit skládky komunálního a jiného odpadu. Tato stanoviště jsou většinou rychle asanována, izolací a překrytím nějakým inertním materiálem (což i musejí být vzhledem k možným průsakům a erozi). Pak prakticky vždy dojde k překrytí organickou zeminou, osetí a osázení. To už jsou však často zbytečné kroky. Asanovaná plocha by se nejspíš ozelenila bez problémů sama. Jakousi první vlašťovkou ekologicky vhodné obnovy skládek bylo použití regionální travní směsi pro ozelenění skládky u Bojkovic nebo Strání v Bílých Karpatech.

Obnova narušených krajin

Výzvou do budoucna je obnova celých narušených krajin, především jejich ekologických funkcí a služeb, jako je snížení vodní a větrné eroze, lepší vododržnost, čili zlepšení ochrany před povodněmi a na druhé straně snížení dopadu sucha

a udržení úrodnosti půd, zvýšení estetické hodnoty a tím pádem i rekreačního využití, samozřejmě i zvýšení biodiverzity v nejširším smyslu a propojenosti (konektivity) krajiny. Jednou z cest, jak podpořit tyto ekologické funkce a služby v měřítku krajiny, je výše uvedená obnova ekosystémů na orné půdě. Jakýkoliv trvalý porost ochrání půdu lépe než orba. Porosty na bývalé orné půdě mohou také vytvářet vhodné nárazníkové/přechodové zóny (buffer zones) kolem toků, sídel, komunikací či přírodních rezervací. Zvláště žádoucí je tvorba mokřadů, zadržujících vodu v krajině. Pozitivní jsou jistě i výsadby liniové zeleně ve volné krajině (většinou na zemědělské půdě), jak o tom mj. referuje zařazená případová studie z Bílých Karpat v tomto sborníku.

Se vzrůstajícím prostorovým měřítkem jakékoliv ekologické obnovy se dostáváme na úroveň krajiny, čili většina obnovných aktivit uvedených v tomto sborníku, může mít potenciálně krajinný rozměr.

Souhrnně o stavu naší krajiny a částečně i o možnostech její obnovy je pojednáno v publikaci Petřík et al. (2017). Bohužel u nás naráží obnova celých krajinných celků na mnoho překážek. Zásadní je neexistence celoplošného krajinného plánování. Určitou možností, jak zvyšovat ekologickou hodnotu a hlavně funkčnost krajiny, by mohly být dobře navrhované a realizované územní systémy ekologické stability (ÚSES). Ke škodě věci se v tomto často angažují ekologicky nevzdělaní lidé a realizace navržených biokoridorů apod. sklouzává k technicistním řešením. Navíc se jedná jen o dílčí téma celé problematiky obnovy krajiny. Současný stav naší krajiny je stále velmi neuspokojivý, i když se od r. 1989 leccos změnilo k lepšímu. Především byla zatravněna poměrně velká rozloha orné půdy, zlepšila se kvalita ovzduší a vodních toků a zvýšilo se snad i obecné povědomí o důležitosti dobrého ekologického stavu krajiny. Další zlepšení stavu naší krajiny, tj. hlavně obnova jejích ekologických funkcí a služeb, je do



Obr. 9. Opuštěná vesnice Hraničky na Tachovsku 70 let po vyhnání původních obyvatel. (K. Prach)

velké míry závislé na politickém zadání, úpravě legislativy a ekonomických stimulech, včetně různých kompenzačních opatření majitelům půdy. Uvidíme, zda se toho v dohledné době dočkáme.

Poděkování

Děkuji mnoha kolegům a studentům, z výsledků jejich nebo společných studií jsem mnohdy vycházel. Stať vznikla za částečné podpory projektu GA ČR 17-09979S a dlouhodobého výzkumu RV067985939.

Literatura

Bradshaw A. D. & Chadwick M. J. (1980): The restoration of land: The ecology and reclamation of derelict and de graded land. – Blackwell, Oxford.

Kolektiv autorů (2017): Krajina a lidé. – Academia, Praha.

Kovář P. [ed.] (2004): Natural recovery of human-made deposits in landscape. Biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems. – Academia, Praha.

Kovář P., Rauch O. & Dlouhá V. (2012): Experimentální urychlení primární sukcese na opuštěných odkalištích – podpůrná role povrchové biologické krusty. – In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. [eds.] Ekologická obnova v České republice, pp. 106–108, AOPK, Praha.

Lencová K. & Prach K. (2011): Restoration of hay meadows on ex-arable land: commercial seed mixtures vs. spontaneous succession. – Grass and Forage Science 66: 265–271.

Osbornová J., Kovářová M., Lepš J. & Prach K. [eds] (1990): Succession in abandoned fields. – Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht etc.

Prach K. (1987): Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. – Folia Geobot. Phytotax 22: 339–354.

Prach K., Lepš J. & Rejmánek M. (2007): Old field succession in central Europe: local and regional patterns. – In: Cramer V. A., Hobbs R. J. [eds], Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland. p. 180–201, Island Press, Washington.

Prach K., Bastl M., Konvalinková P., Kovář P., Novák J., Pyšek P., Řehounková K. & Sádlo J. (2008): Sukcese vegetace na antropogenních stanovištích v České republice – přehled dominantních druhů a stadií. – Příroda, Praha 26: 5–26.

Prach et al. (2009): Ekologie obnovy narušených míst I.–VI. – Živa 2009: 22–24, 68–72, 165–168, 212–215, 262–264.

Prach K., Lencová K., Řehounková K., Dvořáková H., Jírová A., Konvalinková P., Mudrák O., Novák J. & Trnková R. (2013): Spontaneous vegetation succession at different central European mining sites: a comparison across seres. – Environmental Science and Pollution Research 20: 7680–7685.

Prach K., Jongepierová I, Řehounková K. & Fajmon K. (2014): Restoration of grasslands on ex-arable land using regional and commercial seed mixtures and spontaneous succession: Successional trajectories and changes in species richness. – Agric. Ecosyst. Environ. 182: 131–136.

Řehounek J., Řehounková K., Tropek R. & Prach K. [eds]



Obr. 10. Zarůstající bývalá tzv. železná opona poblíž Rozvadova. (K. Prach)

(2015): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. 2. vydání. – Calla, České Budějovice.


Tropek R. & Prach K. (2012): Místa narušená těžbou. Úvod. – In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. [eds], Ekologická obnova v České republice, pp. 89–93. AOPK, Praha.

Tropek R. & Řehounek J. (2012): Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management. – ENTÚ AV ČR & Calla, České Budějovice.

Wittek P. (2017): Spontánní obnova drobných mokřadů na orné půdě. – Ms.; dipl. pr., depon. in Přírodovědecká fakulta JU, České Budějovice.

Obnova, početnost a význam vodních biotopů na výsypkách Mostecka

Jiří Vojar, Jana Doležalová & Milič Solský

Lokalizace	 Severočeská/Mostecká hnědouhelná pánev, okresy Chomutov, Most, Teplice, Ústí nad Labem, 50° 23'–50° 38' N, 13° 17'–13° 56' E; nadmořská výška ca 250 m
Ochrana přírody	část území PP, regionální biocentrum, EVL
Obnovená plocha	17 vnějších výsypek o rozloze ca 85 km²
Finanční podpora	bez přímé finanční podpory

Abstrakt

Povědomí o ekologickém významu a ochrannářském potenciálu těžbou dotčených území je mezi ochranáři i vědci v posledních desetiletích čím dál vyšší. Především pak území ponechaná svému vývoji představují stanoviště typická značnou druhovou diverzitou a refugia pro ohrožené druhy včetně obojživelníků. V rámci předkládaného příspěvku jsme nejprve zhodnotili parametry vodního prostředí na technicky rekultivovaných a nerekulitovaných výsypkách v Severočeské hnědouhelné pánvi. Zaměřili jsme se zejména na vlastnosti vodních biotopů důležité z pohledu obojživelníků. Bylo potvrzeno, že na sukcesních výsypkách vznikají vodní plochy mnohem vhodnějších parametrů než na technicky upravených plochách. Dále jsme rekultivované a nerekulitované výsypky porovnali z hlediska druhové diverzity obojživelníků a početnosti modelového druhu, skokana štíhlého (*Rana dalmatina*). Průměrný počet druhů, podíl obsazených vodních ploch obojživelníky i početnost skokana byla průkazně vyšší na sukcesních výsypkách. I přes nesporný ekologický význam post-těžebních území ponechaných svému vývoji je však v České republice stále uplatňována důsledná technická rekultivace těchto ploch, jež ničí cenné biotopy včetně jedinců a populací, obojživelníky nevyjímaje, a vytváří uniformní prostředí s mnohem nižším ochrannářským potenciálem.

Popis lokality

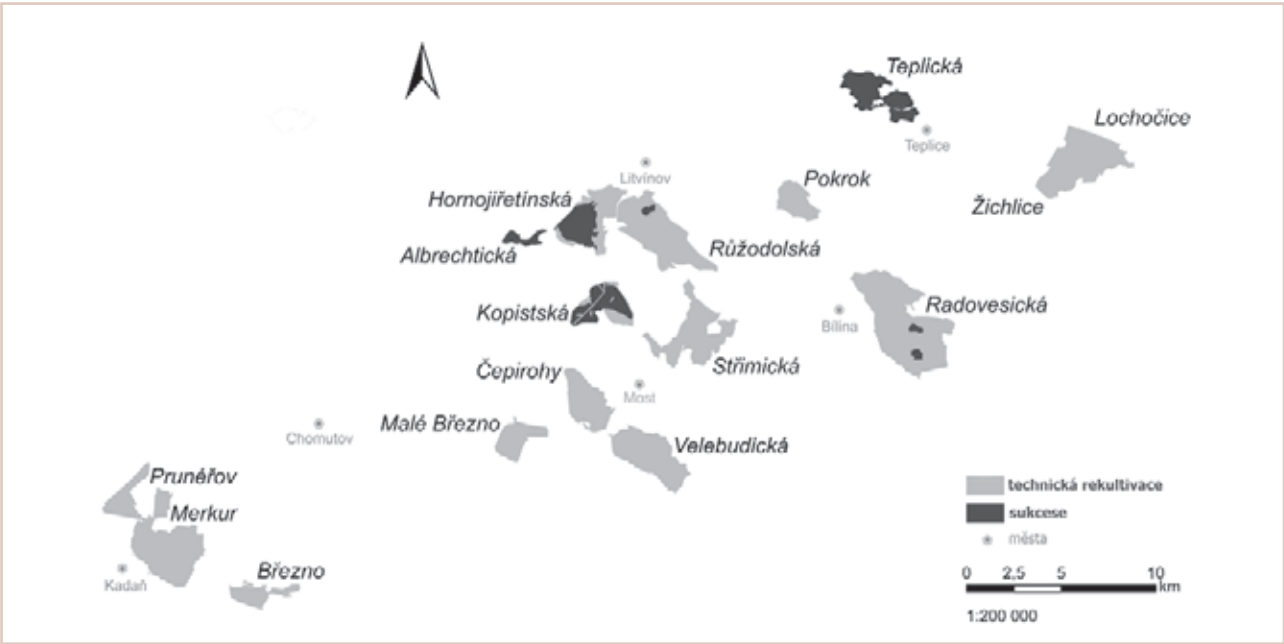
Výsypky jsou zpravidla velmi rozsáhlé útvary, často o rozlohách stovek hektarů, vzniklé sypáním nadložního materiálu při povrchové těžbě hnědého uhlí. Vyplňují značnou část podkrušnohorských pánví na Mostecku a Sokolovsku. Podobně jako další člověkem vytvořená prostředí, např. lomy a pískovny, bývají spontánně osidlovány organismy z okolní krajiny. Zejména technicky neupravené části výsypek ponechané svému vývoji jsou pro řadu druhů velmi významné, neboť se zde spontánně vytváří značně rozmanité prostředí s různými typy mokřadních a terestrických biotopů i sukcesních stádií (do 60 let).

Diverzita podmínek prostředí na hnědouhelných výsypkách je dána způsobem jejich založení. V případě povrchové těž-

by hnědého uhlí je nadložní zemina sypána zakladači do víceméně pravidelných, avšak vertikálně značně členitých tvarů (Obr. 1). Členitá morfologie podmiňuje heterogenitu stanovišť – v terénních depresích se na špatně propustném podloží třetihorních jíílů vytváří vodní plochy rozmanitých podob a velikostí; výše položené partie jsou často naopak xerothermního charakteru (Obr. 3). Kromě již zmíněných vodních ploch, tzv. nebeských jezírek, vznikají další vodní biotopy při patě výsypky, kde je voda vytlačována na povrch obrovským tlakem nasypaného tělesa. Ty mají důležitý význam při osídlování výsypek – slouží totiž jako tzv. nášlapné kameny. Heterogenitu vodního prostředí zvyšují zatopené příkopy či odvodňovací strouhy a četné drobné vodní plochy vytvářené pojezdy těžké techniky. Nevhodnou technickou rekultivací se ovšem biologická hodnota těchto území zásadně snižuje, kdy namísto širokého spektra vodních biotopů je na výsypkách ponecháno či vybudováno několik větších vodních nádrží,



Obr. 1. Členitá morfologie hnědouhelných výsypek je dána způsobem jejich založení a podmiňuje pestrost stanovišť, která zde vznikají. Vnitřní výsypka lomu Šverma v rané fázi sukcese. (M. Hendrychová)



Obr. 2. Situace. Přehled výsypek na Mostecku zahrnutých do porovnání parametrů vodního prostředí, druhové diverzity a početnosti obojživelníků. Převzato z Doležalová et al. (2012a), upraveno.

povrch výsypek je odvozen a následně zpravidla zemědělsky či lesnicky rekultivován (Obr. 5).

Cíle obnovy

Podpora diverzity biotopů na výsypkách, jež následně podmiňuje druhovou diverzitu a výskyt vzácných a ohrožených druhů, vázaných na iniciační sukcesní stádia. Kombinací spontánního vývoje a vhodných způsobů rekultivací vytvoření mozaiky rozmanitých biotopů v různých fázích sukcesního vývoje.

Cíle sledování

Porovnání technicky rekultivovaných ploch výsypek s částmi výsypek, které byly z různých důvodů ponechány přirozené sukcesi. Konkrétně byly sledovány: (a) parametry vodních ploch, jako např. rozloha, hloubka či zastoupení vegetace, ale i množství a propojení (vzájemná vzdálenost) vodních biotopů, (b) druhová diverzita obojživelníků včetně porovnání početnosti modelového druhu, skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) (Obr.4).

Metodika sledování

Porovnání parametrů vodních biotopů

Identifikace všech vodních biotopů na základě systematického terénního šetření byla provedena na 17 plošně nejrozsáhlejších mosteckých výsypkách o celkové rozloze 84,3 km², v rámci kterých bylo vylíšeno 14 částí technicky rekultivovaných výsypek a 6 částí výsypek ponechaných spontánnímu vývoji (Obr. 2). Celkově bylo nalezeno 924 vodních ploch, 694 na technicky nerektulivovaných a 230 na technicky rekultivovaných výsypkách. Každá vodní plocha byla lokalizována souřadnicemi. Kromě toho byly popsány její vlastnosti s významem pro obojživelníky, a to na třech různých úrovních: (a) charakteristiky samotné vodní plochy (rozloha, max. hloubka, sklon břehů, oslunění vodní hladiny, pokryvnost vodní vege-

tací); (b) převažující typ okolního biotopu (např. lesní porosty, mokřady, travní porosty) a provedení či neprovedení technických rekultivací v okolí vodní plochy, (c) počet vodních ploch ve vzdálenosti do 300 m. Pomocí log-lineárních modelů pak byly následně porovnány počty vodních ploch (vysvětlovaná proměnná) mezi kategoriemi výše uvedených charakteristik, coby vysvětlujících proměnných.

Porovnání druhové rozmanitosti a abundance

Diverzita a početnost obojživelníků byly zjišťovány na 13 ze 17 plošně rozsáhlejších výsypek Mostecka, kde bylo nalezeno celkem 890 vodních biotopů. Z těchto bylo náhodně vybráno 176 vodních ploch, 98 na sedmi technicky rekultivovaných částech výsypek a 78 na šesti částech výsypek bez technické rekultivace. Na každé z vybraných vodních ploch



Obr. 3. Na výsypkách ponechaných spontánnímu vývoji se vytváří množství rozmanitých vodních ploch. Technicky neupravená část Radovesické výsypky. (M. Hendrychová)

byly provedeny dvě kontroly, v rámci kterých byly standardizovanými metodami popsány charakteristiky prostředí (viz výše), dále zjišťována přítomnost obojživelníků a početnost modelového druhu skokana štíhlého (na základě sčítání jeho snůšek). Druhová diverzita obojživelníků, vyjádřená počtem druhů na vodní plochu, a dále početnost skokana štíhlého, byly mezi technicky rekultivovanými a nerektulivovanými částmi výsypek porovnány pomocí zobecněných lineárních modelů v programu R. Vliv vlastností prostředí na přítomnost obojživelníků byl testován pomocí kanonické korespondenční analýzy (CCA) v rámci programu Canoco for Windows 4.5.

Výsledky

Porovnání parametrů vodních biotopů

Celkový podíl vodní plochy i počet jezírek jsou mnohonásobně vyšší u výsypek ponechaných spontánnímu vývoji. Díky značnému počtu vodních ploch na nerektulivovaných výsypkách jsou si zde jednotlivá jezírka blízká, a tím pro obojživelníky dosažitelná, což vytváří předpoklady pro rozvoj rozsáhlých životaschopných (meta)populačních struktur ve volné krajině nevidaných. Kupř. na Hornojiřetínské výsypce se do 300 m od každého z jezírek nachází v průměru 18 dalších vodních ploch, z nichž většina je obojživelníky obsazena. Kromě toho



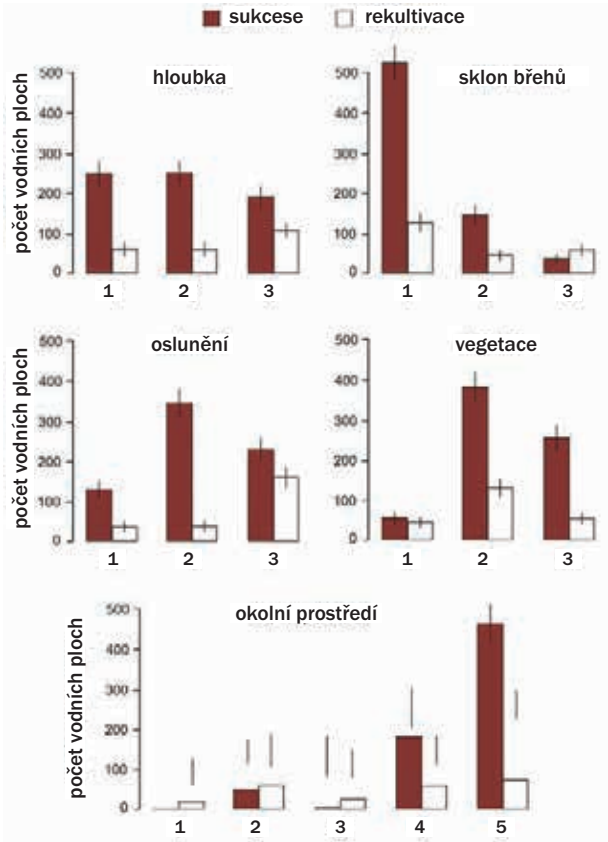
Obr. 4. Jedním z nejčastějších druhů obojživelníků na mosteckých výsypkách je skokan štíhlý (*Rana dalmatina*). (J. Doležalová)

vykazovaly vodní plochy na výsypkách ponechaných sukcesi vhodnější vlastnosti z pohledu obojživelníků – převládají zde menší jezírka s pozvolnými sklony břehů a částečně vytvo-

Tab. 1. Vlastnosti vodního prostředí a početnost skokana štíhlého na technicky rekultivovaných (TR) a nerektulivovaných (N) výsypkách (VP) Severočeské hnědouhelné pánve.

Legenda: Rek. – typ rekultivace: T = technická, L = lesnická, ZOP = zemědělská – orná půda, ZTP = zemědělská – trvalý travní porost, H = hydrická, S = přirozená sukcese; VB – vodní biotop; VB/VP [%] – poměr celkové rozlohy VB a rozlohy dané VP; n – počet. Převzato z Vojar et al. (2012).

Název výsypky	Rek.	Rozloha VP [ha]	Rozloha VB [ha]	VB / VP [%]	Prům. rozloha VB [ha]	n VB	n VB / ha VP	n snůšek	n snůšek / ha VP
Technicky rekultivované části výsypek									
Březno	T, L, ZOP	231,36	1,61	0,70	0,40	4	0,02	0	0
Čepirohy	T, ZOP, L	496,77	9,66	1,94	0,25	39	0,08	15	0,03
Hornojiřetínská – TR	T, L, H	351,28	16,37	4,66	2,05	8	0,02	24	0,07
Kopistská – TR	T, ZOP, ZTP	119,94	4,74	3,95	2,37	2	0,02	0	0
Lochočice	T, ZOP, L	847,81	2,13	0,25	0,30	7	0,01	8	0,01
Malé Březno	T, L, ZOP	306,62	1,35	0,44	0,23	6	0,02	0	0
Merkur	T, L, ZOP	100,45	3,97	3,95	0,23	17	0,17	0	0
Pokrok	T, L, ZOP, ZTP	289,39	5,28	1,83	0,53	10	0,03	75	0,26
Pruněřov	T, L, ZOP	261,31	4,67	1,79	0,67	7	0,03	5	0,02
Radovesická – TR	T, ZOP, L	1483,00	14,34	0,97	0,42	34	0,02	136	0,09
Růžodolská – TR	T, L, ZTP	952,99	33,52	3,52	0,44	76	0,08	298	0,31
Střimická	T, L, ZOP	743,55	16,98	2,28	1,41	12	0,02	0	0
Velebudická	T, L, ZOP	729,32	1,32	0,18	0,16	8	0,01	0	0
Žichlice	T, L	103,35	0	0	0	0	0	0	0
Rekultivace – průměr		501,22	8,28	1,89	0,68	16,43	0,04	40,07	0,06
Technicky nerektulivované části výsypek									
Albrechtická	L, S	89,85	0,24	0,26	0,01	26	0,29	54	0,60
Hornojiřetínská – N	L, S	352,71	33,40	9,47	0,14	242	0,69	1488	4,22
Kopistská – N	L	359,06	14,64	4,08	0,04	334	0,93	1294	3,60
Radovesická – N	S	57,34	5,42	9,45	0,09	61	1,06	63	1,10
Růžodolská – N	L, S	31,28	1,76	5,61	0,15	12	0,38	41	1,31
Teplická	L	519,31	23,58	4,54	1,24	19	0,04	399	0,77
Sukcese – průměr		234,93	13,17	5,57	0,28	115,67	0,57	556,50	1,93



Obr. 5. Porovnání počtů vodních ploch nalezených na sukcesních (tmavé sloupce) a technicky rekultivovaných (prázdné sloupce) částech výsypek. Hloubka (maximální hloubka vodní plochy): 1 = méně než 0,5 m; 2 = 0,5–1,5 m; 3 = nad 1,5; sklon břehů: 1 = méně než 30°, 2 = 30–55°, 3 = nad 55°; oslunění (v % povrchu vodní hladiny): 1 = méně než 5 %, 2 = 5–75 %, 3 = nad 75%; vegetace: viz oslunění; okolní prostředí: 1 = iniciální sukcesní stádia, 2 = zemědělsky obhospodařované plochy, 3 = trvalé travní porosty, 4 = lesostep, 5 = lesní porosty. Převzato z Doležalová et al. (2012a), upraveno.

řenou vodní vegetací – než vodní plochy vytvářené v rámci technických rekultivací. Ty jsou naopak typické větší rozlohou i hloubkou a strmějšími sklony břehů, které omezují rozvoj litorální vegetace (Obr. 5, Tab. 1).

Porovnání druhové rozmanitosti a abundance

Celkově bylo na mosteckých výsypkách zjištěno 9 z celkové počtu 21 našich druhů obojživelníků. Většina zjištěných druhů se vyskytovala v obou typech výsypek, nicméně podíl obsazených vodních ploch těmito druhy byl zpravidla vyšší na výsypkách ponechaných přirozené sukcesi. Například skokan štíhlý byl zaznamenán na 60 % vodních ploch výsypek bez technické rekultivace, zatímco na rekultivovaných výsypkách byl přítomen pouze v 21 % těchto biotopů. Podobně tomu bylo u čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*): 31 vs. 20 %, kuňky obecné (*Bombina bombina*): 21 vs. 12 % či skokana skřehotavého (*Pelophylax ridibundus*): 62 vs. 49 %. Jediným druhem, který byl zaznamenáván častěji na rekultivovaných výsypkách, byla ropucha obecná (*Bufo bufo*): 5 vs. 10 % obsazených vodních ploch. Ropucha je ovšem známa jako druh s nepříliš vyhraněnými nároky na prostředí a je schopna se rozmnožovat v různých typech vodních ploch.

Diverzita obojživelníků byla vyšší na sukcesních než na technicky rekultivovaných částech výsypek (v průměru 1,95 vs. 1,2 druhů na vodní plochu). V rámci nerekulitovaných výsypek bylo obojživelníky obsazeno průkazně více vodních ploch (88,5 %) než na výsypkách po technické rekultivaci (69,4 %). Ještě markantněji se vhodnější parametry vodních ploch na sukcesních výsypkách projeví v abundanci skokana štíhlého; průměrný počet snůšek na vodní plochu byl na sukcesních výsypkách oproti výsypkám rekultivovaným zhruba šestinásobný (9,05 vs. 1,65 snůšek), v přepočtu na jeden ha vodní plochy dokonce více než třicetnásobný (1,93 vs. 0,06 snůšek), viz Tab. 1.

Závěry

Na výsypkách bez technické rekultivace vzniká díky členitému reliéfu terénu pestřejší prostředí a vyskytuje se zde více vodních ploch s vhodnými vlastnostmi pro obojživelníky, což vede k jejich vyšší diverzitě i početnosti. K podobným závěrům dospěly i další studie věnované jednotlivým taxonomickým skupinám v různých typech post-těžebních území (např. Harabiš et al. 2013, Hendrychová et al. 2008, Hodačová & Prach 2003, Holec & Frouz 2005, Prach & Hobbs 2008, Šálek 2012, Tropek et al. 2010). Naše výsledky tak jen potvrzují vysoký ochranný potenciál těžbou dotčených území, který je však v našem prostředí stále ještě využíván nedostatečně (Řehounek et al. 2010, Tropek & Řehounek 2010, Zavadil et al. 2011).

Text tohoto článku vychází z původních vědeckých prací Doležalové et al. (2012a) a Vojara et al. (2016a), prezentovaných rovněž odborné veřejnosti v časopisech Ochrana přírody (Vojar et al. 2012, Doležalová et al. 2012b) a Fórum ochrany přírody (Vojar et al. 2016b), kde lze nalézt další informace k tomuto tématu.

Literatura

- Doležalová J., Vojar J., Smolová D., Solský M. & Kopecký O. (2012a): Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. – *Ecological Engineering* 43: 5–12.
- Doležalová J., Vojar J. & Solský M. (2012b): Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou. – *Ochrana přírody* 5: 10–13.
- Harabiš F., Tichánek F. & Tropek R. (2013): Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. – *Ecological Engineering* 55: 51–61.
- Hendrychová M., Šálek M. & Červenková A. (2008): Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. – *Journal of Landscape Studies* 1: 169–187.
- Hodačová D. & Prach K. (2003): Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. – *Restoration Ecology* 11: 1–7.
- Holec M. & Frouz J. (2005): Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. – *Pedobiologia* 49: 345–357.
- Prach K. & Hobbs R. J. (2008): Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. – *Restoration Ecology* 16: 363–366.




Obr. 6. Při technických rekultivacích je terén zarovnan, odvodněn a případně zúrodněn navezením ornice. Ve vrchní části obrázku z Radovesické výsypky je vidět prostředí vzniklé spontánní sukcesí, ve spodní výsledek technické rekultivace. (M. Hendrychová)

- Řehounek J., Řehouňková K. & Prach K. [eds] (2010): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. – Calla, České Budějovice.
- Šálek M. (2012): Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. – *Journal of Applied Ecology* 49: 1417–1425.
- Tropek R. & Řehounek J. [eds] (2011): Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management. – ENTÚ BC AV ČR & Sdružení Calla, České Budějovice.
- Tropek R., Kadlec T., Karešová P., Spitzer P., Kočárek P., Malenovský I., Baňář P., Tuř I. H., Hejda M. & Konvička M. (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. – *Journal of Applied Ecology* 47: 139–147.

- Vojar J., Doležalová J. & Solský M. (2012): Hnědouhelné výsypky – nová příležitost nejen pro obojživelníky. – *Ochrana přírody* 3: 8–11.
- Vojar J., Doležalová J., Solský M., Smolová D., Kopecký O., Kadlec T. & Knapp M. (2016a): Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. – *Ecological Engineering* 90: 278–284.
- Vojar J., Doležalová J. & Solský M. (2016b): Obojživelníci na výsypkách. – *Fórum ochrany přírody* 1: 20–22.
- Zavadil V., Sádlo J. & Vojar J. [eds] (2011): Biotopy našich obojživelníků a jejich management. – AOPK ČR, Praha.

Obnova ekosystémů na sokolovských výsypkách pomocí sukcesních procesů

Ondřej Mudrák & Jan Frouz

Lokalizace	 Okres Sokolov; 50° 9' – 50° 16' N, 12° 30' – 12° 46' E; nadmořská výška 500–650 m
Ochrana přírody	na části regionální biocentrum
Obnovená plocha	300 ha
Finanční podpora	bez přímé finanční podpory na realizaci, podpora nezbytného žádoucího monitoringu v řádu do jednotek tisíc Kč/ha ročně

Abstrakt

Povrchová těžba hnědého uhlí představuje značný zásah do krajiny, který ničí původní ekosystémy ve velkém prostoro-
vém měřítku. Příspěvek shrnuje poznatky z dlouhodobého
výzkumu asistované i spontánní obnovy těchto ekosystémů
v post-těžební krajině.

Výchozí stav

Od 50. let dvacátého století do současnosti se na Sokolov-
sku těží uhlí v povrchových dolech (Frouz et al. 2007). Uhlí
se zde nachází místy i více než 100 m pod povrchem. K jeho
vytěžení je nutné přemístit a uložit na výsypku značné množ-
ství nadložního materiálu.

Původní ekosystémy jsou v oblasti proto buď odtěženy, nebo
překryty vrstvami hlusiny. Obnova zde začíná na holém sub-
strátu třetihorního původu, který tvoří převážně miocenní jíl
cyprisové formace (Rojík 2004).



Obr. 1. Spontánně zarostlá výsypka se zarovnaným povr-
chem 11 let od nasypání. (O. Mudrák)

Pro úspěšnou obnovu výsypky je důležitý půdotvorný proces,
jenž spontánně probíhá jak na rekultivovaných tak na nere-
kultivovaných plochách (Frouz et al. 2008, 2009). Formování
půdy ovlivňuje řada faktorů, jako velmi významná se ale jeví
interakce rostlin a půdní makrofauny, zejména žížal. Spon-
tánně se obnovující plochy mají navíc i významnou funkci
poznávací a vědeckou, protože umožňuje studium sukcese
v krajinném měřítku.

Cíle obnovy

Podpora spontánních sukcesních procesů, které zajišťují
většinu mimoprodukčních funkcí běžných rekultivovaných
ploch, jako je obnova půd, omezení eroze, zlepšení vodního
režimu včetně podpory vzácných druhů rostlin, zvířat a hub.

Metodika sledování

Sledování vývoje ekosystému probíhá komplexně a zahrnuje
většinu důležitých organismů, kteří se na vývoji ekosystému
podílejí – mikrobiální společenstva, půdní faunu, půdní řasy,
vyšší rostliny a nadzemí žijící bezobratlé i obratlovce. Sledo-
ván je i vývoj půdy. Pro studium jednotlivých skupin orga-
nismů i pro studium jednotlivých půdních parametrů se vždy
využívá standardní metodika daného oboru.

Popis opatření

Celková rozloha ovlivněná těžbou, která je nebo bude na So-
kolovsku rekultivována, je přibližně 9200 ha. Na většině této
rozlohy těžbou narušených míst se používá lesnická rekulti-
vace (přibližně 5600 ha). Různé druhy dřevin se zde sází pří-
mo do hlusinového substrátu, který není přihnojován či jinak
obohacován. Přibližně 1900 ha tvoří vodní rekultivace. Na
výsypce jsou často vytvářeny vodní plochy (zejména rybníky
o rozloze menší než 1 ha), které mají zadržet vodu a vylepšit
chemizmus vody před odtokem z výsypky (kvůli vysokému



Obr. 2. Spontánně zarostlá výsypka bez zarovnaného povrchu 11 let od nasypání. (O. Mudrák)

obsahu CaCO_3 v substrátu má voda na výsypce většinou vyš-
ší pH než v okolních tocích; Frouz et al. 2007). Většinu plochy
vodních rekultivací ale představuje zaplavování zbytkových
jám po velkolomech (stovky ha; v současnosti především vel-
kolom Medard). Ca 1500 ha je určeno k zemědělské rekulti-
vací (především tvorba pastvin výsevem jetelotravních směsí
semen). Ca 200 ha tvoří kategorie ostatních rekultivací (Štýs
et al. 2014).

Značná část rozlohy (řádově desítky ha) je ale ponechána
i spontánní sukcesi. Protože se nejedná o oficiálně uznaný
způsob rekultivace, její přesnou rozlohu statistiky neuvádějí
a je zahrnuta především v lesnických rekultivacích či v katego-
rii ostatních rekultivací. Část spontánně se vyvíjejících ploch
je zahrnuta mezi rekultivace vodní. V depresích, především
u okraje výsypky, se často spontánně vytvářejí mokřady či
volné vodní plochy. Sukcese má na sokolovských výsypkách
značný potenciál, což je patrné z nerekultivovaných ploch.

Výsledky

Vývoj půdy

Substrát je na výsypku ukládán v podobě karbonátem
(CaCO_3) stmelенých jílových hrud, které zvětrávají na stále
menší a menší lamelovité fragmenty, až se nakonec (obvykle
20–30 let od nasypání) rozpadnou na amorfní jíl (Frouz et
al. 2008). Velmi krátce po nasypání je substrát spontánně
(bez lidského úmyslného zásahu) kolonizován rostlinami.
Žížaly (druhy *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea*, *Dendro-
baena octaedra*, *Dendrodrilus rubidus*, *Lumbricus rubellus*
a *Octolasion lacteum*) kolonizují výsypku spontánně přibližně
od 15 roku po nasypání. Pravděpodobně jsou převážně při-

neseny v kořenovém balu vysazovaných semenáčků stromů
(Pižl 2001). Akumulace rostlinného opadu jako potravy žížal
a rozpad lamelovitých struktur v substrátu umožňuje rozvoj
jejich společenstev. Žížaly promíchávají opad rostlin ležící na
povrchu s minerálním substrátem a obohacují ho tak o or-
ganickou hmotu. Konzumací značného množství půdy navíc
tvoří stabilní půdní struktury, což významně ovlivňuje nejen
výživu rostlin, ale i vodní režim substrátu (Frouz et al. 2008).
Amorfní jíl totiž adhesivně váže značné množství vody, kte-
rá je zde proto pro rostliny méně přístupná. Pozvolný rozpad
lamelovitých struktur tak vede k snižování dostupnosti vody
pro rostliny. Tvorba půdních struktur (zejména stabilních
agregátů) žížalami dostupnost vody opět zlepší (Cejpek et al.
2013).

Žížalami do půdy zabudovaná organická hmota navíc zá-
sadně mění i úživnost substrátu. Čerstvě po nasypání se pH
(H_2O) tohoto substrátu pohybuje mezi 8 a 9, v průběhu suk-
cese ale klesá až k 5–6 (Frouz et al. 2008). Substrát je po-
měrně dobře zásoben fosforem (okolo 1200 mg.kg^{-1}). Kvůli
vysokému pH je však jeho dostupnost pro rostliny poměrně
nízká, v průběhu sukcese se ale zvyšuje. Zásoba celkového
dusíku je v čerstvě naspaném substrátu nízká a v závislosti
na okolních podmínkách později vzrůstá až na 1000–2500
 mg.kg^{-1} (Frouz et al. 2008, Šourková et al. 2005). Vytvoření
organo-minerálního půdního horizontu žížalami je tak zá-
sadní nejen pro rostliny, ale i pro mikrobiální společenstva
a společenstva půdní fauny, zejména pro pancířníky (Oribi-
tida), chvostoskoky (Colembola), hmyzenky (Protura), larvy
dvoukřídleho hmyzu (Diptera) a hlístice (Nematoda) (Frouz et
al. 2008).



Obr. 3. Spontánně zarostlá výsypka 29 let od nasypání zarostlá porostem vrby jívy (*Salix caprea*). (O. Mudrák)



Obr. 4. Spontánně zarostlá výsypka 46 let od nasypání, s druhově bohatším porostem. (O. Mudrák)

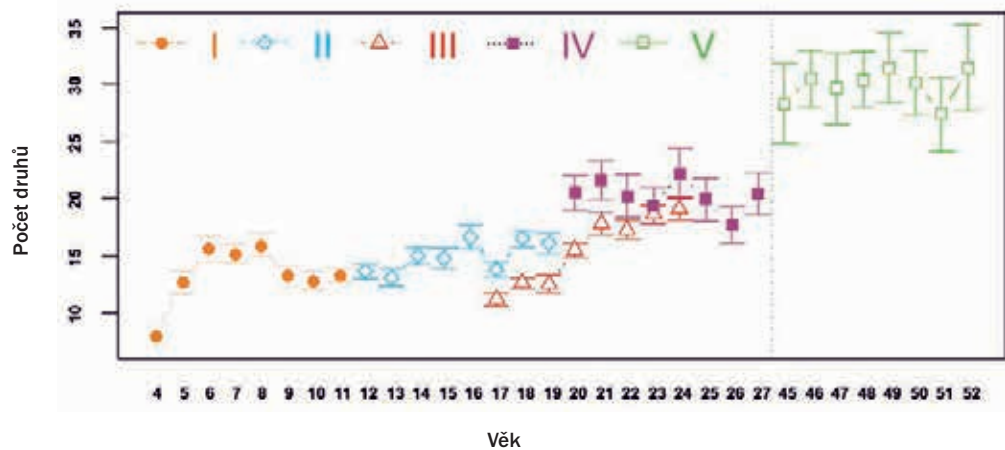
Společenstva žížal se ale značně liší mezi místy porostlými různými druhy dřevin (Frouz et al. 2009), což je zřejmě dáno zejména kvalitou jejich opadu. Opad je pro žížaly důležitým zdrojem potravy, jehož chemické složení, struktura a díky tomu i stravitelnost závisí na dominujícím rostlinném druhu (Frouz 2013). Pod některými stromy, např. ve výsadbách olše lepkavé (*Alnus glutinosa*) a olše šedé (*A. incana*), se během 28 let zformuje v půdním profilu vrstva mullového humusu (A horizont) silná v průměru 93 mm. Na nerekulitovaných plochách je půdotvorný proces pomalejší – během 28 let se zde vytvoří vrstva A horizontu v průměru 27 mm silná (Frouz et al. 2013, Mudrák et al. 2010). S postupujícím stářím ploch se však tento rozdíl snižuje a u ploch čtyřicetiletých a starších je již velmi malý.

Vývoj vegetace

Krátce po nasypání na výsypce dominují ruderalní druhy rostlin jako lipnice smáčkutá (*Poa compressa*), vratič obecný (*Tanacetum vulgare*), podběl lékařský (*Tussilago farfara*) a třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Poměrně rychle se ale uchycují i semenáčky stromů, zejména vrba jíva (*Salix caprea*), bříza bělokorá (*Betula pendula*) a topol osika (*Populus tremula*), které později na nerekulitovaných plochách dominují.

Zásadní pro raná stadia sukcese je reliéf terénu. Při nasypání substrátu vznikají díky použité technologii vlny (Obr. 1), které jsou ale dle současných (na rozdíl od dřívějších) technologických postupů krátce po nasypání zarovnaný (Obr. 2). Zvlněný terén přitom podporuje uchytávání stromů, zatímco zarovnaný terén podporuje porosty s dominancí konkurenčně zdatné třtiny křovištní (Frouz et al. 2018). Uchycení dřevin v raných fázích sukcese pak zásadně urychluje další vývoj rostlinných společenstev. Pokud se stromy neuchytí v prvních letech po nasypání substrátu, je vývoj k lesu podstatně zdlouhavější. Inventarizace vegetace čerstvě nasypných výsypky tak může výrazně napomoci určení míst s největším potenciálem pro spontánní sukcesí (Frouz et al. 2015a; Mudrák et al. 2016a).

Po 20 letech bývá stromové patro často už zapojené a dominuje tu vrba jíva, která poměrně efektivně potlačuje bylinné druhy podrostu (Obr. 3). Jak ukázal manipulativní experiment, jíva potlačuje podrost především podzemní konkurencí o živiny a vodu či jinými podzemními interakcemi. Nadzemní



Obr. 5. Vývoj počtu druhů cévnatých rostlin na pěti nerekulitovaných lokalitách lišícími se stářím. Na každé lokalitě bylo vytyčeno 10 trvalých ploch o velikosti 25 m², které byly sledovány v letech 2007–2014. Lokalita I byla nasypána v roce 2003, lokalita II v roce 1995, lokalita III v roce 1990, lokalita IV v roce 1987 a lokalita V v roce 1965. Chybové úsečky znázorňují střední chybu odhadu průměru, viz Mudrák et al. (2016).

konkurence o světlo je méně důležitá (Mudrák et al. 2016b). Později (mezi 20. a 30. rokem sukcese) jsou ale porosty jívy nahrazeny porosty břízy a osiky s bohatším podrostem. V tuto dobu taky činnost půdní makrofauny vytváří příznivější půdní podmínky. Potlačení raně sukcesních druhů jívou společně s činností makrofauny podporuje uchycení pozdně sukcesních druhů z lesních a lučních společenstev (Obr. 4). Po více než ca 40 letech vede sukcese k rozvolněnému lesu s břízou a osikou a poměrně druhově bohatým podrostem (až 51 druhů na 25 m²). V něm převažují luční druhy, jako je ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*), kostřava červená (*Festuca rubra*), jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata*) a štirovník růžkatý (*Lotus corniculatus*). Expanduje zde ale i konkurenčně zdatná tráva třtina křovištní, která potlačuje ostatní druhy (Frouz et al. 2008). Vývoj druhové bohatosti v průběhu sukcese je patrný z Obr. 5 (Mudrák et al. 2016a). Zároveň se v podrostu začínají objevovat semenáčky sukcesně pokročilých druhů dřevin, zejména dubu letního (*Quercus robur*) a buku lesního (*Fagus sylvatica*), přičemž uchycování sukcesně pokročilých dřevin je v nerekulitovaných plochách úspěšnější než v olšových výsadbách (Frouz et al. 2015a). Dalším zajímavým zjištěním je, že sukcesní plochy starší 25 let mají porovnatelnou nebo vyšší produkci dřevní biomasy než olšové rekultivace (Frouz et al. 2015b).

Na zalesněných rekultivovaných místech, kde byla již abioticky extrémnější raná sukcesní stadia překonána, souvisejí půdní podmínky spíše s produktivitou podrostu než s jeho druhovou diverzitou. Plochy s nejlépe vyvinutým půdním profilem mají podrost s největší pokryvností a produkcí biomasy, což je ale způsobeno z větší části jediným druhem, a to třtinou křovištní, jejíž pokryvnost negativně koreluje s celkovým počtem druhů v podrostu.

Při porovnání šesti typů rekultivačních výsadeb stromů (starých 20–33 let), kde každý typ výsadby byl dominovaný jedním nebo dvěma druhy dřevin téhož rodu – olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), olše šedá (*A. incana*), modřín opadavý (*Larix decidua*), smrk omorika (*Picea omorica*), smrk pichlavý (*P. pungens*), borovice pokroucená (*Pinus contorta*), borovice černá (*P. nigra*), dub letní (*Quercus robur*) a lípa srdčitá (*Tilia cordata*), se spontánně zarostlými plochami stejného stáří (porostlými zejména vrbou jívou, břízou bělokorou a topolem osikou), byl nejvyšší počet cévnatých rostlin nalezen v porostech dubu (v průměru 19 na 25 m²). Rekultivované plochy osázené dubem letním se statisticky nelišily od spontánně zarostlých ploch (v průměru 17 na 25 m²). Nejmenší počet druhů byl v olšových výsadbách (v průměru 10 na 25 m²; Mudrák et al. 2010).

Vzácné a ohrožené druhy

Výsypky, a zejména pak nerekulitované plochy ponechané sukcesnímu vývoji, hostí celou řadu vzácných a ohrožených druhů. Například ropucha krátkonohá (*Bufo calamita*) zde vytváří největší stabilní populaci v České republice. Z dalších obojživelníků tu můžeme nalézt ropuchu zelenou (*Bufo viridis*), blatnici skvrnitou (*Pelobates fuscus*), čolka velkého (*Triturus cristatus*), čolka obecného (*T. vulgaris*), čolka horského (*T. alpestris*), skokana krátkonohého (*Rana lessonae*), skokana skřehotavého (*R. ridibunda*) a rosníčku zelenou (*Hyla arborea*). Z ptáků je možno uvést chřástala vodního (*Rallus aquaticus*), slavíka modráčka (*Luscinia svecica*), bělořita šedého (*Oenanthe oenanthe*) a moudivlávka lužního (*Remiz pendulinus*) (Frouz et al. 2007). Ze vzácných a ohrožených rostlin se zde vyskytuje především kruštík bahenní (*Epipactis palustris*) a bradáček vejčitý (*Listera ovata*).



Obr. 6. Lesnická rekultivace na Sokolovsku – v popředí je rok stará výsadba modřínu (*Larix decidua*), v pozadí je 35 let starý porost modřínu vysázený obdobným způsobem. (O. Mudrák)

Nové poznatky a doporučení

Začlenění spontánně se obnovujících ploch do nově vytvářené krajiny vede ke zvýšení biodiverzity na úrovni druhů a společenstev i ke zlepšení krajinného rázu a má také velký význam poznávací. K jejich využití je však důležitá inventarizace přírodních poměrů (zejména spontánní uchycení stromů) jako podklad při praktickém plánování obnovy.

Přestože celkové náklady na spontánní sukcesí jsou významně nižší (řádově desítky tisíc Kč za hektar) než u klasické rekultivace (přibližně 0,5–1,5 milionu Kč za hektar), úspory jsou dosaženy zejména v realizační fázi. Naproti tomu projekční příprava, předchozí průzkum a následný monitoring může být u sukcese nákladnější než u klasické rekultivace.

Spontánní procesy mohou navíc ve výsypkové hlušině relativně rychle obnovit i funkce půdy, zejména pokud se podpoří druhy stromů produkující opad příznivý pro půdní makrofaunu (např. olše lepkavá). Poměrně nákladné překrytí hlušiny vrstvou organického substrátu (jak se často děje v jiných těžebních oblastech) zde proto nebylo nutné. Místa s vyvinutým půdním profilem jsou ale vhodná pro konkurenčně zdatné druhy, jako je např. tráva třtina křovištní. Podpora půdotvorných procesů tedy může vést k další expanzi této trávy či podobných druhů, což povede k potlačení druhové bohatosti rostlinných společenstev. V tomto ohledu je vhodnější podpora stromů s opadem méně příznivým pro půdní makrofaunu (např. dub letní).

Poděkování

Výzkum byl podpořen Grantovou agenturou České republiky (granty č. 17-14409S, 17-09979S, GA13-10377S, GA15-11635S a P504/12/1288) a těžařskou společností Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s. (důlní společnost), ENKI o.p.s.

Literatura

Cejpek J., Kuráz V. & Frouz J. (2013): Hydrological properties of soils in reclamation and unreclamation sites after brown-coal mining. – Polish Journal of Environmental Study 22: 645–652.

Frouz J., Popperl J., Přikryl I. & Štrudl J. (2007): Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. – Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov.

Frouz J., Prach K., Pižl V., Háněl L., Starý J., Tajovský K., Materna J., Balík V., Kalčík J. & Řehounková K. (2008): Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. – European Journal of Soil Biology 44: 109–121.

Frouz J., Cienciala E., Pižl V. & Kalčík J. (2009): Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation. – Biogeochemistry 94: 111–121.

Frouz J., Livečková M., Albrechtová J., Chroňáková A., Cajthaml T., Pižl V., Háněl L., Starý J., Baldrian P., Lhotáková Z., Šimáčková H & Cepáková Š. (2013): Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. – Forest Ecology and Management 309: 87–95.

Frouz J., Vobořilová V., Janoušová I., Kadochová Š. & Matějček L. (2015a): Spontaneous establishment of late successional tree species English oak (*Quercus robur*) and European beech (*Fagus sylvatica*) at reclaimed alder plantation and unreclaimed post mining sites. – Ecological Engineering 77: 1–8.

Frouz J., Dvorščík P., Vávrová A., Doušová O., Kadochová Š. & Matějček L. (2015b) Development of canopy cover and woody vegetation biomass on reclaimed and unreclaimed post-mining sites. – Ecological Engineering 84: 233–239.

Frouz J., Mudrák O., Reitschmiedová E., Walmsley A., Vachová P., Šimáčková H., Albrechtová J., Moradi J. & Kučera

J. (2018): Rough wave-like heaped overburden promotes establishment of woody vegetation while leveling promotes grasses during unassisted post mining site development. – Journal of Environmental Management 205: 50–58.

Mudrák O., Frouz J. & Velichová V. (2010): Understory vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. – Ecological Engineering 36: 783–790.

Mudrák O., Doležal J. & Frouz J. (2016a): Initial species composition predicts the progress in the spontaneous succession on post-mining sites. – Ecological Engineering 95: 665–670.

Mudrák O., Hermová M., Tesnerová C., Rydlová J. & Frouz J. (2016b): Above-ground and below-ground competition between the willow *Salix caprea* L. and its understorey. – Journal of Vegetation Science 27: 156–164.

Pižl V. (2001): Earthworm succession in afforested colliery spoil heaps in the Sokolov region, Czech Republic. – Restoration Ecology 9: 359–364.


Rojík P. (2004): New stratigraphic subdivision of the Tertiary in Sokolov Basin in Northwestern Bohemia. – Journal of the Czech Geological Society 49: 173–186.

Šourková M., Frouz J. & Šantrůčková H. (2005): Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). – Geoderma 124: 203–214.

Štýs S., Bízková R. & Ritschelová I. (2014): Proměny severozápadu. – Český statistický úřad, Praha.

Interakce rostliny–mravenci v obnově biotopů na opuštěných odkalištích

Pavel Kovář, Ota Rauch, Pavel Pech, Romana Prausová, Markéta Dvořáčková, Michal Štefánek & Pavel Vojtíšek

Lokalizace	 Labská niva u Chvaletic, východní Čechy, 50°02' N, 15°26' E; nadmořská výška 200 m
Ochrana přírody	bez zvláštní ochrany
Obnovená plocha	40 ha
Finanční podpora	bez přímé finanční podpory

Abstrakt

Studie pojednává o ekologicky významném fenoménu – interakci mravenců a rostlin – při spontánní ekosystémové obnově nerekulťovaného rudního odkaliště ve Chvaleticích. Mechanismy urychlující vegetační sukcesi jsou zejména distribuce semen mravenci a facilitace porostů povrchovou bioturbací (stavbou mravenčích hnízd). Výsledným efektem je zvýšení druhové diverzity rostlin na plochách osídlených mravenci.

Výchozí stav

Soustava průmyslových deponií ve Chvaleticích sestává (kromě později vzniklého struskopopílkového odkaliště u elektrárny postavené v 70. letech dvacátého století) ze tří rudních odkališť jako pozůstatku někdejší těžby pyritu v povrchovém dolu na severním okraji Železných hor. Ten byl otevřen v r. 1952. Sulfidické břidlice a odpad karbonátové Fe-Mn rudy byly hlavním vedlejším produktem při výrobě kyseliny sírové. Substrát byl v podobě zvodnělé suspenze hydraulicky transportován do sedimentačních nádrží (Kovář 2004). Chvaletický povrchový důl byl uzavřen v polovině 70. let. Po něm zbyla dvě ze tří odkališť byla rekultivována konvenčním způsobem (zčásti zemědělsky, zčásti výsadbami dřevin, Kovář 1979). Třetí, nejmladší z odkalovacích nádrží nikdy nedosáhla dovršení ukládací kapacity a její odvodněný povrch zůstal bez dalších zásahů do časných 80. let, kdy se stal objektem pro monitorování dalšího vývoje a testování spontánního osidlování organismy (Kovář et al. 2011). Nejpodstatnější změnou v postupu primární sukcese je, že nejstarším sukcesním stadiem ve vegetační mozaice odkaliště se staly porosty se stromovým zápojem (Prausová et al. 2017) ca 5 m vysokým, zpravidla s dominancí břízy bělokoré (*Betula pendula*), místy s přimíšenou břízou pýřitou (*Betula pubescens*), a topolu osiky (*Populus tremula*).

Ekotoxikologický aspekt složiště hraje významnou roli v obnově (Kovář 1990). Vysoká koncentrace těžkých kovů, extrémní hodnoty pH a velký obsah síry a fenolických látek komplikují samovolné procesy vedoucí k přirozené obnově ekosystémů (Vos & Opdam 1993, Prach et al. 2016). Povrch



Obr. 1. Povrchová krusta vzniklá retrogradací znovuotevřených míst odkaliště s viditelnou komunikační trasou mravenců rodu *Lasius*. (P. Kovář)

substrátu je periodicky a mozaikovitě pokrýván výkvěty solí (uvolňovaných ze sádrovce a jarositu). Druhotná akumulace solí je determinována délkou suchých období ve vegetační sezóně. V hlubších vrstvách profilu se pod povrchem substrátu vyvinul silně zpevněný horizont s hnědočervenými oxidy železa a sádrovcem (Rauch 2004). Nerekulťovaná depo-



Obr. 7. Spontánně zarostlá, cca 55 let stará výsypka na Sokolovsku. (K. Prach)

nie proto zůstávala dlouho bez porostu dřevin, jejichž rozvoj nebyl ovlivněn žádnými managementovými manipulacemi. V takto toxickém prostředí je diverzita cévnatých rostlin obvykle nízká. Na popsaných místech bývá povrch substrátu často pokryt biologickými půdními krustami, jež vznikají spontánně a reprezentují analogie podobné krustám, jaké jsou časté v semiaridním nebo pouštním prostředí (Evans & Johansen 1999, Hroudová & Zákravský 2004). V obou typech prostředí jsou krusty typicky tvořeny houbovým myceliem, cyanobakteriemi, řasami, lišejníky, mechy a játrovkami (Neustupa et al. 2009). Iniciální stav povrchu substrátu v této fázi odolává kolonizaci cévnatých rostlin (Palice & Soldán 2004, Pohlová 2004), protože jeho drsnost je nedosta- tečná (má extrémně nízkou schopnost intercepce a retence pro semena rostlin transportovaná větrem) a humusová vrstva půdy zcela chybí (absence biotického dusíku a fixace uhlíku). Dynamika povrchové krusty nahrává k transportní a stavební aktivitě mravenců (Jarešová 2001), kteří se stávají jedním z nejvýznamnějších faktorů přispívajících k urychlování vegetační sukcese a v případě odkališť samotných logicky také k zániku krusty a strukturování profilu substrátu (Dostál et al. 2005, Vlasáková et al. 2009, Kovář et al. 2013).

Cíle obnovy

Obnova vegetace stabilizující průmyslovou deponii toxického susbstrátu při maximálním využití přirozených procesů vege- tační sukcese.

Cíle sledování

Posouzení efektu změn v druhovém složení mravenců na ve- getační sukcesi a jejich bioturbační aktivity při povrchu sub- strátu na diverzitu rostlin a konstrukci porostů.

Metody sledování

Od 70. let dvacátého století je studována lokalita s dvěma rekultivovanými a jedním opuštěným (nerekultivovaným) rud- ním odkalištěm ve Chvaleticích (Kovář 1979, 2004, a další). Prospekce výskytu druhů mravenců na odkališti v průběhu vegetační sukcese byla opakovaně provedena v periodách 1998–2000 (povrchový kryt platů tvořený mozaikou lišejní- ků, mechorostů, bylin a keřů; Jarešová 2001, Jarešová & Ko- vář 2004) a 2011–2012 (výrazněji diferencovaná porostní mozaika včetně mladého stromového stadia; Vojtíšek 2012,



Obr. 2. Nabízecí zařízení k odběru semen exploatované mravenci rodu *Formica*. (P. Kovář)

Tab. 1. Dvě skupiny nabízených semen, první sklizená v dru- hě půli června a začátkem července, druhá na přelomu čer- vence a srpna (2011).

Nabízená semena - první skupina	Nabízená semena - druhá skupina
<i>Potentilla argentea</i>	<i>Holcus lanatus</i>
<i>Rumex acetosella</i>	<i>Hieracium laevigatum</i>
<i>Holcus lanatus</i>	<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Calamagrostis epigejos</i>	<i>Trifolium arvense</i>
<i>Trifolium dubium</i>	<i>Calamagrostis epigejos</i>
<i>Poa pratensis</i>	<i>Melilotus officinalis</i>
<i>Trifolium repens</i>	<i>Senecio jacobaea</i>
<i>Vicia hirsuta</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Picris hieracioides</i>
<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	<i>Vicia cracca</i>
	<i>Lathyrus tuberosus</i>
	<i>Cirsium arvense</i>
	<i>Centaureum erythraea</i>

Matejíček & Kovář 2015). Druhové složení mravenců bylo sledováno ve fixovaných čtvercích 10 × 10 m v každém ze sukcesních stadií vegetace. U tří nejvíce zastoupených veli- kostních kategorií mravenců se ve čtvercích zjišťovala frek- vence hnízd. V letech 1998–2001 šlo o mravence drnového (*Tetramorium caespitum*), mravence obecného (*Lasius ni- ger*) a mravence trávníkového (*Formica rufibarbis*), v letech 2011–2012 o mravence lučního (*F. pratensis*), přičemž po- slední jmenovaný druh budující kupovitá hnízda se objevil až v nejpokročilejších stadiích sukcese, tedy ve druhém ze srovnávaných období. Několikrát za vegetační sezónu (čer- ven–září) byl v blízkosti hnízd periodicky nabízen sortiment právě dozrávajících semen z okolí odkaliště (Tab. 1).

K nabídkovým pokusům byly použity série nabízecích misek se spodní hranou v úrovni půdního povrchu a s ochranným svrchním krytem. Po definované době expozice (8 hodin, tj. od 10. do 18. hod.) v rámci největší denní aktivity mraven- čích dělnic byl kvantifikován odnos semen jednotlivých dru- hů rostlin.

Dále byl srovnáván nárůst počtu rostlinných druhů při zvět- šování vzorkované plochy na části odkaliště hustě osídle- né hnízdy mravenců s částí odkaliště mravenci neosídlené (druhý případ nevylučuje sporadický výskyt hnízd v řádu jednotek, zpravidla s krátkou životností po založení mladými královnami). Aby se vyloučil jiný faktor působící na rostliny, zejména odlišnost v substrátových poměrech, byly pokusně obě plochy v náhodně uzpůsobeném designu s malými čtver- ci 15 × 15 cm osety více rostlinnými druhy z okolí odkaliště. Šlo o medyněk vlnatý (*Holcus lanatus*), víkev chlupatou (*Vi- cia hirsuta*), jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata*), psineček obecný (*Agrostis capillaris*), jetel plazivý (*Trifolium repens*), šťovík menší (*Rumex acetosella*).

Floristický soupis na obou srovnávaných plochách byl prove- den v sériích čtverců při pokaždé dvojnásobném zvětšování strany čtverce počínaje velikostí 1 × 1 m (v každé velikost- ní kategorii čtverců vždy po 4). Studium případných změn chemických parametrů substrátu v mravenčích hnízdech je v současné době prováděno Jílkovou et al. 2017 (viz též Frouz & Jílková 2008).

Výsledky

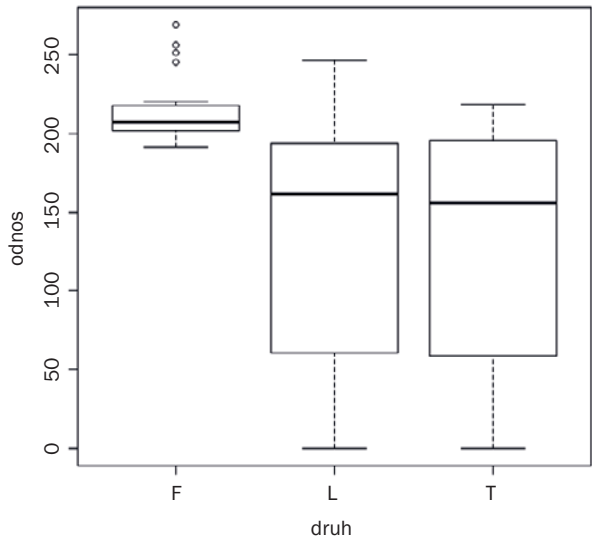
Myrmekochorie, tedy aktivita mravenců v roznosu semen, testovaná zde pomocí nabídkových misek, zohledňovala atraktivitu semen, nikoli vzdálenost jejich transportu mra- venci (misky byly umístěny vždy v bezprostřední blízkosti hnízda, aby se zabránilo odnosu konkurenčními mravenci). Nejvíce z nabídky v r. 2011 odnášel druh mravenec luční (*Formica pratensis*), tedy druh vázaný na nejstarší zatím dosažená sukcesní stadia vegetace – se stromovým patrem dřevin. Mravenec obecný a mravenec drnový se v celkové míře odnosu významně nelišili (Obr. 3). To je významný roz- díl od výsledků zjištěných stejnou metodou na téže lokalitě ve studii Jarešové (2001), kdy nejvíce odnosů pro semena všech nabízených druhů rostlin bylo (v období 1998–2000) zaznamenáno u střední velikostní kategorie mravence obec- ného. Je ovšem skutečností, že u největší velikostní kategorie (rod *Formica*) se v každém z případů jednalo o jiný druh než v analogickém pokusu z r. 1999 (potravní potřeby mohou být druhově specifické, stejně jako odlišnost ve velikosti hnízda, tedy i počtu jedinců v něm).

Sukcese mravenců za 10 let obnášela několikanásobný ná- růst jejich diversity, kdy poslední známý stav (2015) zahrno- val 24 druhů (přehled viz Tab. 2).

Mravenec loupeživý (*Formica sanguinea*), mravenec luční a mravenec stínomilný (*Lasius umbratus*) reprezentují do- časné parazitické druhy využívající hnízda již usazených pio- nýrských druhů jako jsou mravenec stepní (*Formica cunicu-*

Tab. 2. Soupis druhů mravenců na chvaletickém odkališti (2015). Zvýrazněná jména indikují druhy nezaznamenané v periodě 1998–2001.

české jméno	latinské jméno
mravenec dřevokaz	<i>Camponotus ligniperda</i>
mravenec čtyřskvrnný	<i>Dolichoreus quadripunctatus</i>
mravenec stepní	<i>Formica cunicularia</i>
mravenec otročící	<i>F. fusca</i>
mravenec trávníkový	<i>F. rufibarbis</i>
mravenec stříbřitý	<i>F. cinerea</i>
mravenec loupeživý	<i>F. sanguinea</i>
mravenec luční	<i>F. pratensis</i>
mravenec obecný	<i>Lasius niger</i>
mravenec žlutý	<i>L. flavus</i>
mravenec zploštělý	<i>L. platythorax</i>
mravenec stínomilný	<i>L. umbratus</i>
mravenec hromadný	<i>Leptothorax acervorum</i>
mravenec Gredlerův	<i>L. gredleri</i>
mravenec mechový	<i>L. muscorum</i>
mravenec žahavý	<i>Myrmica rubra</i>
mravenec rezavý	<i>M. ruginodis</i>
mravenec vrásčitý	<i>M. rugulosa</i>
mravenec písečný	<i>M. sabuleti</i>
mravenec drsný	<i>M. scabrinodis</i>
mravenec Schenckův	<i>M. schencki</i>
mravenec příživný	<i>Solenopsis fugax</i>
mravenec dlouhoostný	<i>Temnothorax crassispinus</i>
mravenec drnový	<i>Tetramorium caespitum</i>



Obr. 3. Srovnání průměrných odnosů nabízených semen při jedné nabídce (2011–2012) u tří druhů dominantních mravenců – sestupně podle velikostní kategorie (F – *Formi- ca pratensis*, L – *Lasius niger*, T – *Tetramorium caespi- tum*). (Orig. P. Vojtíšek)

laria), mravenec otročící (*F. fusca*) nebo mravenec loupeživý (*F. rufibarbis*), resp. mravenec obecný, mravenec zploštělý (*Lasius platythorax*) a příbuzných druhů k vlastnímu ovlád- nutí prostoru.

Křivky závislosti nárůstu počtu rostlinných druhů na zvětšu- jící se ploše byly získány z povrchu odkaliště, kde lze snadno detekovat rozsáhlou část s frekventovaným výskytem mra- venčích hnízd většího počtu druhů a jinou rozsáhlou část, kterou sice mravenčí dělnice navštěvují, ale hnízda zde ne- jsou nebo jen vzácně a zpravidla krátkodobě (Obr. 4).

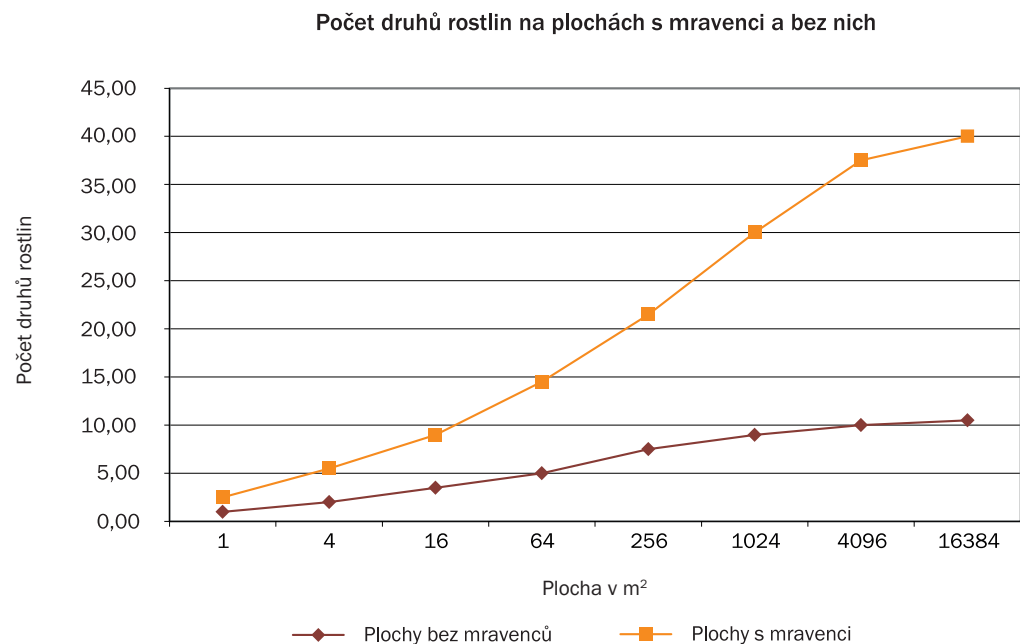
Strmost křivky je významně větší na ploše hustě kolonizova- né mravenčími hnízdy ve srovnání s plochou bez hnízd resp. s jejich sporadickým výskytem (nejvyšší počet hnízd v rámci 4 čtverců 10 × 10 m byl 30 na mravenci osídlené ploše).

Působení jiného faktoru, než je přítomnost kolonií mravenců, který by mohl být zdrojem rozdílů mezi sledovanými plocha- mi, bylo vyloučeno experimentálně: semenáče 6 vybraných rostlinných druhů z okolí odkaliště vysetých v náhodném uspořádání malých čtverců na srovnávaných plochách se etablovaly bez statisticky významného rozdílu (viz Metodika sledování).

Závěr

Po zhruba 10 letech sledování sukcesního vývoje vegetace (2011–2012) na nerekultivovaném rudním odkališti (ve srovnání s roky 1998–2001) lze konstatovat:

- Nabídkové pokusy se semeny rostlin z okolí ukázaly, že mravenci odnášejí relativně velké množství nabízených semen do svých hnízd: oproti zjištění před deseti lety, kdy nejvíce semen odebíral druh mravenec obecný, o deset let později odnesl nejvíce semen mravenec luční, který se objevil až se vznikem pokročilejších stadií sukcese, tj. s přítomností vzrostlých dřevin. Mravenec obecný a mra- venec drnový odnášeli zhruba stejné množství semen; část z transportovaných semen v blízkosti hnízd klíčí, ze



Obr. 4. Závislost počtu rostlinných druhů na rostoucí ploše na povrchovém plátě opuštěného odkaliště – v prostoru s ojedinělým výskytem mravenčích hnízd a v prostoru s vysokou hustotou mravenčích hnízd. Data z roku 2011. (Orig. P. Vojtíšek)

semenáčů část přežije a u některých druhů je schopná vytvořit životaschopnou populaci dosycující sukcesní stádia etablované vegetace, např. druhy rodu vikve (*Vicia* spp.), některé trávy apod.

- Byl zjištěn téměř dvojnásobný nárůst počtu druhů mravenců. Objevily se druhy pokročilejších sukcesních stádií, zpravidla s dočasně parazitickým způsobem života provázejícím usazování (mravenec loupeživý, mravenec luční, mravenec stínomilný). Druhy „pionýrské“ a před deseti lety hojně byly výrazně potlačeny (mravenec stepní a mravenec trávníkový, zcela zmizel mravenec stříbřitý). Rovněž o řád vzrostla celková druhová diverzita rostlin.



Obr. 5. Mravenec Schenkův (*Myrmica schenckii*) u vchodu do hnízda, komínek z trávy je pro jeho hnízda naprosto typický. (P. Pech)

- Povrch odkaliště se během deseti let stanovištně více diverzifikoval (na povrchu stále zůstávají holé plochy, které jsou svými vlastnostmi nevhodné pro růst vegetace). Před 10 lety na odkalištním plátě nebyly porosty dřevin kvalifikovatelné jako stromové, zatímco dnes na významně velké ploše, kterou v rámci porostní mozaiky zaujímají, dosahují výšky kolem 5 m.
- Plochy neosídlené mravenci (s efemérním resp. vzácným výskytem hnízd) se v počtu druhů rostlin výrazně odlišují od ploch s řádově vyšší frekvencí mravenčích hnízd, na kterých je přítomno více rostlinných druhů – hlavní příčinou nárůstu druhové bohatosti rostlin je myrmekochorie. Celkově nepřevyšovalo množství rostlinných druhů na odkalištním plátě v roce 1998 počet 10, zatímco v roce 2012 byly počty druhů rostlin zhruba 4× vyšší.
- Povrchovou krustu významněji narušují resp. její heterogenitu zvyšují mravenci s nadzemními konstrukcemi hnízd (*Formica*, *Lasius*, *Tetramorium*). Zejména v hnízdech mravenců rodu *Formica* dochází navíc k významnému obohacování substrátu dusíkem (Jílková et al. 2017).

Nové poznatky a doporučení

Přirozená stanovištní obnova na opuštěném odkališti se substrátem rudního původu ve Chvaleticích ukazuje důležitost přibývajících skupin organismů, které skládají vyvíjející se ekosystém, a v určitých stádiích sukcese jejich funkce nabývá na významu. Ve středních stádiích sukcese vegetace hrají podstatnou roli ve zvýšení diverzity rostlin a přetváření vlastností substrátu mravenci resp. myrmekochorie. V rozmezí přibližně jednoho desetiletí, kdy došlo k posunu části porostní mozaiky na odkališti od bylinné/křovinné formace ke stromovému zápoji, zvýšil se (zjevně za vydatného přispění roznosu semen mravenci) počet rostlinných druhů několikanásobně.

Souběžně s proměnou vegetace a tím i mikrostanovištních podmínek se sukcesně mění složení mravenčí entomofauny



Obr. 6. Mladá hnízdní kupa mravence lučního (*Formica pratensis*). (P. Kovář)

a s potravními preferencemi střídajících se druhů mravenců se mění též sortiment a kvantitativní proporce transportovaných semen rostlin. Do budoucnosti se dá předpokládat, že se sukcesním zráním vegetace bude oproti myrmekochorii růst význam jiných typů zoochorie (už nyní se zvyšuje vliv divokých prasat nebo ptáčích konzumentů a distributorů plodů klimaxových dřevin).

Tomu by měly odpovídat metody monitorování, ochrany a asistence při správě území. Týká se to bránění masivnější disturbance již stabilizovaného povrchu odkaliště, aby se neobnovovalo opětné zvětrávání materiálu deponovaného v hlubších vrstvách a nevracela se tak sukcese (provázená toxicitou) zpět. Stejně tak by na podporu facilitačních mechanismů sukcese mravenci mělo sloužit bránění odnosu organického opadu (listový opad dřevin, bylinná stařina), příp. doplňování mulčováním. Problémem zůstává tvorba podpovrchových krust sádrovce v hlubších vrstvách odkaliště zejména v exponovaných okrajových partiích, kde pak dochází k blokaci rozvoje kořenových systémů zejména dřevin a k následné retrogradaci rostlinného krytu.

Poděkování

Práce byla podpořena granty 206/93/2256 GA ČR, 200/1997/B/BIO GA UK v Praze, třemi grantovými projekty FRVŠ MŠMT ČR a Výzkumným záměrem MŠMT ČR 31300042.

Literatura

- Dostál P., Březnová M., Kozlíčková V., Herben T. & Kovář P. (2005): Ant-induced soil modification and its effect on below-ground biomass. – *Pedobiologia* 49: 127–137.
- Evans R. D. & Johansen J. R. (1999): Microbiotic crusts and ecosystem processes. – *Critical Reviews in Plant Sciences* 18(2): 183–225.
- Frouz J. & Jílková V. (2008): The effect of ants on soil properties and processes (Hymenoptera: Formicidae). – *Myrmecological News* 11(11): 191–199.
- Hroudová Z. & Zákravský P. (2004): The influence of the moss layer on soil surface microclimate in an abandoned ore-washery sedimentation basin. – In: Kovář P. [ed.], *Natural recovery of human-made deposits in landscape*



Obr. 7. Prostor bývalého hnízda mravence obecného (*Lasius niger*) se směsí semenáčů drobnoplodých vikví - vikve chlupaté a vikve čtyřsemenné (*Vicia hirsuta* a *V. tetrasperma*). (P. Kovář)

(Biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems), pp. 235–247, Academia, Praha.

Jarešová I. (2001): Interakce mravenců a rostlin během sukcese na opuštěném odkališti ve Chvaleticích (JV Polabí). – Ms.; dipl. pr., depon. in Ústav životního prostředí, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha.

Jarešová I. & Kovář P. (2004): Interactions between ants and plants during vegetation succession in the abandoned ore-washery sedimentation basin in Chvaletice. – In: Kovář P. [ed.], *Natural recovery of human-made deposits in landscape* (Biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems), pp. 300–310, Academia, Praha.

Jílková V., Pech P., Mihaljevič M. & Frouz J. (2017): Effects of the ants *Formica sanguinea*, *Lasius niger*, and *Tetramorium* cf. *caespitum* on soil properties in an ore-washery sedimentation basin. – *Journal of Soils and Sediments* 17: 2127–2135.

Kovář P. (1979): Geobotanické aspekty rekultivace odkaliště manganorudných a kyzových závodů Chvaletice. – *Práce a Studie, Příroda* 11: 63–78.

Kovář P. (1990): Ecotoxicological contamination processes: Interaction with vegetation. – *Folia Geobotanica a Phytotaxonomica* 25: 407–430.

Kovář P. [ed.] (2004): *Natural recovery of human-made deposits in landscape* (Biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems). – Academia, Praha.

Kovář P., Štefánek M. & Mrázek J. (2011): Responses of vegetation stages with woody dominants to stress and disturbance during succession of abandoned tailings in cultural landscape. – *Journal of Landscape Ecology* 4(2): 35–48.

Kovář P., Vojtíšek P. & Zentsová I. (2013): Ants as ecosystem engineers in natural restoration of human made habitats. – *Journal of Landscape Ecology* 6(1): 18–31.

Matejček L. & Kovar P. (2015): Computer based modeling of vegetation propagation across a disturbed space linked to GIS. – *Journal of Earth Science and Engineering* 5(7): 410–416.

Neustupa J., Škaloud P., Peksa O., Kubátová A., Soldán Z., Černá K., Prášil K., Bukovská P., Vojta J., Pažoutová M.,

Veselá J. & Škaloudová M. (2009): The biological soil crusts in Central European ecosystems, with special reference to taxonomic structure and ecology of the surface crusts at Czech ore-waste and ash-slag sedimentation industrial basins. – Novitates Botanicae Universitatis Carolinae 19/2008: 9–99.

Palice Z. & Soldán Z. (2004): Lichen and bryophyte species diversity on toxic substrates in the abandoned sedimentation basins of Chvaletice and Bukovina. – In: Kovář P. [ed.], Natural recovery of human-made deposits in landscape (Biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems), pp. 200–221, Academia, Praha.

Pohlová R. (2004): Changes on microsites of the moss *Ceratodon purpureus* and lichens *Peltigera didactyla* and *Cladonia* sp. div. in the abandoned sedimentation basin in Chvaletice. – In: Kovář P. [ed.], Natural recovery of human-made deposits in landscape (Biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems), pp. 222–234, Academia, Praha.

Prach K., Tichý L., Lencová K., Adámek M., Koutecký T., Sádlo J., Bartošová A., Novák J., Kovář P., Jírová A., Šmilauer P. & Řehouňková K. (2016): Does succession run towards potential natural vegetation? An analysis across seres. – Journal of Vegetation Science 27: 515–523.

Prausová R., Štefánek M., Rauch O. & Kovář P. (2017): Trees as ecosystem engineers driving vegetational restoration/retrogradation of industrial deposits in cultural landscape. – Journal of Landscape Ecology 10(2): 122–131.

Rauch O. (2004): Genesis and characteristics of orewaste sulphate soils at Chvaletice. – In: Kovář P. [ed.], Natural recovery of human-made deposits in landscape (Biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems), pp. 45–58, Academia, Praha.

Vlasáková B., Raabová J., Kyncl T., Dostál P., Kovářová M., Kovář P. & Herben T. (2009): Ants speed up succession from grassland towards forest. – Journal of Vegetation Science 20: 577–587.

Vojtíšek P. (2012): Vztah mravenců k primární vegetační sukcesi na skládkách průmyslových odpadů. – Ms.; dipl. pr., depon. in Ústav životního prostředí, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha.


Vos C. C. & Opdam P. [eds] (1993): Landscape ecology of a stressed environment. – Chapman & Hall, London.



Obr. 8. Mozaika sukcesně pokročilých porostů s pionýrskými dřevinami a otevřených ploch původního substrátu s viditelným zasažením v době letního přísušku (z velkého množství vyklíčených semenáčků bříz jich přežije minimum). Chvaletické rudní odkaliště, léto 2017. (Foto P. Kovář)

Obnova stanovišť kuřičky hadcové u Želivky

Hana Pánková, Zuzana Münzbergová & Karel Kříž

Lokalizace	 NPP Hadce u Želivky, 49° 41' 01" N, 15° 07' 55" E; nadmořská výška 410 m
Ochrana přírody	NPP, EVL
Obnovená plocha	850 m ²
Finanční podpora	LIFE, program ČSOP a LČR, s.p. Ochrana biodiverzity v lesích, krajinotvorné programy MŽP, Středočeský kraj

Abstrakt

Jedna z populací v České republice endemické kuřičky hadcové (*Minuartia smejkalii*) se nachází v menším zastíněném lomu s černou skládkou a vysokým podílem druhů antropogenních stanovišť. Revitalizace kombinovala prosvětlení lokality a odstranění humusové vrstvy. První etapa byla maloplošná a na druhovém složení se neprojevila. V druhé etapě byla na celé lokalitě odtěžena půda až na hadcový povrch a došlo k výraznému prosvětlení, což vedlo k obnově biotopu, zlepšení stavu populace kuřičky i ostatních cílových druhů.

Popis lokality

NPP Hadce u Želivky je tvořena dvěma odlišnými vegetačními typy: šterbinové vegetace hadcových skal a drolin a perialpidských hadcových borů společenstva svazu *Asplenion serpentini* vyskytujících se na příkrých skalnatých svazích nad vodní hladinou nádrže Švihov (Želivka). Na vrcholové plošině přechází vegetace v kulturní bor (klasifikován jako pozměněný boreokontinentální bor) svazu *Dicrano-Pinion*, v jehož bylinném patře jsou zastoupeny hadcové druhy, zejména penízek horský (*Thlaspi montanum*), mochna Crantzova hadcová (*Potentilla crantzii* subsp. *serpentina*), chrastavec hadcový (*Knautia serpentinicola*).

Jedním z významných druhů je český endemit kuřička hadcová (*Minuartia smejkalii*), která se vyskytuje pouze na dvou lokalitách (NPP Hadce u Želivky a PP Hadce u Hrnčír). Kuřička je řazena mezi zvláště chráněné druhy rostlin v kategorii silně ohrožené dle zákona č. 114/1992 Sb., přílohy č. II vyhlášky MŽP ČR č. 395/1992 Sb. Na úrovni EU patří mezi prioritní druhy podle směrnice 92/43/EHS, vyžadující zvláštní územní ochranu (příloha II) i přísnou ochranu na celém území členského státu (příloha IV). Dále je zapsána v kategorii kriticky ohrožené (C1) druhy v Černém a červeném seznamu cévnatých rostlin ČR (Procházka 2001) i aktualizovaném červeném seznamu (Grulich & Chobot 2017) a rovněž i v mezinárodním Červeném seznamu IUCN (Walter & Gillett 1997). Na mezinárodní úrovni je dále uvedena v Úmluvě o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť (Bernská úmluva, příloha I).

Ve středověku bylo popisované území odlesněné, sloužilo jako pastvina. Později se zde vyskytovaly řídké borové lesy, ve kterých taktéž probíhala pastva. V první polovině 19. století bylo zalesněno, ale pastva na příkrých skalách probíhala ještě před napuštěním nádrže. V 70. letech dvacátého století bylo hadcové území rozčleněno a jeho část nenávratně zničena dvěma stavbami – vodní nádrží Švihov (Želivka) a dálnicí



Obr. 1. Původní stav lokality v roce 2006 – černá skládka. (H. Pánková)



Obr. 2. Hadcové skály byly porostlé mechy, druhy antropogenních stanovišť. Kuříčka hadcová se nacházela pouze na hranách lomu na obnažených skalách. (H. Pánková)



Obr. 3. Obnažení hadcové horniny a prosvětlení lokality vedlo ke snížení celkové pokrývnosti vegetace, ke zvýšení podílu cílových druhů na lokalitě a zlepšení stavu populace kuříčky hadcové. (H. Pánková)

D1. S realizací obou staveb bylo spojeno opuštění původního obhospodařování skal a přilehlých lesů. Kuříčka hadcová tak byla izolována do 7 mikropopulací – 5 přirozených na svazích skal, z nichž jedna už vyhynula, a dvě na druhotně vytvořených stanovištích: na původním dálničním tělese protoktrátní dálnice a v menším selském hadcovém lomu. Selský lom vznikl na přelomu 19. století, opuštěn byl již před 2. světovou válkou. Vyvinula se zde charakteristická hadcová vegetace s kuříčkou hadcovou. V důsledku postupného zvyšování zastínění vzrostlými borovicemi začalo docházet k akumulaci opadu a postupnému překrytí hadcového podkladu humu-

sovou vrstvou. To vedlo k rozvoji vysokých travin a snazšímu uchycování dřevin. Otázkou zůstává, zda má negativní vliv změna mikroklimatu po napuštění vodní nádrže a zvyšování spadu NOx z blízké dálnice D1.

Výchozí stav

Před zahájením revitalizace byla lokalita značně zastíněna. Ve spodní části a po obvodu lomu se nacházel hustý porost smrků a borovic s příměsí dubu letního (*Quercus robur*) a krušiny olšové (*Frangula alnus*). Ve větší části lokality byla uložena černá skládka komunálního odpadu (viz Obr. 1), která způsobila obohacení půdy živinami a ruderalizaci lokality. Spodní část lokality byla velmi podmáčena. Vysoká vlhkost se projevila na velké pokrývnosti mechů, které místy kompletně porůstaly vystupující hadcové skály. Vegetace měla velmi významný podíl travin a ruderálních druhů rostlin, vyskytovala se zde např. kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), ostružiník maliník (*Rubus idaeus*), svízel přítula (*Galium aparine*), viz Obr. 2. Hadcové podloží bylo překryto vysokou vrstvou humusu. Kuříčka hadcová se zde nacházela pouze na výstupech hadcových skal po obvodu lomu (s výjimkou oblasti černé skládky, kde nebyla vůbec).

Cíl obnovy

Obnovení stanovištních podmínek vhodných pro růst kuříčky hadcové a pro rozvoj hadcové vegetace pomocí obnažení hadcového podloží a prosvětlení lokality.

Popis opatření

Revitalizace stanoviště probíhala ve dvou nenavazujících etapách. Obě realizovala ZO ČSOP Vlašim. První zásah proběhl v roce 2007, kdy byla odtěžena černá skládka z části lomu a odstraněn nálet smrků v jižní části. Tento zásah se ukázal jako nedostatečný, navíc černá skládka byla v průběhu let znovu obnovena.

Proto bylo v letech 2016–2017 v rámci projektu LIFE for Minuartia provedeno kompletní odstranění vysoké humusové vrstvy, ruderální vegetace a mechů jak ze spodní části lomu, tak i z hadcových skal (Obr. 3). Pro práce ve spodní části lomu byl využit bagr. Půda, vegetace a mechová vrstva ze skal byla odstraněna manuálně. Aby nedošlo k poškození trsů kuříček, nebyl zásah realizován v místech jejich výskytu. Dále byly vykáceny smrky a náletové dřeviny jak v jižní části lomu, tak i po jeho obvodu.

Metodika sledování

V roce 2006 v místech výskytu trsů kuříčky hadcové byly vytyčeny trvalé monitorovací plochy o rozměrech 1 × 1 m a všechny rostliny na lokalitě byly označeny štítkem. V době květu kuříčky (druhá polovina června) byli každý rok sečtení všichni jedinci a změřena jejich fitness (velikost trsu, počet kvetoucích a nekvetoucích lodyh). Na základě těchto dat byl spočítán poměr kvetoucích a nekvetoucích lodyh u kvetoucích trsů, což je parametr, který nejlépe charakterizuje stav populace (Pánková & Münzbergová 2011). Hodnocení stavu populace kuříčky hadcové vychází z metodiky monitoringu druhu (Pánková 2011).

Pro hodnocení stavu stanoviště byla každý rok na trvalých plochách odečtena celková pokrývnost bylinné vegetace, pokrývnost jednotlivých druhů rostlin, mechů, lišejníků a opadu. Jednotlivé druhy byly rozděleny na druhy antropogenních

stanovišť (charakteristické pro biotopy X či uvedené v seznamu invazních druhů, Pyšek 2012) a na druhy přírodě blízkých stanovišť, které jsou charakteristické pro zachovalé části NPP Hadce u Želivky a lze je považovat za indikátory kvality stanoviště (dále nazývané cílové). Ke každému z druhů byly přiřazeny Ellenbergovy hodnoty pro světlo, teplotu, živiny a půdní reakci (Ellenberg a kol. 1992). Z analýz byly výjmuty druhy vázané na vytvořenou vodní plochu (Ellenbergova hodnota pro vlhkost nad 6). Abiotické podmínky na lokalitě byly hodnoceny pomocí stanovení zástínu stromového patra, celkové dopadající radiace, chemického složení půdy a výšky půdního horizontu.

Hodnocení úspěšnosti zásahu kombinuje hodnocení stavu populace kuříčky hadcové a stavu stanoviště a bylo realizováno v letech 2007–2011 a 2014–2017. Vzhledem k tomu, že zásahy se projevují na celé lokalitě, není možné použít pro hodnocení dopadu zásahu klasický přístup s paralelními kontrolními bezzásahovými plochami, ale změny jsou hodnoceny v závislosti na čase.

Výsledky

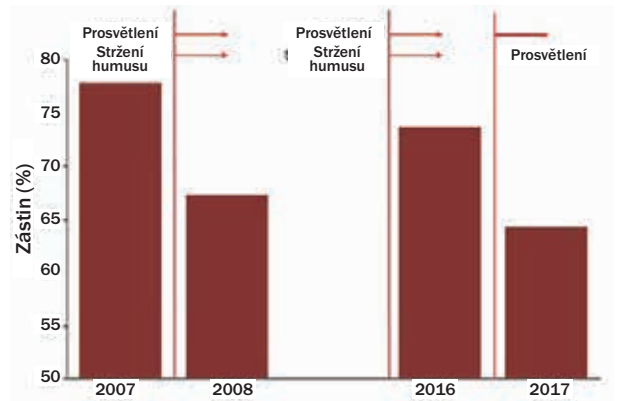
Zastínění lokality

Po prvním zásahu v roce 2007 došlo k celkovému prosvětlení lokality (Obr. 4). V průběhu následujících let se zástin lokality opět zvýšil růstem juvenilních smrků a borovic podél lomu. Značné zastínění způsobovaly i náletové dřeviny rostoucí jak přímo v lomu, tak i podél lesní asfaltové cesty. Tyto stromy byly odstraněny v rámci zásahů v letech 2016–2017 a tím se snížil zástin z více než 75 % na necelých 65 %. I přes tyto zásahy je však zastínění lokality mnohem větší než na lokalitách s nejvyšším fitness kuříčky hadcové, kde zástin dosahuje 40 % (Pánková, nepubl.).

Vegetace

Celková pokrývnost bylinné vegetace se pohybovala v letech 2007–2009 mezi 35–45 %, nicméně od roku 2010 začala stoupat až téměř k 85 %. První zásah realizovaný v roce 2007 se tedy na celkové pokrývnosti bylinného patra neprojevil. Oproti tomu rozsáhlé prosvětlení lokality a odstranění humusové vrstvy v letech 2016–2017 vedlo k rapidnímu snížení celkové pokrývnosti bylinného patra na původní hodnotu 40 %.

Relativní zastoupení druhů antropogenních stanovišť a cílových druhů (Obr. 6) i poměr jejich pokrývností byl v dlouho-

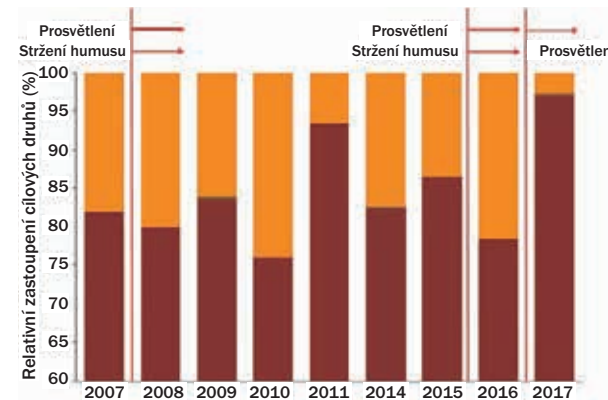


Obr. 4. Zástin stromového patra v letech 2007, 2008, 2016 a 2017.

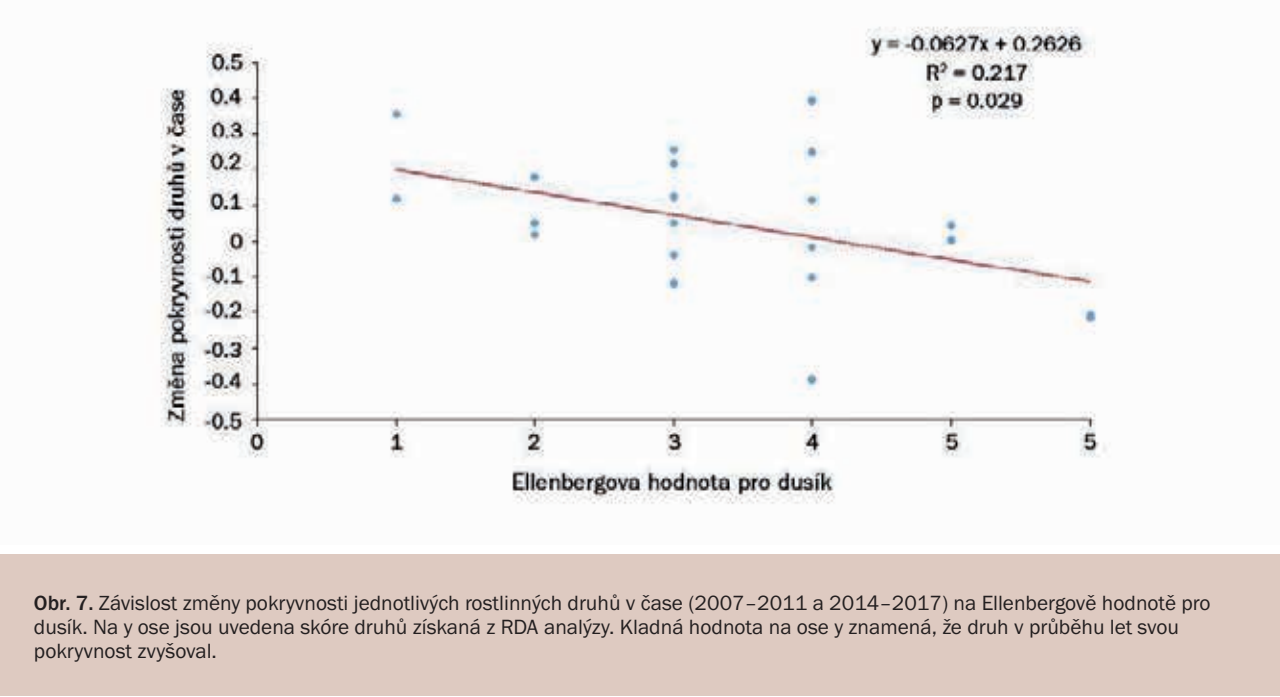


Obr. 5. Kuříčka hadcová (*Minuartia smejkalii*) (H. Pánková)

dobém horizontu velmi stabilní s přibližně 20 % zastoupením druhů antropogenních stanovišť. Výjimku tvoří pouze rok 2011, kdy došlo pravděpodobně v důsledku nízkého úhrnu srážek k navýšení pokrývnosti cílových druhů a poklesu pokrývnosti druhů antropogenních stanovišť. Následující rok se ale tento poměr opět vrátil do původního stavu. Prokazatelný vliv ($p < 0,001$) na zvýšení relativního zastoupení cílových druhů měl pouze druhý zásah, který se ale projevil až druhý rok po jeho realizaci. Tento časový posun je dán tím, že druhy antropogenních stanovišť, např. ostružiník maliník nebo psineček výběžkatý (*Agrostis stolonifera*), jsou rychlejšími kolonizátory, a tak obsadily obnažené plochy již první rok po zásahu. Tyto druhy zde však dosahovaly nízkých pokrývností. Následující vegetační sezónu se na obnažených plochách objevilo mnoho cílových druhů charakteristických pro zachovalá stanoviště, např. mochna Crantzova, chrastavec hadcový, mateřídouška časná (*Thymus praecox*), kostřava ovčí (*Festuca ovina*), bedrník obecný (*Pimpinella saxifraga*), včetně kuříčky hadcové, zatímco k dalšímu rozvoji ruderální vegetace nedocházelo. Z okolního lesa se do hadcového lomu nově rozšířil hvozdík kartouzek hadcový (*Dianthus carthusi-*



Obr. 6. Relativní zastoupení druhů antropogenních stanovišť – druhy charakteristické pro biotopy X či uvedené v seznamu invazních druhů (Pyšek 2012) (oranžové sloupce) a cílové druhy, které jsou charakteristické pro zachovalé části NPP Hadce u Želivky a lze je považovat za indikátory kvality stanoviště (hnědé sloupce).



anorum subsp. *capillifrons*). Posun v druhovém složení od druhů antropogenních stanovišť k cílovým druhům byl potvrzen i pomocí RDA analýzy a negativní závislosti změny pokryvnosti druhů v čase na Ellenbergově hodnotě pro dusík (Obr. 7). Cílové druhy mají pro dusík nízkou hodnotu, protože se vyskytují na živinami chudých stanovištích, zatímco druhy antropogenních stanovišť preferují úživnější půdu.

Populace kuřičky hadcové

Populace kuřičky hadcové byla na lokalitě dlouhodobě stabilní, nicméně poměr kvetoucích a nekvetoucích lodyh byl oproti ostatním lokalitám nízký (pouze 20–30 %). Největší počet trsů byl zjištěn v roce 2011, poté ale došlo k prudkému snížení početnosti kuřičky a omezení jejího výskytu pouze na malou část původní populace (Tab. 1). Zásah v letech 2016–2017 vedl k opětovnému rozšíření kuřičky hadcové na původní i nově vytvořené plochy na svazích i na dně lomu. Zároveň došlo k prokazatelnému ($p < 0,001$) zvýšení poměru kvetoucích lodyh k nekvetoucím na hodnotu 40 %. V roce 2017 se kuřička začala šířit i do okolního lesa v blízkosti lomu, kde ale méně kvetla.

Tab. 1. Počet trsů kuřičky hadcové na lokalitě v letech 2006–2011 a 2014–2017.

Rok	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2014	2015	2016	2017
Počet trsů	117	98	106	86	93	203	54	40	42	90

Nové poznatky a doporučení

Porovnání dopadu obou zásahů ukázalo, že v případě managementu druhů vázaných na specifický substrát je někdy nutné provést velmi razantní zásahy, které povedou k obnažení původní horniny. Tak lze docílit vytvoření vhodných „startovacích“ podmínek vedoucích následně až k obnově původních společenstev a v nich probíhajících interakcí a procesů. Razantní zásah se projevil pozitivně jak na posunu v druhovém složení směrem k přirozené hadcové vegetaci, tak i přímo na rozšíření kuřičky hadcové nejen na revitalizované části, ale i do okolního lesa. Pro hodnocení stability

obnoveného společenstva v dlouhodobém horizontu je však potřeba pokračovat v monitoringu stavu vegetace i populace kuřičky hadcové i v následujících letech.

Poděkování

Poděkování náleží vlastníkovi pozemku Obci Bernartice, který umožnil realizaci zásahů a poskytovatelům finančních prostředků, zejména projektu LIFE15 NAT/CZ/000818 a Ministerstvu životního prostředí ČR, Lesům České republiky, s.p. a Středočeskému kraji. Poděkování patří i členům ZO ČSOP Vlašim za dobrovolnickou práci při managementových zásazích.

Literatura:

Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Paulissen D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica 18 (2. vydání).

Gulich V. Chobot K. [eds] (2017): Červený seznam ohrožených druhů České republiky cévnaté rostliny. – Příroda, Praha 35: 1–178.

Pánková H. (2011): Kuřička hadcová. Minuartia smejkalii. Péče o druh a jeho lokality. – AOPK ČR, Praha.

Pánková H. & Münzbergová Z. (2011). Populační biologie a stanovištní nároky druhů z okruhu Minuartia verna agg. – In: Münzbergová Z., Černá L. & Gabrielová J., Priority druhové ochrany cévnatých rostlin. pp. 149–166, AOPK ČR, Praha.


Procházka F. [ed.] (2001): Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). – Příroda, Praha 18: 1–166.

Pyšek P. et al. (2012): Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. – Preslia 84: 155–255.

Walter K. S. & Gillett H. J. [eds] (1997): 1997 IUCN Red List of threatened plants. – IUCN, Gland a Cambridge.

Sukcese dřevin ve vojenském újezdu Hradiště

Jaroslav Vojta, Josef Brůna, Eva Horčíčková & Lucie Kačmarová

Lokalizace	 okrajové části vojenského újezdu Hradiště, zaniklá obec Tocov, 50° 18' N, 13° 05' E; nadmořská výška ca 400–700 m
Ochrana přírody	PO, EVL
Obnovená plocha	ca 15 tisíc ha
Finanční podpora	bez přímé finanční podpory

Abstrakt

V důsledku extenzifikace zemědělství dochází k opouštění poměrně rozlehlých území, na kterých vznikají křovinatá sukcesní stadia a sukcese směřuje k lesu. Tato studie ukazuje na příkladu okrajové části vojenského újezdu Hradiště, že vhodným managementem takových míst může být extenzivní pastva i zcela bezzásahový režim.

Popis lokality

Vojenský újezd Hradiště v Doupovských horách vznikl v roce 1953. Zaniklo město Doupov a více než 60 dalších sídel. Pouze část vojenského újezdu je využívána jako cvičiště, okrajové části byly ponechány svému osudu a v důsledku sukcesních změn se dřívější zemědělská krajina s mozaikou polí, luk, pastvin a lesů změnila v krajinu křovin a lesíků náletových dřevin. Na modelové lokalitě v okolí zaniklé vesnice Tocov se nejvýraznější změna odehrála v průběhu v 70. let dvacátého století (Obr. 1), kdy se dominantní složkou krajiny staly dřeviny. Od té doby se původně propojená bezlesí stávají izolovanými ostrůvky mezi souvislými porosty dřevin.

Cíle obnovy

Zajistit obnovu cenných ekosystémů umožněním, usměrněním či blokováním spontánní sukcese dřevin.

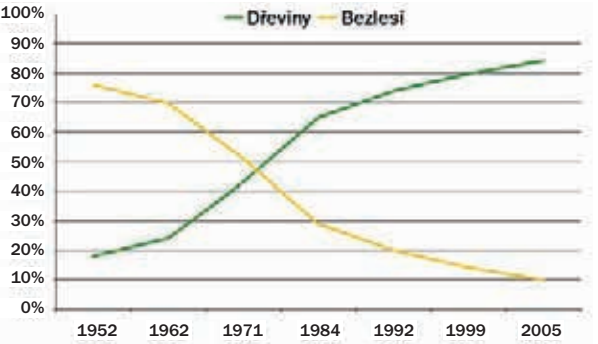
Cíle sledování

Zhodnotit, do jaké míry lze spontánní sukcesi dřevin považovat za přínosnou pro obnovu cenných ekosystémů a jak ji případně usměrňovat, blokovat či vracet zpět.

- 1. Je sukcese v opuštěné krajině pozitivním jevem z hlediska ochrany přírody?
- 2. Jaká opatření v opuštěné krajině lze navrhnout pro zachování a obnovu jejích přírodních hodnot?

Popis opatření

Spontánní sukcese.



Obr. 1. Vývoj podílu bezlesí a dřevin v okolí zaniklé obce Tocov (Brůna 2009).



Obr. 2. Strukturně bohaté lesy na bývalé zemědělské půdě. Vývraty a korunové zlomy jsou způsobeny těžkým mokřým sněhem. (J. Vojta)



Obr. 3. Lesy na místě zaniklých vesnic připomínají druhovým složením i fyziognomií lesy suťové. (J. Vojta)

Metodika sledování

Pro porovnání opuštěné a kulturní krajiny bylo provedeno síťové floristické mapování v 60 čtvercích o rozloze 25 ha (okolí zaniklých vesnic Tocov, Tunkov, Lipoltov a okolí osídlených vesnic Stráň, Krásný les, Lučiny, Svatobor, Jakubov a Osvinov (Vojta et al. 2012).

Pro zjišťování diverzity druhů a heterogenity vegetace na malém prostorovém měřítku bylo použito 133 skupin fytoecologických snímků o ploše 1 m², uspořádaných na vrcholech rovnostranného trojúhelníka o délce stran 4,33 m (Kubát 2010). Toto pozorování proběhlo jižně od zaniklé obce Tocov.

Sledování šíření lesních bylin proběhlo podrobným mapováním v 25 hektarovém čtverci severně od Tocova a extenzivně fytoecologickým snímkováním zapojených dřevinných porostů v okolí Tocova (snímky 100 m², Drhovská 2007, Vojta & Drhovská 2012).

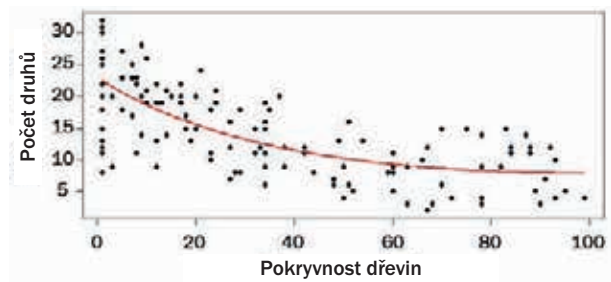


Obr. 4. Rozvolněné křoviny jsou z hlediska biodiverzity rostlin nejcenějším biotopem. (J. Vojta)

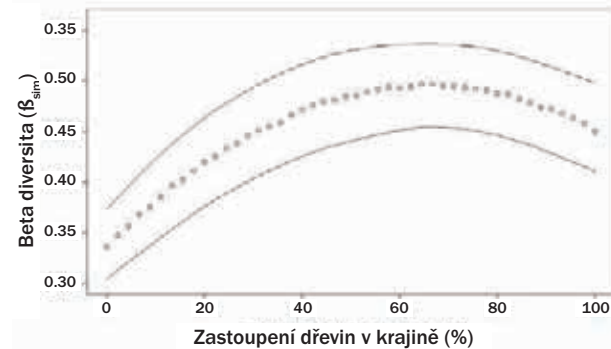
Vliv pastvy volně žijících herbivorů jelena evropského (*Cervus elaphus*), jelena siky (*Cervus nippon*), srnce obecného (*Capreolus capreolus*) a prasete divokého (*Sus scrofa*) na vegetaci je zjišťován pomocí 24 oplocenek použitých k vyloučení pastvy a kontrolní pasené plochy. Probíhá sledování vegetace na ploškách o velikosti 4 m² a objemu dřevin v každé oplocence (Horčíčková, nepublikovaná data).

Výsledky

Již 40 % zastínění podrostu křovinami způsobí pokles na polovinu počtu druhů otevřeného stanoviště (Obr. 5, Kubát 2010). Křoviny však vytvářejí mozaikovitě porosty, kde lze na měřítku několika metrů čtverečních nalézt velmi variabilní světelné podmínky, které mají za následek jemnozrnou vegetační mozaiku a vysokou beta diverzitu. Na místech bez křovin rostou světlomilné druhy jako smělek jehlancovitý (*Koeleria pyramidata*), kostřava žlábkatá (*Festuca rupicola*), čičorka pestrá (*Securigera varia*) nebo mateřídouška vejčitá (*Thymus pulegioides*). Jen o pár metrů dál najdeme na zastíněných místech druhy mezofilnější a lemové, například srhu laločnatou (*Dactylis glomerata*), válečku prapořitou (*Brachypodium pinnatum*), jetel prostřední (*Trifolium medium*), na zcela zastíněných místech pak nejčastěji kakost smrdutý (*Geranium robertianum*), kuklík městský (*Geum urbanum*) a bršlici kozí nohu (*Aegopodium podagraria*) (Kubát 2010). Prostředí křovin také vyhovuje některým vzácnějším druhům, jež se zde mohou vyskytovat i masově. Jedná se například o vstavač mužský (*Orchis mascula*), hořec brvitý (*Gentianopsis ciliata*) nebo hadí jazyk obecný (*Ophioglossum vulgatum*). Druhů kulturního bezlesí se překvapivě v opuštěné krajině zachovalo více než v okolní obhospodařované krajině. Bližší analýza ukázala, že pro opuštěné krajiny jsou typické druhy málo produktivních stanovišť (charakteristické pro sv. *Koelerio-Phleion phleoidis* či *Hyperico perforati-Scleranthion*



Obr. 5. Vliv pokryvnosti dřevin na počet druhů cévnatých rostlin na ploše 1 m².



Obr. 6. Beta diverzita v hypotetické krajině vytvořené náhodným kombinováním snímků z křovin (aspoň 10 % zástin, 1/3 všech snímků má vyšší než 40 % zástin) se snímky bezlesí. Linie představují 2,5% konfidenční interval.

perennis). Tento jev lze s největší pravděpodobností přičíst faktu, že krajiny opuštěné v poválečných letech neprošly pozdější intenzifikací zemědělství se všemi negativními jevy s tím spojenými (eutrofizace půd, expanze konkurenčně silných druhů, likvidace některých biotopů) (Vojta et al. 2012).

Při současném druhovém složení by v lokalitě byla nejvyšší různorodost vegetace, pokud by křoviny zabíraly asi 60 % plochy (Obr. 6). Důležitým předpokladem však je, aby tyto křoviny měly rozvolněný charakter – další jejich zahušťování povede k rychlému poklesu heterogenity i celkového počtu druhů. Zarůstání drobných plošek bezlesí zpomaluje pastva volně žijících kopytníků. V experimentálních oplocenkách



Obr. 7. Zvláště druhově bohaté jsou světliny v křovinách s mělkou půdou. (J. Vojta)

zabraňujících pastvě a okusu dřevin byla rychlost zarůstání křovinami trojnásobná oproti neoplocené kontrole. Dalším biotickým faktorem výrazně zvyšujícím diverzitu rostlin bezlesí jsou disturbance vzniklé činností prasete divokého (Horčíčková 2010).

Fyziognomicky i druhovým složením se od rozvolněných křovin liší husté křoviny s dominancí hlohů (*Crataegus* spp.) a pionýrské lesy s jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior*), javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*), topolem osikou (*Populus tremula*), břízou bělokorou (*Betula pendula*), na vlhkých místech i s olší lepkavou (*Alnus glutinosa*). Druhová bohatost dřevinného patra je velká, neboť se zde mísí řada druhů pionýrských s pronikajícími druhy středních sukcesních stadií a klimaxu (Vojta & Kopecký 2006). Velmi častá je kombinace křovin nebo nízkých stromů a vysokých dřevin. Porosty jsou proto velmi strukturně bohaté a dynamické. Některé pionýrské dřeviny dožívají, bývají vyvráceny větrem, případně se lámou pod vahou sněhu. Padlé stromy přitom nebývají odstraňovány. Dynamikou tak tyto pionýrské porosty připomínají pralesy. Do lesů na bývalé zemědělské půdě v Doupovských horách pronikají neobvykle rychle lesní druhy. Velmi dobře kolonizují nová stanoviště druhy jako například svízel vonný (*Galium odoratum*), ječmenka evropská (*Hordeolum europaeus*) nebo bažanka vytrvalá (*Mercurialis perennis*). Zdrojovými populacemi těchto kolonistů bývají okolní lesy nebo bývalé meze a polní kazy (Drhovská 2007, Vojta & Drhovská 2012).

Závěr

Opuštěná krajina Doupovských hor je ve středoevropském kontextu unikátní plošným rozsahem přirozených biotopů a krajinným rozměrem probíhajících sukcesních změn. Bez lidského zásahu směřují tyto změny nevyhnutelně k přirozenému strukturně bohatým lesům. Proces sukcese je ale spjat s postupným mizením světlomilných druhů. Krajinotvorná a ochranná opatření musejí směřovat k zachování mozaiky biotopů a různých sukcesních stadií, alespoň na části území umožnit zachování přirozeného průběhu sukcese a zároveň musejí být ekonomicky dlouhodobě udržitelná vzhledem k obrovskému plošnému rozsahu cenných biotopů.

Nové poznatky a doporučení

Pro zachování zdejší krajiny a její biodiverzity je potřeba kombinovat tři přístupy (které se mohou částečně překrývat):

1. Intenzivní management na lokalitách velmi vzácných a cenných druhů směřující k zachování a obnově biotopů vhodných pro konkrétní cílové druhy (týká se pouze plošně omezeného území a k jeho provedení je k dispozici množství odborné literatury).
2. Extenzivní zásahy směřující k udržení, případně lokálně i k obnově sukcesního a druhově bohatého stadia rozptýlených křovin.

Vzhledem k velké ploše rozvolněných křovin je realizovatelný pouze za předpokladu ekonomického zájmu, komplementárního s cílem přístupu. Jako velmi účinná se jeví extenzivní pastva dobytka v křovinách a řídkých lesích spojená s mírnou asanací křovin zajišťující jejich prostupnost. Taková pastva probíhá v okrajových oblastech vojenského újezdu a má dlouhodobě pozitivní účinky. Tyto porosty dnes svojí strukturou připomínají pastevní lesy. V oblastech, kde není realizovatelná pastva hospodářských zvířat, je možné počítat



Obr. 8. Strukturně bohaté lesy na bývalé zemědělské půdě. (J. Vojta)

s podporou mysliveckých činností. Jako pozitivní se zatím jeví i vytváření průseků v křovinách určených pro usnadnění lovu za předpokladu, že je zásah opakován. Při asanacích dřevin je však třeba dbát na zachování mozaikovitého charakteru porostů a zachovávat porosty na bývalých mezích, které jsou refugiem řady lesních druhů a často na nich rostou i staré stromy. Zcela nevhodné by bylo plošné odstranění křovin bez dalšího udržování bezlesí.

3. Bezzásahová strategie zachovávající sukcesí v jejím unikátním krajinném měřítku. Tento přístup je vhodné uplatnit na poměrně velkém území (až polovina bývalého bezlesí). Vznik biologicky cenných lesů zde předpokládá absenci lesnických zásahů, zejména výsadeb a velkoplošné těžby.



Obr. 9. Křoviny s hlohem a jasanem na bývalém poli. (J. Vojta)

Literatura

Brůna J. (2009): Modelování změn krajinného pokryvu v opuštěné krajině s využitím série leteckých snímků. – Ms.; dipl. pr., depon. in Ústav životního prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, Praha.

Drhovská L. (2007): Význam historické struktury krajiny pro současnou vegetaci křovin. – Ms.; dipl. pr., depon. in Katedra botaniky Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, Praha.

Horčíčková E. (2010): Vliv prasete divokého na vegetaci semixerotermních trávníků. – Ms.; dipl. pr., depon. in Ústav životního prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, Praha.

Kubát M. (2010): Vliv lokální pokrývnosti dřevinného patra na bylinnou vegetaci na malé prostorové škále. – Ms.; dipl. pr., depon. in Katedra botaniky Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, Praha.

Vojta J. & Drhovská L. (2012): Are abandoned wooded pastures suitable refugia for forest species? – Journal of Vegetation Science 23: 880–891.


Vojta J. & Kopecký M. (2006): Vegetace sekundárních lesů a křovin Doupovských hor. – Zprávy České botanické společnosti 41: 209–225.

Vojta J. (2007): Relative importance of historical and natural factors influencing vegetation of secondary forests in abandoned villages. – Preslia 79: 223–244.

Vojta J., Brůna J., Kubát M. & Drhovská L. (2012): Případová studie: Doupovské hory – biodiverzita vs. velkoplošná sukcese. – In: Machar I. & Drobilová L. [eds], Ochrana přírody a krajiny v České republice; Případové studie, pp. 212–220, Univerzita Palackého, Olomouc.

Obnova ekosystémů na orné půdě spontánní sukcesí

Karel Prach

Lokalizace		173 různých opuštěných polí v rámci celé České republiky; nadmořská výška 170–756 m
Ochrana přírody		některé lokality leží v CHKO
Obnovená plocha		ca 150 ha
Finanční podpora		bez přímé finanční podpory

Abstrakt

Studována byla spontánní sukcese na opuštěných polích v rámci České republiky a navíc v několika územích i vývoj vegetace na bývalých polích ponechaných ladem, avšak záhy pravidelně kosených. Je podán přehled pozdních sukcesních stadií, která se spontánně vytvářejí na opuštěných polích v závislosti na jejich vlhkosti, množství živin a přítomnosti nebo nepřítomnosti managementu. Ukázalo se, že ve většině případů spontánní sukcese vede k ekologicky příznivým porostům.

Výchozí stav

Spontánní sukcesí na bývalé orné půdě lze rozdělit do dvou základních skupin: (a) sukcesí bez jakýchkoliv úmyslných zásahů po opuštění pole, (b) sukcesí pod vlivem následného managementu, především kosení, občas pastvy. V první polovině 20. století se orná půda opouštěla výjimečně. V 50. až 80. letech byla opuštěna různá malá a izolovaná pole a některé špatně obhospodařovatelné části stávajících polí, většinou bez následného managementu. Hodně polí bylo opuštěno v 90. letech po rozpadu družstev a státních statků. V důsledku dotací po vstupu do Evropské unie byla tato bývalá pole z části opět zorněna, nebo na nich byla zavedena pravidelná seč nebo pastva.

Cíle sledování

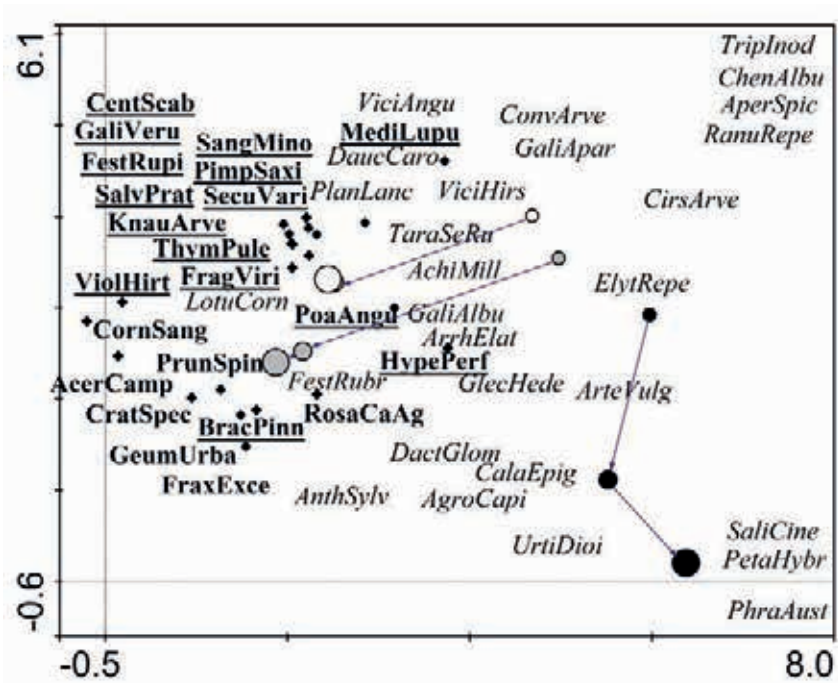
Zjistit variabilitu průběhu spontánní sukcese na bývalé orné půdě v měřítku České republiky a tuto variabilitu zhodnotit z pohledu obnovy cenných ekosystémů.

Metodika sledování

Fytocenologické snímkování vzorkových ploch 5 × 5 m na opuštěných polích o alespoň přibližně známém stáří. Excerpce dalších publikovaných nebo nepublikovaných fytocenologických snímků (celkem bylo k dispozici 282 fytocenologických snímků z bývalých polí ponechaných ladem bez následného managementu, některé plochy byly snímkovány opakovaně). Doplnění průvodních informací o faktorech pro-



Obr. 1. Bývalá pole na suchých stanovištích nemusejí zarůst kompaktními porosty dřevin. (K. Prach)



Obr. 2. Ordinace (DCA) druhů na základě 282 fytoecologických snímků zaznamenaných na opuštěných polích ponechaných bez managementu na území České republiky a zobrazení centroidů reprezentujících sukcesní stadia stará 1–10 (nejmenší velikost symbolů), 11–20 a více než 20 let (největší velikost symbolů). Černá barva symbolů odpovídá vlhké a šedá mezické sukcesní sérii, prázdná kolečka odpovídají suché sukcesní sérii. Zobrazeno je prvních 50 druhů nejlépe odpovídajících modelu. Zkratky druhů byly vytvořeny z prvních čtyřech písmen rodového a druhového jména. Tučně a podtrženě jsou vyznačeny cílové druhy charakterizující xerothermní trávníky (*Festuco-Brometea*), tučně jsou vyznačeny lesní druhy a kurzívou druhy ostatní. Spontánní sukcese běží od plevelných druhů buď ke xerothermním trávníkům, porostům dřevin nebo mokřadům v závislosti na vlhkosti stanoviště. Převzato z Prach et al. (2014).

Tab. 1. Nejčastější dominanty starších sukcesních stadií (>20 let) na opuštěných polích ponechaných spontánní sukcesi bez následného managementu. V závorce jsou uvedeny druhy, které jsou potenciální hrozbou a dominují lokálně. Částečně dle Prach et al. (2007).

opuštěná pole	suchá	mezická	vlhká
živinami chudá	<i>Pinus sylvestris</i> , (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	<i>Betula pendula</i> , <i>Pinus sylvestris</i>	chybí data
středně bohatá	<i>Festuca rupicola</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> , (<i>Calamagrostis epigejos</i>)	<i>Betula pendula</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Crataegus</i> spp.	<i>Salix cinerea</i> , <i>Alnus glutinosa</i>
živinami bohatá	<i>Bromus erectus</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i>	<i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Crataegus</i> spp., <i>Betula pendula</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> , (<i>Solidago canadensis</i>)	<i>Phragmites australis</i> , <i>Salix cinerea</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , (<i>Aster lanceolatus</i>)

středí. Zpracování ordinačními metodami a generalizovanými lineárními modely se smíšenými efekty. Doplnění vybraných informací o průběhu spontánní sukcese s následným managementem. Podrobněji jsou metodika a další podrobnosti o opuštěných polích ponechaných bez managementu uvedeny v práci Prach et al. (2014), o bývalých polích s následným managementem (pravidelné kosení) v práci Lencová & Prach (2011).

Výsledky

Rámcově lze rozlišit tři dílčí série spontánní sukcese na opuštěných polích: suchou, mezickou a vlhkou (Obr. 2). Dalším důležitým stanovištním faktorem je množství živin, kdy můžeme rámcově uvažovat živinami chudá, středně bohatá a velmi

bohatá stanoviště (Osbornová et al. 1990, Prach et al. 2007, 2014, Jírová et al. 2012). Podle kombinace těchto faktorů spontánní sukcese (bez následného managementu) většinou dospěje v našich klimatických podmínkách k porostům uvedeným v Tab. 1. Na naprosté většině opuštěných polí se dříve nebo později (většinou během druhé dekády po opuštění) zformuje porost dřevin. Nejprve jsou to většinou porosty křovin – na sušších a mezických stanovištích nejčastěji trnka obecná (*Prunus spinosa*), růže (*Rosa* spp.), hlohy (*Crataegus* spp.), na vlhkých stanovištích nejčastěji vrba popelavá (*Salix euxina*), postupně dochází i k zarůstání stromy (viz Tab. 1). Na specifických stanovištích, většinou živinami chudých, kde je nižší konkurence bylinného patra, se stromy jako bříza bělokorá (*Betula pendula*), topol osika (*Populus tremula*) nebo borovice lesní (*Pinus sylvestris*) mohou uchytit již krátce



Obr. 3. Jen na suchých stanovištích v nejteplejších oblastech státu se spontánní sukcesí mohou obnovit křovinaté stepní trávníky. Přibližně 90 let staré opuštěné pole v Českém krasu. (K. Prach)

po opuštění. Travní porosty se v našich podmínkách pouhou spontánní sukcesí bez následného managementu mohou trvale obnovit jen na velmi suchých nebo naopak velmi vlhkých stanovištích tam, kde je znemožněno uchycení dřevin, buď fyziologicky nebo konkurencí bylinného patra. Na suchých stanovištích v nejteplejších částech státu se mohou starší, spontánně vzniklé porosty svým druhovým složením blížit přirozeným stepním, velmi hodnotným porostům (Jírová et al. 2012). (Na opravdu suchých stanovištích však orná půda pochopitelně nikdy nebyla). Na opačném konci vlhkostního gradientu mohou některá bývalá pole, nebo jejich okraje, zarůst především rákosem obecným (*Phragmites australis*), který může zablokovat sukcesi evidentně na hodně dlouho.

Z hlediska ekologické obnovy jsou nežádoucí všechny porosty s dominancí nepůvodních druhů a expanzivního domácího druhu třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Druhovká diverzita takovýchto porostů je velmi nízká. Druhově chudé mohou být i některé spontánně vzniklé husté porosty dřevin, např. hlohů. I ty však mohou mít v krajině pozitivní ekologickou funkci, jako např. hnízdní biotopy, a mohou leckde vytvářet i vhodnou bariéru např. kolem intenzivně obdělávaných polí.

Naopak druhově nejbohatší bývají starší porosty na suchých, živinami středně bohatých stanovištích, které často připomínají přirozené stepní porosty. Na suchých stanovištích v nejteplejších oblastech státu, pokud nejsou příliš eutrofizována, jsou v iniciačních stadiích často přítomny vzácné a ohrožené plevelné druhy (většinou archeofyty). Jejich přítomnost je ale jen krátkodobá, mohou však přežívat v zásobě semen.

Přímá gradientová analýza celého souboru snímků v rámci České republiky (Prach et al. 2014) ukázala, že alespoň nějaký statisticky významný vliv na průběh sukcese měla vlhkost stanoviště, charakter substrátu (kyselý vs. bazický) a nadmořská výška. Generalizované lineární modely se smíšenými efekty ukázaly, že druhově nejbohatší jsou opuštěná pole v termofytiku na suchých bazických substrátech a počet druhů v průběhu sukcese rámcově stoupá. Totéž platí i pro ohrožené druhy, avšak s tím, že jejich počet v průběhu sukcese sumárně klesá (hlavně v důsledku ústupu ohrožených archeofytů). V průběhu sukcese celkově stoupá účast lesních a stepních druhů, klesá účast archeofytů, neofytů



Obr. 4. Obnova druhově bohaté louky na bývalém poli pomocí spontánní sukcese a pravidelné seče. Příklad z Bílých Karpat, stáří 25 let po opuštění pole. (K. Prach)

a synantropních druhů (Prach et al. 2014), což je v souladu s obecnými předpoklady.

V případě, že se opuštěné pole krátce po opuštění začne pravidelně kosit (ideálně jednou ročně, na živinami chudších stanovištích lze však i ob rok), zformují se poměrně rychle během pár let luční porosty, někdy i druhově pestré. Na sušších stanovištích v teplých oblastech státu to jsou porosty svazu *Bromion*, na mezických stanovištích v nižších a středních polohách porosty svazu *Arrhenatherion* a v horských oblastech porosty svazu *Polygono-Trisetion*. Pro vlhká stanoviště nemáme dostatek kvalitních dat, ale zdá se, že obnova běží směrem ke svazu *Deschampsion caespitosae*. Na příkladu většího počtu opuštěných a kosených polí v zachovalé krajině vimperského Pošumaví jsme ukázali (Lencová & Prach 2011), že po přibližně 20 letech se bývalá pole statisticky významně nelišila svým druhovým složením od trvalých luk v sousedství. To dokonce platilo i pro pole, která byla zatrávněna druhově chudou komerční travní směsí. Spontánní kolonizace lučními druhy zde probíhala poměrně rychle a úspěšně. Při analýze 82 bývalých polí v CHKO Bílé Karpaty zatrávněných komerční směsí, regionální směsí (Jongepierová 2008) a spontánně, zhruba během prvních dvou dekád se spontánně uchytilo 44 cílových druhů ze 108 (Prach et al. 2015). Jako cílové byly definovány druhy typické pro trvalé, druhově bohaté bělokarpatské louky (podrobněji k tomuto viz Jongepierová et al. v tomto sborníku).

V případě, že se opuštěné pole začne včas pást, vznikají většinou porosty s roztroušenými dřevinami, hlavně trnitými keři (hlohy, trnka, růže). Jejich hustota závisí na intenzitě pastvy a době, kdy se s pastvou začne. K bližšímu zhodnocení nám však zatím chybí podrobnější kvantitativní data.

Nové poznatky a doporučení

Spontánní sukcesí na bývalých polích, ať již s následným managementem nebo bez něj, vznikají většinou ekologicky cenné porosty. Výjimkou jsou ty s dominancí nepůvodních nebo konkurenčně silných domácích druhů (třtina křovištní). Pokud zemědělec nepotřebuje okamžitě píci, lze se téměř vždy spolehnout na spontánní sukcesi, ideálně doprovázenou pravidelným kosením nejpozději třetím rokem po opuštění pole. Zvláště v krajinách, kde dosud existují zachovalé

trvalé louky či pastviny, se obnoví travní porosty s ekologicky příznivým druhovým složením do zhruba deseti let. Takové louky jsou mnohdy z hlediska diverzity a někdy i krajinářsky lepší než náletový les spontánně vzniklý na bývalých polích bez následného managementu, i když i ten je ekologicky vhodnější než pole.

Všechny výše uvedené porosty mají významnou půdoochrannou, protierozní a filtrační funkci a zlepšují vodní bilanci krajiny v kontrastu k orné půdě. Leckde mohou být cíleně využity jako ochranné pásy, např. kolem přírodních rezervací. Vzhledem ke stále vysoké míře zornění zemědělské půdy je obnova travních porostů nebo porostů dřevin stále leckde žádoucí. Doporučit lze raději obnovu travinných porostů, které je v případě potřeby snadnější opět zornit a které méně mění krajinný ráz. Porosty dřevin ale mohou být cílem obnovy v krajinách s nízkým podílem lesa.

Poděkování

Děkuji svým spolupracovníkům, kteří se podíleli na citovaných publikacích, ze kterých je zde čerpáno, zvláště Aleně Jírové a Kamile Vítovcové. Práce vznikla s podporou grantu GA ČR 17–9979S a zdrojů Pracovní skupiny ekologie obnovy Přírodovědecké fakulty JU České Budějovice.

Literatura

Jírová A., KlauDISOVÁ A. & Prach K. (2012): Spontaneous restoration of target vegetation in old fields in a central

European landscape: a repeated analysis after three decades. – Applied Vegetation Science 15: 245–252.

JongepierOVÁ I. [ed.] (2008): Grasslands of the White Carpathian Mountains. – ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou.

Lencová K. & Prach K. (2011): Restoration of hay meadows on ex-arable land: commercial seed mixtures vs. spontaneous succession. – Grass and Forage Science 66: 265–271.

OsbornOVÁ J., KovářOVÁ M., Lepš J. & Prach K. [eds] (1990): Succession in abandoned fields. Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia. – Kluwer Acad. Publ., Dordrecht etc.


Prach K., Lepš J. & Rejmánek M. (2007): Old field succession in central Europe: local and regional patterns. – In: Cramer V. A. and Hobbs R. J. [eds], Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland, pp. 180–201, Island Press, Washington.

Prach K., Jírová A. & Doležal J. (2014): Pattern of old-field vegetation succession on a country scale. – Preslia 86: 119–130.

Prach K., Fajmon K., JongepierOVÁ I. & Řehounková K. (2015): Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. – Applied Vegetation Science 18: 181–189.

Obnova krajinných struktur na zemědělské půdě v CHKO Bílé Karpaty

Hedvika Psotová

Lokalizace	 severovýchodní část CHKO Bílé Karpaty; k. ú. Brumov-Bylnice, Jestřabí, Návojná; nadmořská výška 350–460 m
Ochrana přírody	CHKO
Obnovená plocha	84 lokalit / 614,7 ha
Finanční podpora	Operační program Životní prostředí

Abstrakt

Společnost JAVORNÍK - CZ s. r. o. se sídlem ve Štítné nad Vláří, která hospodaří dle zásad ekologického zemědělství, usiluje dlouhodobě o obnovu tradiční valašské krajiny. V rámci Operačního programu Životní prostředí byla realizována řada opatření v organizaci a využívání zemědělské půdy, zapojení nevyužívaných ploch a obnově krajinných struktur. Snahou zemědělského subjektu je navázat na tradiční formy hospodaření a umožnit zachování stávajících a obnovu dřívějších přírodních i kulturně-historických hodnot území včetně přiměřené hospodářské produkce.

Popis území

Zájmové území je od dob valašské kolonizace lučně-lesní zemědělskou krajinou. Je celkově méně příznivé pro provozování klasické zemědělské prvovýroby. Půdy jsou zde méně úrodné a podnebí je celkově drsnější, podhorského charakteru. Vývoj krajinné struktury je do značné míry spojen s hradem Brumov. Základem hospodaření byl velkostatek, okrajové, méně hodnotné pozemky pak byly pronajímány pro malovýrobní hospodářství.

Rozšiřování zemědělské půdy se dělo vypalováním a kloučením lesů, využívalo se i tzv. lesního polaření. Pro brumovské panství je charakteristické poměrně intenzivní využívání pastvy – již v roce 1528 se na panství pásala stáda valašských ovcí a koz, chovaná salašnickým způsobem.

Extenzivní způsob hospodaření se dochoval až do poloviny 20. století a zásadním způsobem přispěl k vytvoření unikátní malebné bělokarpatské krajiny s bohatě členěnou krajinnou strukturou a vysokou biodiverzitou.

V řešeném území přetrvaly dva typy plužiny:

- Nepravá traťová plužina, která se vyznačuje uspořádáním pozemků drobné držby v podélných, různě směřovaných pásech (směr lze ve většině případů odečíst z katastrální mapy či z mapy pozemkového katastru);

- Úseková plužina, charakteristická nepravidelnými tvary a uspořádáním parcel (zeleň je obvykle umístěna po hranicích parcel).

Výchozí stav

Socialistická velkovýroba představovala velmi drastický zásah do struktury krajiny, který se projevil vyprázdněním krajiny (rušení mezí, úvozů, zcelování půdy do velkých bloků), masivním nárůstem vodní eroze a snížením biologického potenciálu půd. Odlehlé, obtížněji dostupné pozemky, jejichž velkovýrobní obhospodařování se stalo nevýnosné, postupně zarůstaly náletovými dřevinami.

Od roku 1996, kdy vznikl JAVORNÍK - CZ transformací zemědělského družstva, byla v zemědělství provedena řada



Obr. 1. Polní cesta s doprovodnou zelení je významným krajinotvorným prvkem a při vhodném trasování plní i protierozní funkci. (H. Psotová)



Obr. 5. Na většině opuštěných polí se spontánní sukcesí formují porosty dřevin. Přibližně 75 let opuštěné pole v Českém krasu. (K. Prach)



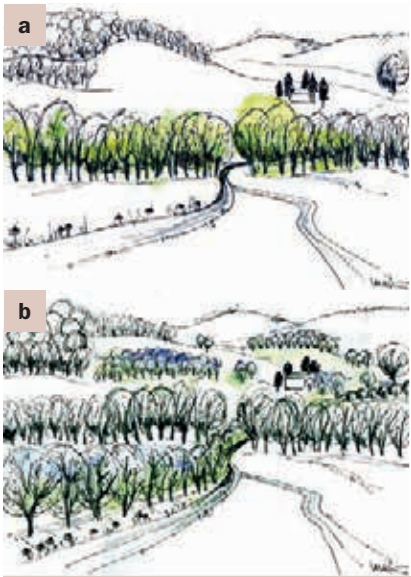
Obr. 2. Ukázka rozdělení bloku zemědělské půdy na menší celky v lokalitě Březová, Brumov-Bylnice. Liniové konturové výsadby jsou uspořádány tak, aby minimalizovaly vodní erozi, avšak zároveň umožnily i nadále velkovýrobní obdělávání půdy.

změn, zejména zavedení ekologických forem hospodaření, zatravnění problematických ploch orné půdy, managementová opatření na travních porostech ve spolupráci se Správou CHKO Bílé Karpaty, výsadba sadů apod.

Snaha hospodařit v souladu s tradičními principy se projevila v plném rozsahu v komplexním projektu obnovy krajiny, jehož 1. etapa byla realizována v letech 2013–2016. Byla zaměřena na podporu květnatých luk, revitalizaci krajinné zeleně (sady, aleje, rozptýlená zeleň) a celkovou obnovu krajinného rázu. Navrhovaná opatření byla zpracována v souladu s platným plánem péče CHKO Bílé Karpaty.

Cíle obnovy

Začlenit doposud nevyužívanou zemědělskou půdu do systému hospodaření, ochránit ornou půdu před erozí, obnovit vodní režim krajiny, vymezit specifické krajinné prvky uvnitř bloků zemědělské půdy a vytvořit systém krajinné zeleně.



Obr. 3a, 3b, 3c. Pohled na lokalitu Nad Kanajkou u Brumova v roce 1990 (a) a 2016 (b, c). Velké, vyprázdněné bloky orné půdy byly rozděleny na menší celky liniovou zelení. Byly založeny ovocné sady a do krajiny byla doplněna rozptýlená zeleň. (M. Drgáč)



Obr. 4. Nové výsadby na k. ú. Jestřabí harmonizují měřítko krajiny, tzn. vhodně doplňují stávající prvky v krajině, a zároveň označují hranice parcel. (H. Psotová)

Metodika práce

Projekt byl realizován na 3 katastrálních územích, kde bylo řešeno ca 1700 parcel na 84 lokalitách. Vedle pozemků ve vlastnictví zemědělské společnosti byly do projektu zapojeny i pozemky v soukromém vlastnictví na základě písemného souhlasu vlastníka s realizací projektu včetně 10leté udržitelnosti projektu. Uspořádání majetkoprávních vztahů představovalo jednu z velmi obtížných a časově náročných částí projektu.

Ve spolupráci s prof. Ing. Tomášem Kvítkem, CSc. byl zpracován návrh protierozní ochrany, který vychází z paměti krajiny – tradičního uspořádání pozemků, které se dochovalo až do 50. let dvacátého století.

Popis opatření

2012–2013	Projektová příprava, řešení majetkoprávních vztahů
2013/2014	Probírky a prořezávky náletů a nárostů (43 ha), ořezy přerostlých dřevin (8,8 ha), odstranění ruderalních porostů (7 ha)
2014	Založení travních porostů na orné půdě (13,7 ha), výsadby ovocných dřevin, obnova sadů (7,2 ha), management travních porostů (615 ha)
2015	Vyžínání výsadeb, kosení travních porostů, péče o výsadby
2016	Kontrola výsadeb, výchovný řez, doplnění uhybnulých dřevin

Hospodaření s dřevní hmotou

Při ořezech, mýcení a prořezávkách vznikl velký objem dřevní hmoty. Mrtvé dřevo bylo využito pro tvorbu loggerů, broukovišť, popř. snosů. Ostatní dřevní hmota byla využita jako štěpka k zamulčování nových výsadeb, při použití frézy byla zapravena do půdy.

Opatření k podpoře cenných druhů

Při probírkách a prořezávkách byly ponechávány na stanovišti především původní, perspektivní druhy dřevin (dub, lípa, javor a další), zvláštní pozornost byla věnována jedincům dřinu obecného (*Cornus mas*), pro které byl ponechán rozvojový prostor.

Nově založené plochy oseté bělokarpatskou směsí byly vyčleněny z pastevních ploch a třikrát ročně koseny. Rovněž byla vyplocena lokalita s kriticky ohroženým pastarčkem dlouholetým moravským (*Tephrosieris longifolia* subsp. *moravica*).

K podpoře cenných druhů byla na obnovených travních porostech zahájena pastva dle doporučení Mládk et al (2006)

Na vyčištěných plochách po prořezávkách se ukázal vizuálně velmi atraktivní bohatý jarní aspekt, například s prvosenkou jarní (*Primula veris*), dymnívkou dutou (*Corydalis cava*) nebo hrachorem jarním (*Lathyrus vernus*) (Obr. 7).

Opatření k obnově krajinného rázu

Výsadba krajinné zeleně byla navržena tak, aby respektovala historické struktury krajiny a současně nadále umožňovala velkovýrobní obhospodařování zemědělské půdy.

Součástí záměru byla i výsadba, resp. doplnění extenzivních ovocných sadů tvořených krajovými odrůdami tradičních ovocných dřevin a doplnění chybějících segmentů územního systému ekologické stability. Z celkového počtu téměř 2000 ks dřevin tvořily přírodní druhy 59 %, krajové odrůdy ovocných dřevin 41 % (viz Tab. 1).

Tab. 1. Přehled vysázených dřevin v kusech.

k. ú.	Brumov	Jestřabí nad Vláří	Návojná	celkem
strom ovocný	303	226	269	798
strom neovocný	475	130	118	723
křoviny	212	94	102	408
celkem	990	450	489	1929



Obr. 5. V rámci projektu byla provedena delimitace kultur, která respektuje ochranu půdy před erozí. Orná půda na vhodných stanovištích (o výměře 5 - 20 ha) při dodržení bezpečné délky svahu umožňuje produkci kvalitních zrnin a současně přispívá k žádoucí diverzitě krajiny.



Obr. 6. Rozrůstající se meze byly zúženy ořezem větví a odstraněním náletů, 2016. (H. Psotová)



Obr. 7. Jarní aspekt na vyčištěných plochách v roce 2016. (H. Psotová)



Obr. 8. Ukázka zákresu navržených opatření v k. ú. Jestřabí. Ortofoto z roku 2008 (a) před zásahem a v roce 2015 (b) po zásahu

Segment 1 - Pročištění lemu od náletů a nárostů s ponecháním perspektivních dřevin a dosadbou ovocných stromků (viz Obr. 10)

Segment 2 - Ořez přerůstajících větví stromů

Segment 3 - Odstranění náletů, vytvoření osluněného ekotonu

Segment 4 - Uvolnění starého sádku, ošetření vzrostlých a dosadba mladých dřevin

Segment 5 - Prořezávky a probírky v ekotonu



Obr. 9. Neudržovaná plocha, zarostlá náletem dřevin před zásahem roce 2013. (H. Psotová)



Obr. 10. Obnovená plocha u Jestřabí v roce 2015. (H. Psotová)

Závěr

Rozdělením půdních bloků liniovými výsadbami dřevin, obnovou segmentů historické plužiny a doplněním rozptýlené zeleně došlo k výraznému zjemnění krajinné mozaiky, ale spoň částečné obnově historických struktur a k celkovému zhodnocení krajinného rázu. Přesto je krajina zemědělsky obhospodařovaná a poskytuje ekonomicky přijatelnou produkci.

Nové poznatky a doporučení

Projekt udržitelného hospodaření v krajině Bílých Karpat ověřil, že i zemědělská velkovýroba provozovaná formou ekologického zemědělství může být přínosná z hlediska zájmu ochrany přírody a krajiny. Ekologicky šetrná zemědělská výroba vytváří živou a bohatou krajinu, která není pouze skanzenem.

Realizovaná opatření si vyžádala náročnější organizaci práce (zajištění přístupu k novým výsadbám i porostům), intenzivní zálivky v období extrémního sucha v roce 2015, řádnou péstební péči o mladé porosty a také ohleduplnost k novým prvkům při obhospodařování pozemků velkovýrobní mechanizací. Díky osvětě, průběžné informovanosti o postupu prací a osobnímu zapojení řady zaměstnanců včetně vedení pod-

niku do obnovy krajiny byl zajištěn tolerantní přístup k novým prvkům i ze strany těch, kteří zpočátku nebyli projektu zcela nakloněni.

Poděkování

Velmi dobrých výsledků projektu bylo dosaženo díky výborné spolupráci s pracovníky Správy CHKO Bílé Karpaty, ale i s pracovníky Zemědělské agentury ve Zlíně, státní správou v předmětných obcích a euromanažery společnosti Renards dotační s. r. o. Poděkování patří dodavateli projektu, Zlínským stavbám a. s. a zejména pracovníkům společnosti Javorník - CZ s. r. o., kteří dokázali překonat bariéru krátkodobé ekonomické výnosnosti a hospodaří tak, aby předali svým potomkům zemědělskou půdu a krajinu v mnohem lepším stavu, než ji sami přijali.

Literatura

AOPK ČR (2011): Plán péče o CHKO Bílé Karpaty pro období 2012–2021. – Ms.; dep. in Správa CHKO Bílé Karpaty, Luhačovice.

Mládek J., Pavlů V. Hejzman M. & Gaisler J. (2006): Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. – VÚRV Praha.

Závěr

Porovnáme-li současný stav oboru ekologie obnovy a praktické ekologické obnovy v České republice s dobou před pěti lety, kdy vyšel předchozí sborník, lze konstatovat, že se obor dostal více do povědomí veřejnosti i osvědčenějších praktiků. Asi nejlepším příkladem je svojí podporou přírodě blízké obnovy Českomoravský štěrk a.s. Pozitivně je třeba hodnotit významné zlepšení přenosu vědeckých poznatků do realizace praktických opatření ochrany přírody a krajiny.

Pořád je ale plošnější uplatnění přírodě blízké obnovy (v případě silně narušených až zničených ekosystémů reprezentované především spontánní či usměrňovanou sukcesí) omezováno zastaralými byrokratickými předpisy a legislativou. Někdy tomu brání i úzké ekonomické zájmy (profit rekultivační firmy je na prvním místě, o přírodu a fungující ekosystémy nejde), neinformovanost a neochota připustit jiná řešení. Něco se však i v tomto trochu zlepšilo - například po novelizaci Zákona č. 334/1992 Sb., o zemědělském půdním fondu, lze od r. 2016 ponechat přírodě 10 % rozlohy těžeben tam, kde před těžbou byla zemědělská půda.

Bohužel jen minimální posun nastal v případě lesů, stále se nedaří přesvědčit lesnickou praxi o nutnosti zvýšit prostorovou, druhovou i věkovou diverzitu lesů. A to navzdory tomu, že čelíme plošnému rozpadu smrkových a borových monokultur, odumírání porostů jasanu a dalším možným dopadům klimatických změn. Několik slibných projektů obnovy tradičního hospodaření v lesích (pařezení, střední les) prezentovaných v této publikaci je málo, mohou být pouze příkladem řešení.

Jen dílčím způsobem se vylepšilo nastavení požadavků v agroenvironmentálních programech (nyní lze ponechat části pozemků neposečené či nespasené, aniž uživatel přijde o dotace). Převážně úspěšně běží rozmanité obnovní managementy z krajinotvorných programů MŽP, programu LIFE+ či z Operačního programu Životní prostředí. Většina se jich týká luk a mokřadů. Oproti minulému sborníku víme více o dynamice a obnově horských ekosystémů, které si zde vy-sloužily samostatný oddíl.

Na závěrech z minulého sborníku však není třeba nic zásadního měnit a proto je zde, jen mírně upravené, pro snazší dostupnost opakujeme:

- Naše krajina je tradičně založena na rozmanité jemnozrné mozaice přirozených, polopřirozených a antropogenních ekosystémů a projekty obnovy by tuto mozaiku měly respektovat. Někdy by ke zvýšení diverzity a zachrany mizejících druhů měly být zahrnuty do obnovního projektu i méně tradiční opatření, jako jsou řízený požár, razantní odstranění vegetace, rozrušování půdy pomocí pojezdů těžké techniky apod. Zdá se, že obnova, která je heterogenní v prostoru a čase, je nejvíce efektivní. Uniformní, velkoplošné projekty, jako je většina současných agroenvironmentálních programů, může být pro mnoho organismů nevhodná, pokud nebude patřičně modifikována.

- Obnovní projekty by neměly být zaměřeny pouze na jednu skupinu organismů nebo na jednu ekosystémovou službu. Pokud není možné udržet rovnováhu mezi nároky různých skupin, může být řešením mozaikovitý management.
- Měla by se dále zlepšovat spolupráce mezi přírodovědnými a technickými vědeckými obory v oblasti vzdělávání, investory, projektanty a veřejností.
- Přírodní procesy, obvykle představované spontánní sukcesí, jsou často efektivním a levným nástrojem ekologické obnovy. Jsou tak často vytvářeny habitaty hodnotné z pohledu ochrany přírody. Na druhé straně se často objevují požadavky na zastavení nebo vrácení sukcese zpět, protože raná sukcesní stadia mohou být významná pro biodiverzitu, pro výskyt vzácných a ohrožených druhů. Část obrovského množství financí investovaných do často zbytečných technických rekultivací by tak mohla být věnována na zásahy, vedoucí k obnově a udržení raných sukcesních stádií.
- Máme dobré vědecké a experimentální znalosti jak obnovit různé narušené ekosystémy především přírodě blízkými způsoby. Avšak je zde stále mnoho překážek v smysluplné realizaci znalostí v praxi díky často malému zájmu majitelů, hospodařících společností, úředníků, projektantů a někdy i nevhodným zákonům.

Do budoucna považujeme za asi nejdůležitější ekologickou obnovu celých degradovaných krajin s hlavním cílem zvýšit vododržnost a tím snížit riziko povodní i sucha. Nemáme zde však na mysli budování nových vodních nádrží včetně rybníků. To krajině nepomůže. Přednostně jde o obnovu retenčních schopností krajiny, tedy primárně zlepšení stavu zemědělské půdy, obnovu mokřadů, koryt a niv toků, opětovné rozčlenění krajiny mezemi, cestami, pruhy luk a pastvin, někde i porosty dřevin. Primárně je třeba zamezit další degradaci půd, která je u nás opravdu velkoplošná a stále rychle pokračuje, ať již jde o erozi či masivní úbytek organických látek z půdy. Dobré by dále bylo zvýšit povědomí o ekologické obnově tak, jak je to nejen ve vyspělých zemích (především v USA, Nizozemsku, Německu, Velké Británii ad.), ale třeba i v některých zemích latinské Ameriky. Tam všude je veřejné povědomí o potřebě obnovovat narušené ekosystémy až celé krajiny vyšší, než je nyní u nás. Přitom vědeckých podkladů, jak to dělat, máme dost. Jde jen o to je patřičně uplatnit. Vybrané příklady jsou uvedeny v tomto sborníku.

Editoři

Seznam autorů

Adámek Martin	martynek@seznam.cz	Botanický ústav AV ČR, Oddělení GIS a DPZ, Průhonice
Barankiewicz Mirosław	mirosław.barankiewicz@vuv.cz	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha
Brůna Josef	josef.bruna@gmail.com	Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha
Bufková Ivana	ivana.bufkova@npsumava.cz	Správa NP a CHKO Šumava, Kašperské Hory
Bureš Leo	leobures@seznam.cz	Podlesí, Světlá Hora
Cortina-Segarra Jordi	jordielastic@gmail.com	University of Alicante, Španělsko
Doležalová Jana	jana.dolezalova@nature.cz	AOPK ČR, RP Správa CHKO České středohoří, Litoměřice
Dostálék Jiří	dostalek@vukoz.cz	Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, Průhonice
Dvořáčková Markéta	marketa.dvorackova@uhk.cz	Katedra biologie, Univerzita Hradec Králové
Ekrtová Ester	ester.hofhanzlova@centrum.cz	Telč
Fajmon Karel	karel.fajmon@nature.cz	AOPK ČR, RP Správa CHKO Bílé Karpaty, Luhačovice; ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou
Fišer Bohumil	bohumil.fiser@nature.cz	AOPK ČR, RP Střední Čechy, Správa CHKO Brdy, Jince
Foltýn František	frantisek.foltyn@nature.cz	AOPK ČR, RP Jižní Morava, Správa CHKO Pálava, Mikulov
Frantík Tomáš	tomas.frantik@ibot.cas.cz	Botanický ústav AV ČR, Oddělení mykorhizních symbióz, Průhonice
Frouz Jan	jan.frouz@natur.cuni.cz	Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha
Gulich Vít	grulich@sci.muni.cz	Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Brno
Hadincová Věroslava	veroslava.hadincova@ibot.cas.cz	Botanický ústav AV ČR, Oddělení populační ekologie, Průhonice
Hamerský Roman	roman.hamersky@nature.cz	AOPK ČR, RP Správa CHKO České středohoří, Litoměřice
Harčarik Josef	jharcarik@krnap.cz	Správa Krkonošského národního parku, Vrchlabí
Hédli Radim	radim.hedl@ibot.cas.cz	Botanický ústav AV ČR, Oddělení vegetační ekologie, Brno; Katedra botaniky, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého, Olomouc
Herová Zdenka	zdenka.herova@mzp.cz	Ministerstvo životního prostředí, Praha; Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice
Holá Eva	eva.neurazy@gmail.com	Katedra botaniky, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice
Hora Jan	jan.hora@hzspk.cz	Hasičský záchranný sbor Plzeňského kraje, Rokycany
Horčíčková Eva	e.horcickova@centrum.cz	Katedra botaniky, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha
Chudomelová Markéta	marketa.chudomelova@ibot.cas.cz	Botanický ústav AV ČR, Oddělení vegetační ekologie, Brno
Janovský Zdeněk	zdenekjanovsky@seznam.cz	Katedra botaniky, Karlova univerzita, Praha; Botanický ústav AV ČR, Oddělení populační ekologie, Průhonice
Jongepierová Ivana	ivana.jongepierova@nature.cz	AOPK ČR, RP Správa CHKO Bílé Karpaty, Luhačovice; ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou

Just Tomáš	tomas.just@nature.cz	AOPK ČR, RP Střední Čechy
Kačmarová Lucie	lucie.drhovska@gmail.com	Katedra botaniky, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha
Kalwij Jesse M.	jkalwij@ecology.uni-kiel.de	Institut für Ökosystemforschung, Geobotanik, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Kiel, Německo; DST-NRF Centre of Excellence for Invasion Biology, Department of Zoology, University of Johannesburg, Jihoafrická republika
Kmet Jiří	jiri.kmet@nature.cz	AOPK ČR, RP Jižní Morava, Správa CHKO Pálava, Mikulov
Košnar Jan	jan.kosnar@seznam.cz	Katedra biologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Hradec Králové
Kovář Pavel	pavel.kovar@natur.cuni.cz	Katedra botaniky, Univerzita Karlova, Praha
Krahulec František	krahulec@ibot.cas.cz	Botanický ústav AV ČR, Oddělení genetické ekologie, Průhonice
Krása Antonín	antonin.krasa@nature.cz	AOPK ČR, RP Jižní Morava, Správa CHKO Moravský kras, Blansko
Krupa Martin	salamandr@salamandr.info	ZO ČSOP Salamandr, Rožnov pod Radhoštěm
Kříž Karel	karel.kriz@csop.cz	ZO ČSOP Vlašim
Malaníková Eliška	eliskamalanikova@gmail.com	Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Brno
Malenovský Igor	malenovsky@sci.muni.cz	Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Brno
Mayerová Hana	hana.mayerova@nature.cz	AOPK ČR, RP Střední Čechy, Správa CHKO Brdy, Jince
Mládek Jan	jan.mladek@upol.cz	Katedra botaniky, Jihočeská univerzita, České Budějovice; Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého, Olomouc
Mudrák Ondřej	ondrej.mudrak@centrum.cz	Botanický ústav AV ČR, Oddělení funkční ekologie, Třeboň
Münzbergová Zuzana	zuzana.munzbergova@natur.cuni.cz	Katedra botaniky, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha
Pavlicová Petra	n.n.petra@seznam.cz	Ústav zakládání a pěstění lesů, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita, Brno
Pánková Hana	Hana.Pankova@ibot.cas.cz	Botanický ústav AV ČR, Průhonice
Pech Pavel	pavelpech1@centrum.cz	Katedra biologie, Univerzita Hradec Králové
Pešout Pavel	pavel.pesout@nature.cz	AOPK ČR, Praha
Ponikelský Jaroslav	ponikelsky@nppodyji.cz	Správa NP Podyjí, Znojmo
Prach Karel	prach@prf.jcu.cz	Přírodovědecká fakulta Jihočeská univerzita, České Budějovice; Botanický ústav AV ČR, Třeboň
Prausová Romana	romana.prausova@uhk.cz	Katedra biologie, Univerzita Hradec Králové
Prokešová Helena	helena.prokesova@nature.cz	AOPK ČR, RP Jižní Morava, Správa CHKO Pálava, Mikulov
Psotová Hedvika	arvita@arvita.cz	ARVITA P spol. s r. o., Otrokovice
Rauch Ota	ota.rauch@ibot.cas.cz	Botanický ústav AV ČR, Průhonice
Reiterová Lenka	reiterova@nppodyji.cz	Správa NP Podyjí, Znojmo
Riedl Vladan	vladan.riedl@nature.cz	AOPK ČR, RP Jižní Morava, Správa CHKO Pálava, Mikulov
Řehounková Klára	klara.rehounkova@gmail.com	Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice

Solský Milič	solsky@fzp.czu.cz	Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, Suchdol
Spitzer Lukáš	spitzer.lukas@gmail.com	Muzeum regionu Valašsko, Vsetín
Stejskal Robert	stejskal@nppodyji.cz	Správa NP Podyjí, Znojmo
Stíbal František	sfrantis@gmail.com	Kašperské hory
Šipoš Jan	jsipos@seznam.cz	Botanický ústav AV ČR, Oddělení vegetační ekologie, Brno
Štefánek Michal	michal.stefanek@natur.cuni.cz	Katedra botaniky, Univerzita Karlova, Praha
Štechová Táňa	tana.stechova@gmail.com	Katedra botaniky, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice
Tájek Přemysl	premysl.tajek@nature.cz	AOPK ČR, RP Správa CHKO Slavkovský les, Mariánské Lázně
Těšitel Jakub	jakub.tesitel@centrum.cz	Katedra botaniky, Jihočeská univerzita, České Budějovice
Tichý Lubomír	tichy@sci.muni.cz	Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Brno
Tichý Tomáš	tomas.tichy@nature.cz	AOPK ČR, RP Střední Čechy, Správa CHKO Český kras, Karlštejn
Uhýrková Dagmar	csop@bilekarpaty.cz	ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou
Utínek Dušan	dusan.utinek@centrum.cz	Suchohrdly u Miroslavi
Vild Ondřej	ondrej.vild@ibot.cas.cz	Botanický ústav AV ČR, Oddělení vegetační ekologie, Brno
Vlačiha Vlastislav	vlaciha.geo@seznam.cz	AOPK ČR, RP Správa CHKO České středohoří, Litoměřice
Vlková Ludmila	duliska18@seznam.cz	Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice
Vojar Jiří	vojar@fzp.czu.cz	Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, Suchdol
Vojkovská Renata	renata.vojkovska@centrum.cz	ZO ČSOP Salamandr, Rožnov pod Radhoštěm
Vojta Jaroslav	jarvojta@natur.cuni.cz	Katedra botaniky, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha
Vojtišek Pavel	vojtp7bn@natur.cuni.cz	Ústav životního prostředí, Univerzita Karlova, Praha
Vrška Tomáš	tomas.vrska@vukoz.cz	Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, Brno; Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita, Brno
Vydrová Alena	vydrova@najihu.cz	Včelná, Boršov nad Vltavou



Foto: P. Štěrba

SPRAVUJEME A PEČUJEME

- o 24 chráněných krajinných oblastí
- o 800 maloplošných zvláště chráněných území

SLEDUJEME

- co u nás žije a roste
- jak se naše příroda mění

PŘIPRAVUJEME

- plány péče o jednotlivá chráněná území
- záchranné programy ohrožených rostlin a živočichů

POMÁHÁME

- revitalizovat toky, obnovovat tůňe a mokřady
- sázet v krajině stromy a keře
- udržovat přírodovědně cenné lokality
- obnovovat přirozenou skladbu lesů

UKAZUJEME

- a zpřístupňujeme krásy přírody veřejnosti (Domy přírody, naučné stezky, pozorovatelný, časopis Ochrana přírody)

POSKYTUJEME

- odbornou podporu veřejné správě
- informace a odborné konzultace

PROVOZUJEME

- celostátní digitální registr Ústředního seznamu ochrany přírody
- Nálezovou databázi ochrany přírody s více než 20 miliony údajů
- vědeckou veřejnou knihovnu

SPOLUPRACUJEME

- s akademickou sférou
- s vlastníky a hospodáři
- s obcemi a nevládními organizacemi
- se zahraničními odbornými institucemi

www.nature.cz