

Ekologická obnova v České republice



Editoři

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

Ekologická obnova v České republice

Editoři

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



Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
Praha 2012

Foto na obálce

Přední strana:

— Pošumaví u Želnavy. (Z. Patzelt)

Zadní strana:

- Hrabání sena v PR Javorůvky, CHKO Bílé Karpaty. (J.W. Jongepier)
- Narušování míst s výskytem hořečku žlutavého v PP Pod Hřibovňou, CHKO Bílé Karpaty. (I. Jongepierová)
- Odstraňování eutrofních vrstev půdy v NPP Váté písky. (I. Jongepierová)
- Pastva ovci v CHKO České středohoří. (J. Marešová)
- Likvidace náletu v PP Vápenice, Přírodní park Velký Kosíř. (Archiv ZO ČSOP Hořepník)

Editoři

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

Recenzenti

Ladislav Miko

Tomáš Kučera

Doporučená citace

Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. (eds.) (2012): Ekologická obnova v České republice. – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.

Grafické provedení

David Jongepier

Tisk

Boma Print, spol. s r.o., Kyjov

Publikace byla vydána u příležitosti konání 8. evropské konference o ekologické obnově, konané v Českých Budějovicích ve dnech 9.–14. září 2012

Vydala

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, © AOPK ČR

ISBN 978-80-87457-31-3

KATALOGIZACE V KNIZE – NÁRODNÍ KNIHOVNA ČR

Ekologická obnova v České republice / editoři Ivana Jongepierová ... [et al.]. – Praha : Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2012. – 147 s. : il.

ISBN 978-80-87457-31-3 (brož.)

502.5+712 * 502.174 * 502.171:574.4/.5 * 502.171:574.2 * (437.3)

- péče o krajinu – Česko
- obnova životního prostředí – Česko
- ochrana ekosystémů – Česko
- ochrana biotopů
- případové studie

502 – Životní prostředí a jeho ochrana [2]

Obsah

Předmluva	6
Úvod	7
Nomenklatura, zkratky a vysvětlivky	8
Ekologie obnovy a ekologická obnova v České republice	9
Lesy.	11
Úvod	13
Výzvy aktivního managementu lesů pro podporu biodiverzity.	17
Přestavba borových monokultur na smíšené listnaté lesy v Národním parku Podyjí	20
Požár a sekundární sukcese jako prostředek obnovního managementu lesů v národním parku?	24
Obnova imisemi poškozených lesů Jizerských hor.	27
Přirozená obnova horských smrčín uschlých po napadení lýkožroutem smrkovým.	31
Obnova travních porostů.	33
Úvod	35
Obnova a následná degradace nivních luk	39
Obnova obhospodařování mokřadních luk na Podblanicku	42
Obnova druhově bohatých luk v Bílých Karpatech	45
Pastva suchých trávníků v CHKO Český kras	47
Obnova pastvy na ladem ponechaných podhorských travních porostech v Jizerských horách	51
Obnova heterogenity podhorských luk v zájmu ohroženého hnědáka chrastavcového.	53
Optimalizace managementu lokalit hořečku mnohotvarého českého	56
Obnova písčiny v rámci záchraného programu pro hvozdík písečný český	59
Obnova alpského bezlesí v krkonošské tundře.	61
Mokřady a vodní toky	65
Úvod	67
Revitalizace Černého potoka v Krušných horách	74
Revitalizační efekty přírodě blízkého bypassu u migrační bariéry na řece Blanici	77
Revitalizace odvodněných rašelinišť na území NP Šumava.	80
Revitalizace průmyslově odvodněného rašeliniště Soumarský Most.	83
Místa narušená těžbou.	87
Úvod	89
Obnova a ochrana pískoven	94
Výsypky po těžbě uhlí na Mostecku: potenciál spontánní sukcese pro obnovu.	97
Obnova Sokolovských výsypků pomocí spontánní sukcese.	99
Obnova vegetace suchých trávníků v bývalém vápencovém lomu Hády u Brna	102
Obnova druhově bohatého listnatého lesa na deponiích vápencového lomu Mokrá.	104
Experimentální urychlení primární sukcese na opuštěných odkalištích – podpůrná role povrchové biologické krusty.	106
Opuštěné vojenské prostory	109
Úvod	111
Disturbanční management – cesta k zachování druhově bohatých společenstev v opuštěných vojenských prostorech	114
Obnova disturbancí a bezlesí v bývalém vojenském cvičišti Na Plachtě.	117
Krajina	121
Úvod	123
Revitalizace zemědělské krajiny u Velkých Bílovic.	127
Obnova povodí malého potoka Včelnička, Českomoravská vrchovina	130
Obnova prvků nelesní zeleně na Podblanicku	134
Obnova extenzivního ovocného sadu v obci Habrůvka.	136
Obnova (polo)přirozené vegetace na opuštěných polích Českého krasu	138
Závěr	141
Seznam autorů	142
Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky	145
Společnost pro ekologickou obnovu. Pracovní skupina pro ekologii obnovy.	146

Přes zvýšené úsilí a dílčí pozitivní výsledky na poli ochrany přírody jsme i v posledních letech svědky pokračování poškozování přírodního prostředí a úbytku biodiverzity v celosvětovém i národním měřítku. Nemůže být proto divu, že probíhají i poměrně živé diskuse vedené mezi ochránci přírody, biology a další zainteresovanou veřejností o způsobech zajištění ochrany nejcennějšího přírodního prostředí soustředěného zpravidla do nevelkých územních fragmentů souhrnně pokrývajících jednotky procent plochy našeho státu. Někdy se docela nešťastně tato problematika koncentruje na soupeření dvou vizí: jakoby překonaném přístupu „konzervační“ ochrany, založené na nezasahování a preferenci přírodních procesů a jakoby modernějším přístupem „aktivního“ managementu založeném na systematickém zasahování ze strany člověka.

Spor o to, co je správnější, je diskusí ve slepé uličce. Jsem přesvědčen, že většina chráněných území potřebuje svým způsobem aktivní péči. Ale ta se podle předmětů a cílů ochrany bude vždy pohybovat v širokém intervalu, od absolutní preference ochrany přírodních procesů až po specifický účelový management simulující například opuštěné způsoby obhospodařování či realizaci záchrany vybraných stanovišť nebo ohrožených druhů. Oba přístupy musí být součástí jednoho konceptu moderní ochrany a obnovy našeho přírodního dědictví. Jsou vzájemně komplementární a ne protistojné. Důležité je mít jasno v tom, co chráníme a jak toho chceme dosáhnout. Přitom je nutné znát přírodní potenciál i historický kontext řešeného území. Až na základě toho lze přijmout dlouhodobě udržitelné strategické rozhodnutí, které však nelze nepredikovatelně měnit v krátkých časových horizontech.

V celkových úvahách by bylo dobře respektovat skutečnost, že člověk nemůže všechno v přírodním prostředí účelově řídit, chráněná území nevyjímaje. Nemá na to dostatek informací ani prostředků. Konec konců je odsud vždy jen kousek k zneužití interpretace noosféry ruského filozofa Vernadského. Na druhou stranu, člověk ovlivnil prostředí a procesy v něm v takové míře, že mnohé přírodní fenomény nejsou už ochranné či rehabilitovatelné bez jeho aktivní součinnosti.

Předkládaná publikace je dobrou a reprezentativní ukázkou případových studií obnovního managementu realizovaného v rozmanitém prostředí lesů, mokřadů, travních porostů až po specifická stanoviště poškozená a nebo vzniklá těžbou nerostných surovin a jinými aktivitami. Měla by být také jedním z příspěvků k žádoucímu provázání výměny a využití informací mezi vědci, ochránci přírody, lesníky, zemědělci, rybáři a další naší zainteresovanou veřejností. Měla by se stát východiskem k efektivnějšímu využívání vědeckých poznatků pro lepší ochranu přírody a péči o naši krajinu. Jakkoliv se případové studie týkají převážně tzv. aktivního managementu, jejich souhrnné vyznění by mělo přispět k tomu, abychom management chráněných území a přírodního prostředí nedělili ani ne tak na konzervační nebo aktivní, ale spíše na dobrý a špatný.

František Pelc
ředitel Agentury ochrany přírody a krajiny ČR

Úvod

Pojetí ochrany přírody a krajiny ve střední Evropě od jejího počátku v první polovině devatenáctého století, kdy vznikaly přírodní rezervace zejména z romantických pohnutek majitelů významných panství, lze označit jako statickou ochranu přírody. Ochranný režim se uplatňoval především v podobě „zakonzervování“, tedy vyloučení jakékoliv péče a zasahování. Tento přístup je však vhodný pouze u některých ekosystémů (především primárních) a geomorfologických jevů, na některých lokalitách však vedl až k zániku předmětů ochrany. Od osmdesátých let 20. století se v České republice postupně uplatňuje pojetí dynamické, tedy období aktivní péče o přírodu a krajinu, s využitím dvou základních přístupů: ochrannářského (regulačního) a obnovního (asanačního) managementu. Oba se používají v již existujících ekosystémech, jako jsou např. louky nebo mokřady, i v ekosystémech nově se vyvíjejících, například v místech narušených těžbou. Ale potenciál moderních – aktivních – metod není stále ještě plně využíván, zejména v péči o krajinu. To se týká především různých rekultivačních aktivit v těžce narušených místech, jako jsou plochy po těžbě nebo stavbě silnic, kde převažují tradiční technické přístupy. V posledních letech přibývají aktivity obnovující celou krajinu, ale ty jsou stále ještě v počátcích. Můžeme říci, že v naší člověkem silně přeměněné krajině je potřeba obnovy dříve narušených, degradovaných nebo zničených habitatů všech typů velmi vysoká. Pro další podporu rozumné ekologické obnovy může být proto užitečné shrnutí příkladů realizovaných a vyhodnocených obnovních aktivit.

V této publikaci jsou prezentovány možnosti ekologické obnovy formou případových studií zabývajících se obnovou lesů, travních porostů, mokřadů nebo rozmanitých polopřirozených biotopů na místech narušených těžbou či v opuštěných vojenských prostorech. Speciální sekce je věnována obnově krajiny, těžce poškozené za komunistického režimu v minulosti. Důraz je kladen na přírodě blízké metody obnovy. Výběr případových studií byl motivován naší snahou ukázat co nejširší spektrum obnovních aktivit v zemi, byl však ovlivněn také ochotou a možnostmi autorů. Publikace by měla ukázat potenciál vědeckých znalostí, které mohou být aplikovány při praktické ekologické obnově, včetně ochrannářského managementu. Jsme přesvědčeni o tom, že úroveň vědeckých znalostí i praktických ochrannářských zkušeností jak obnovit narušené, poškozené či zničené habitaty je v České republice dostatečně vysoká. Tyto znalosti a zkušenosti však stále nejsou plně využívány.

Doufáme, že tato publikace podpoří další rozvoj oboru ekologie obnovy jako vědecké disciplíny a stejně tak i realizaci praktických opatření ekologické obnovy v České republice. Jejím prostřednictvím bychom také rádi podali reprezentativní přehled o ekologické obnově v České republice účastníkům 8. evropské konference o ekologické obnově, konané v Českých Budějovicích v září 2012.

Editoři

Nomenklatura, zkratky a vysvětlivky

Taxonomické pojetí i nomenklatura cévnatých rostlin jsou přejaty z Klíče ke květeně České republiky (Kubát et al. 2002). Latinské názvy syntaxonů jsou u travinobylinné vegetace uvedeny v souladu s novým přehledem vegetace České republiky (Chytrý 2007, 2011; online verze dostupná na: <http://www.sci.muni.cz/botany/vegsci/vegetace.php?lang=cz>), u lesní a křovinné vegetace pak podle aktualizovaného vydání Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al. 2010).

Nomenklatura motýlů odpovídá Seznamu motýlů České republiky (Laštůvka & Liška 2005), jména většiny ostatních bezobratlých živočichů i obratlovců jsou sjednocena dle národních červených seznamů (Farkač et al. 2005, Plesník et al. 2003).

- **NP** – národní park
- **CHKO** – chráněná krajinná oblast
- **AOPK ČR** – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
- **MŽP ČR** – Ministerstvo životního prostředí České republiky
- **LČR** – Lesy České republiky, s.p.
- **LHC** – lesní hospodářský celek
- **LHP** – lesní hospodářský plán
- **MZCHŮ** – maloplošné zvláště chráněné území
- **NPR** – národní přírodní rezervace
- **NPP** – národní přírodní památka
- **PR** – přírodní rezervace
- **PP** – přírodní památka
- **EVL** – evropsky významná lokalita (území chráněné v rámci soustavy Natura 2000)
- **ptačí oblast** – území vyhlášená podle evropské směrnice č. 79/409/EHS o ochraně volně žijících ptáků
- **krajinotvorné programy MŽP ČR** – několik dotačních titulů financovaných Ministerstvem životního prostředí České republiky (Program péče o krajinu, Program revitalizace říčních sítí aj.)
- **OPŽP** – Operační program Životní prostředí



Obr. 1. CHKO Křivoklátsko. (Z. Patzelt)



Obr. 2. CHKO České středohoří. (Z. Patzelt)

- Chytrý M. (ed.) (2007): Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace. Vegetation of the Czech Republic 1. Grassland and heathland vegetation. – Academia, Praha.
- Chytrý M. (ed.) (2011): Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. Vegetation of the Czech Republic 2. Aquatic and wetland vegetation. – 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.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtěk J. jun., Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J. (eds) (2002): Klíč ke květeně České republiky. – Academia, 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.

Ekologie obnovy a ekologická obnova v České republice

Karel Prach, Pavel Pešout & Ivana Jongepierová

Ekologie obnovy (restoration ecology) jako mladá vědecká disciplína byla v České republice představena teprve v polovině devadesátých let (Prach 1995), avšak různé obnovní a rekultivační aktivity včetně ochrannářského managementu zde mají delší tradici. Český termín ekologie obnovy navrhl P. Kovář (Kovář 1994). První pokusy o obnovu ekosystémů se vážou k obnově míst po těžbě a byly lokálně realizovány již v první polovině 20. století. Velkoplošné rekultivační aktivity začaly v roce 1960 ve dvou největších uhelných revírech. Po dlouhou dobu byly ale založeny pouze na technických postupech, bez ohledu na přírodní procesy a vědecké poznatky – přestože spontánní sukcese byla uváděna jako velmi vhodná a levná metoda obnovy výsypek již na počátku 80. let (Prach 1982). Bohužel, technické přístupy stále v mnoha oblastech přežívají, zvláště v největších důlních oblastech kolem města Most na severozápadě země, kde je více než 200 km² výsypek a dalších těžbou narušených míst. Z této obrovské rozlohy je jen 60 hektarů neoficiálně ponecháno spontánní sukcesi. Jinde byly provedeny technické rekultivace, případně jsou prováděny nebo se plánují. Současný stav obnovy těžbou narušených míst je shrnut v sekci Místa narušená těžbou.

Od sedmdesátých let minulého století se začaly uplatňovat různé ochrannářské managementy, většinou v chráněných územích, a to převážně na druhově bohatých loukách, kde byla k udržení druhového bohatství nezbytná pravidelná seč či pastva. Rezervace byly rozlišovány na řízené – s aktivní péčí – a úplné – jen s výjimečnými a vě-

decky odůvodněnými zásahy (Petříček 1999), to ale často zůstalo jen na papíře.

Role ochrany přírody se radikálně změnila po pádu komunistického režimu v roce 1989, kdy vzniklo Ministerstvo životního prostředí a první ministři byli velmi dobře vzděláni v přírodních vědách. V roce 1991 byl přijat moderní zákon o ochraně přírody a krajiny a byly ministerstvem vytvořeny dodnes existující krajinotvorné dotační programy. Státní ochrana přírody, společně s mnoha nevládními organizacemi, ve spolupráci s vlastníky a hospodáři realizuje mnoho projektů v četných chráněných územích za použití různých ochrannářských managementů, které většinou obsahují prvky ekologické obnovy. Bylo vydáno (zejména v režii AOPK ČR a ČSOP) několik desítek metodik zaměřených na vybrané biotopy či druhy, obsahujících doporučení vhodného managementu na základě již získaných zkušeností. Komplexně byla péče o veškeré lesní a nelesní biotopy včetně metodiky jejich obnovy zpracována v obsažném díle „Péče o chráněná území“ (Petříček 1999, Petříček & Míchal 1999).

Na začátku devadesátých let vytvořený Program péče o krajinu je dodnes základním nástrojem pro péči o cenné travní porosty a jejich obnovu. Každoročně jsou z něj financovány práce za 150–200 milionů Kč, přičemž asi třetina směřuje na obnovu biotopů. V roce 2004, po vstupu České republiky do Evropské unie, byly zahájeny agroenvironmentální programy, jež měly rovněž přispět k zachování a obnově biodiverzity travních porostů. Pro ochranu a obnovu biodiverzity jsou



Obr. 1. Spontánní sukcese v Dolnomoravském úvalu: aluviální louky na lokalitě Vlčí hrdlo u Bzence obnovující se od roku 2008. (J. W. Jongepier)



Obr. 2. Obnovený tok v Domašíně u Vlašimí, střední Čechy (2009–2011). Obnova zahrnovala vytvoření několika tůní a stromové výsadby. (P. Mudra)

však často problematické kvůli své uniformitě na velkých plochách a nepružnosti. Obnově těchto společenstev je věnována sekce Obnova travních porostů.

V 90. letech 20. století vyhlásilo MŽP ČR také další krajinnotvorný program: Program revitalizace říčních systémů. Bohužel byly finance v jeho rámci často investovány do technických projektů, které neměly pro ochranu přírody velký význam (Simon et al. 1998). Migrační propustnost vodních toků se zatím zlepšuje jen velmi pomalu (příklady obnovy vodních toků a různých mokřadních biotopů jsou uvedeny v sekci Mokřady a vodní toky). Jediným nezpochybnitelným zlepšením týkajícím se řek je zvýšení kvality vody v minulých dvou desetiletích, což může být také považováno za součást ekologické obnovy.

Velký problém trvá v obnově lesů (sekce Lesy), zvláště v obnově jejich přirozeného druhového složení. Většina lesů v zemi byla v minulosti přeměněna do podoby monokulturních plantáží, především smrku (*Picea abies*) nebo borovice (*Pinus sylvestris*), čehož výsledkem je degradace a okyselování půd, snížení retence vody a celkový úbytek druhové diverzity (Fanta 2007). Jednostranný důraz na produkci dřeva, stále obhajovaný většinou lesníky, však brání pokusům o obnovu přirozeným zmlazením a dalšími přírodě blízkými procesy.

Velmi naléhavá je i celková obnova krajiny. Během komunistické nadvlády byla zničena dřívější mozaikovitost krajinných struktur, zásadně byl poškozen vodní režim i půda a velmi silně byla omezena propustnost krajiny. Proto je obnova funkcí krajiny na většině území České republiky vysoce žádoucí. Některé příklady realizované obnovy jsou uvedeny v sekci Krajina této publikace.

Za speciální typ krajiny můžeme považovat extenzivní vojenská cvičiště. V této zemi, která byla během komunismu západní hranicí Varšavského paktu, je mnoho takovýchto ploch. Vojenská cvičiště paradoxně velmi dobře ochránila krajinné struktury z poloviny 20. století s nízkou nebo žádnou eutrofizací (Kopecký & Vojta 2009). Opakovaná narušování vojenskou činností chránila mozaiku různých sukcesních stadií. Proto jsou vojenská cvičiště hodnotná z pohledu ochrany přírody a obnovní zásahy nahrazující vojenské aktivity jsou v některých částech žádoucí (více viz sekce Opuštěné vojenské prostory). Přednostně jsou rovněž považována (alespoň některé jejich části) za místa vhodná k ponechání spontánním procesům jako „obnovená divočina“, včetně reintrodukcí velkých herbivorů a predátorů (rewilding).

Dá se říci, že každá obnova má co do činění s ekologickou sukcesí. Obnovní opatření se pokoušejí nahradit, napodobit, urychlit, zpomalit, změnit, vrátit nebo alespoň ovlivnit spontánní sukcesí (Prach et al. 2007). Moderní výzkum spontánní sukcese, jehož výsledky mohou být využívány v ekologické obnově, má v této zemi dlouhou tradici. Již v 70. letech a na začátku 80. zde byl prováděn multidisciplinární

výzkum spontánní sukcese na opuštěné orné půdě, organizovaný M. Rejmánkem (Osbornová et al. 1990). Později začala být pozornost věnována různým postindustriálním místům, jako jsou výsypky po těžbě uhlí (Prach 1987), odkaliště (Kovář 2004), pískovny (Řehounková & Prach 2006) a lomy (Novák & Prach 2003).

Je vysoce pozitivní, že přírodě blízké způsoby obnovy jsou postupně akceptovány nejen v praktické ochraně přírody, ale také projektanty, těžebními společnostmi a širší veřejností. Přínosné také je, že se při projektech obnovy zvyšuje spolupráce mezi akademickou obcí, realizačními firmami a státní správou. Potenciál přírodě blízké obnovy však stále není adekvátně využíván. Obnova, a zvláště rekultivační aktivity nesměřují často k obnově ekologicky žádoucích ekosystémů, nýbrž jsou motivovány pouze vytvořením realizačních příležitostí pro podnikatelské subjekty. Takovým aktivitám chybí odborné zdůvodnění, jsou drahé a často zbytečné. Přírodě blízká obnova ekosystémů přitom obvykle zaručuje lidem mnohem lepší ekosystémové služby než uniformní technické rekultivace.

Doufáme, že tato publikace i výše zmíněná konference zvýší zájem o moderní přístupy v ekologii obnovy a ekologické obnově v České republice.

Literatura

- Fanta J. (2007): Lesy a lesnictví ve střední Evropě 1–6. – Živa 55: 18–21, 65–68, 112–115, 161–164, 209–212, 257–260.
- Kopecký M. & Vojta J. (2009): Land use legacies in post-agricultural forests in the Doupovské Mountains, Czech Republic. – Applied Vegetation Science 12: 251–260.
- Kovář P. (1994): Vegetační monitorování a ekologie obnovy krajiny: změny na odkalištích MKZ Chvaletice. – In: Kirschnerová L. [ed.], Monitoring vybraných přirozených společenstev a populací rostlinných indikátorů v České republice, Příroda 1: 79–96.
- Kovář P. (ed.) (2004): Natural recovery of human-made deposits in landscape (Biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems). – Academia, Praha.
- Novák J. & Prach K. (2003): Vegetation succession in basalt quarries: pattern on a landscape scale. – Applied Vegetation Science 6: 111–116.
- Osbornová J., Kovářová M., Lepš J. & Prach K. (eds) (1990): Succession in abandoned fields. Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht etc.
- Petríček V. (ed.) (1999): Péče o chráněná území I. Nelesní společenstva. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Petríček V. & Míchal I. (eds) (1999): Péče o chráněná území II. Lesní společenstva. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Prach K. (1982): Vegetace na substrátech vzniklých těžbou nerostných surovin. – Acta ecologica naturae ac regionis 1982: 49–50.
- Prach K. (1987): Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. – Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 22: 339–354.
- Prach K. (1995): "Restaurační ekologie" či ekologie obnovy? – Vesmír 74: 143–144.
- Prach K., Mars R., Pyšek P. & van Diggelen R. (2007): Manipulation of succession. – In: Walker L.R., Walker J. & Hobbs R.J. (eds), Linking restoration and ecological succession, pp. 121–149, Springer, New York.
- Řehounková K. & Prach K. (2006): Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: role of local site and landscape factors. – Journal of Vegetation Science 17: 583–590.
- Simon O., Just T. & Ondráková D. (1998): Metodika hodnocení činnosti v jednotlivých mikropovodích z hlediska vlivu na vody. – Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha.



Lesy



Historické změny stavu lesů na území ČR

Lesy na území České republiky se rozkládají na ploše 2 657 379 ha a pokrývají tedy 33,8 % našeho území. V evropském měřítku mírně nadprůměrné procento lesnatosti však není vyváženo stejnou úrovní stavu lesů – ať už máme na mysli zdravotní stav lesních porostů, dřevinnou skladbu, prostorovou strukturu a od nich se odvíjející biologickou rozmanitost. 67 % porostní plochy lesů zaujímají porosty s převahou jehličnanů (více než 75 % jehličnanů v dřevinné skladbě). Současné zastoupení jehličnatých dřevin (74 %) je více než dvojnásobkem zastoupení jehličnanů v rekonstruované přirozené dřevinné skladbě (35 %) (Anonymus 2011a).

Historie obhospodařování lesů je velmi pestrá. Začíná v neolitu v nejnižších a tedy nejteplejších polohách před cca 4–5 tis. lety – i když zde nemůžeme hovořit o cíleném obhospodařování, ale o pouhém ovlivňování lesů člověkem. S vývojem společnosti se vliv člověka přesouval do vyšších poloh a zejména středověká kolonizace vrchovinných a nižších horských oblastí znamenala silné ovlivnění lesů. Rostl tlak na jejich využití – zlepšovaly se technologie umožňující těžbu a zpracování silnějších stromů, les byl intenzivně využíván pro pastvu, pálení dřevěného uhlí, hrabání steliva apod. Jeho tristní stav a hrozící energetický kolaps společnosti (uhlí dosud nebylo standardním energetickým zdrojem) vedl k vydání tzv. tereziánských patentů (1754, 1756), které v polovině 18. století znamenaly zásadní změnu v pohledu společnosti na lesy. Byly omezeny způsoby využití lesů, které snižovaly jejich výnos a degradovaly produkční potenciál (např.

hrabání steliva, pastva apod.) a byly zavedeny regule pro obhospodařování lesů, včetně prvních systémů plánování lesního hospodářství.

Právě prvek plánování sehrál významnou roli ve změně stavu lesů – díky aplikaci postupů německé školy tzv. čistého výnosu z lesa se plánovitě obnovovaly – převážně výsadbou smrku a borovice – předěně a nevychované porosty. Tato cílená a dlouhodobá snaha přinesla nejenom očekávaný výsledek v postupně se zvyšující produkci (přírůstu) i okamžité zásobě dřeva v lesích, ale také dala vzniknout regulárnímu produkčně zaměřenému lesnictví, které vstoupilo do 19. století jako standardní a etablovaný obor lidské činnosti. Zde jsou také kořeny našeho současného stavu lesů – výhoda využívání smrku a borovice byla v tehdejší době z produkčního hlediska nepochybná, ale až opakovaná obnova jehličnatých monokultur začala ukazovat i svoje negativní stránky – podzolizaci půd a tím i snížení produkčního potenciálu půd, výrazné snížení stability lesů vůči biotickým i abiotickým faktorům a samozřejmě i pokles biologické rozmanitosti lesních porostů. Kvůli těmto změnám mnoho lesních druhů rychle ubývá a jsou ohrožené nebo dokonce vyhynulé (Farkač et al. 2005), viz kapitola „Výzvy aktivního managementu lesů pro podporu biodiverzity“.

Obnova lesa jako funkčního ekosystému

Druhá polovina 20. století neutěšený stav našich lesů ještě prohloubila a imisní katastrofa, která postihla česká sudetská pohoří, ukázala jasně akutní potřebu změny stavu lesů. Od 60. let 20. století se rozvíjel v tehdejší Československu výzkum zaměřený na otázku



Obr. 1. Bučina, CHKO Bílé Karpaty. (B. Jagoš)



Obr. 2. Horská smrčina v NP Šumava po napadení lýkožroutem smrkovým. (Z. Patzelt)

obnovy lesů postižených imisemi a aplikace jeho poznatků do praxe byly z dnešního pohledu prvními hmatatelnými výsledky obnovního managementu lesů, resp. ekologie obnovy v širším pojetí. Zde skutečně šlo o obnovu základních funkcí lesů a obnova produkčního potenciálu byla třešničkou na dortu, v prvních fázích vzdálenou v nedohlednu. Vzorovým příkladem obnovy byly lesy v Jesťebích horách na Trutnovsku (Tesař et al. 2011).

Imisní katastrofa v horských lesích byla také důvodem k prvním rozsáhlým obnovám lesů ve zvláště chráněných územích. Od roku 1963 existující Krkonošský národní park patřil k silně zasaženým oblastem a jenom na jeho území odumřelo 8 000 ha lesů. V letech 1992–2001 se zde uskutečnila v ČR nejrozsáhlejší a nejnákladnější akce zaměřená na obnovu funkcí lesů a jejich přirozeného stavu. Díky finanční podpoře nizozemské nadace FACE byla financována obnova (přirozené druhové skladby a prostorové diferenciacie porostů směřující k jejich přirozenému stavu) lesních porostů na ploše přes 5 200 ha. Nadace FACE vložila do tohoto projektu cca 357 mil. Kč (Anonymus 1998). Podobně se začaly rozvíjet projekty obnovního managementu lesů v dalších zvláště chráněných územích – např. v Jizerských horách a Orlických horách.

Smysl a cíle obnovního managementu lesů

Projekty a realizace obnovního managementu lesů postižených imisemi (ať už v chráněných územích nebo mimo ně) byly automaticky vnímány jako nepochybné, neodkladné a v první fázi ani neřešily otázky cílů obnovního managementu na obecnější úrovni. Výrazná změna v kompetencích orgánů státní ochrany přírody, kodifikovaná v zákoně č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, umožnila rychlý

start některých opatření prováděných v lesích ve zvláště chráněných územích (Anonymus 2011b). Proto bylo nutno položit si a zodpovědět základní otázky po smyslu a cílech obnovního managementu. Obecně lze obnovní management lesů rozdělit do tří okruhů, které jsou definovány odlišnými cíli s ohledem na rozdílné funkční poslání lesů, ve kterých se uskutečňují:

1. Obnova lesa jako funkčního ekosystému bez dalšího zdůraznění některé z funkcí lesů s výhledem obnovy produkčního potenciálu – to je příklad výše uvedených lesů Jesťebích hor, kde součástí obnovní strategie je i obnova dříve solidního produkčního potenciálu. Tyto případy obnovního managementu nejsou vázány na zvláště chráněná území.
2. Obnova určitého stupně přirozenosti lesa a následné ponechání samovolnému vývoji – je naopak téměř výhradně vztažena na lesy ve zvláště chráněných územích pro svůj specifický cíl. Nicméně z hlediska rozsahu představuje plošně nejmenší skupinu ze tří definovaných. Její specifickou variantou je tzv. „nulový management“ (z anglického „zero management“) – tedy spontánní obnova lesů, ve kterých došlo k plošně i funkčně rozsáhlejším disturbancím (vitr a následně kůrovec nebo např. požár), ekosystém se dostal do iniciačního stadia vývoje, ale jeho obnova je ponechána samovolnému působení přírodních sil. Člověk je zde pouze v roli pozorovatele probíhajících jevů.
3. Obnova určitého stavu lesa (byť podmíněného člověkem), který umožňuje přežití ohrožených druhů organismů a vyžaduje dlouhodobý, více nebo méně aktivní management – tedy obnovní management prioritně zaměřený na ochranu biologické rozmanitosti. V současnosti je více vázán na lesy ve zvláště chráněných územích, ale nemusí to být nutnou podmínkou. I zákon o lesích č. 289/1995 Sb. definuje v rámci kategorizace lesů kategorii „lesy zvláštního určení“ – subkategorii „lesy potřebné pro zachování biologické rozmanitosti“.

Obnova lesů s cílem ponechání samovolnému vývoji

Jestliže obnovní management ad 1) byl v první řadě představován obnovou horských ekosystémů, je pro obnovní management ad 2) typickým příkladem vnášení chybějících dřevin, důležitých pro vývojovou dynamiku a prostorová úprava lesních porostů, které jsou následně ponechány samovolnému vývoji. Nejčastějším případem bylo v období 1992–2012 vnášení, resp. podpora chybějící nebo málo zastoupené jedle do porostů s převládajícím bukem v lesních rezervacích. Jedná se o velmi dobrý ilustrativní případ, kdy lesy různě ovlivněné člověkem (toulavá těžba, příležitostná pastva, příležitostný odvoz tlejícího dřeva a nebo aktivně dříve obhospodařované bučiny na stanovištích jedlobučin, které se staly posledními ostrovy v komplexech smrkových monokultur) byly vyhlášeny jako zvláště chráněná území s cílem rekonstruovat jejich stav a ponechat je v budoucnu samovolnému vývoji (Vrška et al. 2002). Jedle je do porostů buď aktivně vnášena formou podsadeb pod bukovou etáž nebo do menších ploch po disturbancích. V jiných lokalitách, kde se dochovaly zbytky populací, je podporováno přirozené zmlazení jedle – buď jenom pasivní ochranou proti okusu zvěří a nebo aktivně – uvolňovacími zásahy v bukové etáži.

Jestliže na těchto postupech panuje víceméně shoda mezi orgány ochrany přírody a lesnickým provozem, menší míru shody najdeme u otázky v jakém stavu ponechat les samovolnému vývoji. Na tuto otázku samozřejmě neexistuje jedna odpověď definující stav lesa pro ponechání samovolnému vývoji. V oboru obnovního managementu lesů se však jedná o dosud komplexně nezhodnocenou problematiku a to nejenom v ČR.

Obnovní management lesů pro ochranu biologické rozmanitosti

Nejmladším, ale velmi naléhavým okruhem obnovního managementu lesů je případ ad 3), který se jako ochrannářské téma začal v ČR rozvíjet na konci 20. století. Záchrana, obnova a následná stabilizace biologické rozmanitosti lesů, zejména v případě ohrožených druhů organismů je nejvíce spojena s lesy v nižších polohách – tedy s lesy pod pásmem rozšíření buku jako přirozené dominantní dřeviny středních poloh. Specifikem využití těchto lesů nebyla na rozdíl od lesů středních poloh tak dramatická změna druhové skladby, ale dlouhodobé a intenzivní způsoby využívání lesů – výmladkové hospodaření s krátkou dobou obmýti za účelem získávání paliva, polaření, travení a pastva v lesích, mimo lesy potom např. ořezávání větví spojené s tvorbou dutin v kmenech stromů apod. (viz kapitola „Výzvy aktivního managementu lesů pro podporu biodiverzity“).

Intenzivní a nejdéle trvající vliv člověka spojený s velmi rozličnými způsoby využití lesů umožňoval přežití organismů vázaných na světlejší a teplejší mikrostanoviště. Výmladkové hospodářství bylo od 50. let 20. století výrazně omezováno z důvodu zvýšení produkce lesů a pěstování kvalitnějších sortimentů a omezilo se jenom na akátové hospodářství zejména na jižní Moravě. Převody dubových a habrových pařezin byly prováděny pomocí celoplošné přípravy půdy a plochy byly následně zalesněny borovicí. Na plochách s kontinuitou dubového hospodářství sice nedošlo ke změně druhové skladby, ale např. standardní velkoplošné dubové podrostní hospodářství, jakkoliv je z hlediska produkce a udržení produkčního potenciálu stanoviště bezproblémové, nevytváří dostatečné podmínky pro přežívání kriticky ohrožených druhů hmyzu.

Proto i formy obnovního managementu zaměřené na ochranu biologické rozmanitosti vyvolávají zatím rozporuplné reakce a tato problematika je v současnosti ve fázi experimentálních pokusů s les-

ní pastvou (CHKO Český kras, NP Podyjí, PP Na ostrově u Vlašimi) a v o něco větší míře s obnovou výmladkového hospodaření (Školní lesní podnik Křtiny Mendelovy univerzity v Brně, NP Podyjí).

Z pohledu ochrany biologické rozmanitosti je patrný nesoulad mezi aktivním managementem využívajícím starých způsobů hospodaření a ponecháním lesa samovolnému vývoji. To je způsobeno mimo jiné tím, že v nižších polohách logicky nemáme „tradiční“ lesní rezervace jako ve středních a horských oblastech (Žofínský prales, Boubínský prales atd.). A proto dodnes neznáme průběh disturbanční dynamiky lesů pod pásmem buku. Zároveň dříve člověkem ovlivněné lesy, které byly sekundárně ponechány samovolnému vývoji, dosud neměly dostatek času, aby se v nich disturbanční režimy plně rozvinuly – bezzásahový režim je v nich uplatňován maximálně několik desetiletí.

Na rozdíl od nižších poloh je obnova biologické rozmanitosti středních a vyšších poloh vázána na lesy, které označujeme jako přirozené (Miko & Hošek 2009) a kde není zásadní konflikt mezi nulovým nebo minimálním udržovacím režimem managementu a druhovou rozmanitostí – ta je zde výrazně vázána na tlející dřevo a na přirozenou druhovou skladbu lesů.

Otázky pro budoucnost

Z celkové výměry lesů v ČR je 28,4 % plochy lesů v některé z kategorií zvláště chráněných území (Anonymus 2011b). Jednou ze zásadních otázek pro budoucnost je vyjasnění cílů obnovního managementu především ve zvláště chráněných územích – tento proces probíhá s postupnou obnovou plánů péče pro jednotlivá území. Od něj se může dále odvíjet rozhodování o aktuálních způsobech managementu.

Specifickou podmnožinou jsou lesy ponechané samovolnému vývoji. Jejich současný podíl činí 0,95 % z plochy lesů a dosud nebylo



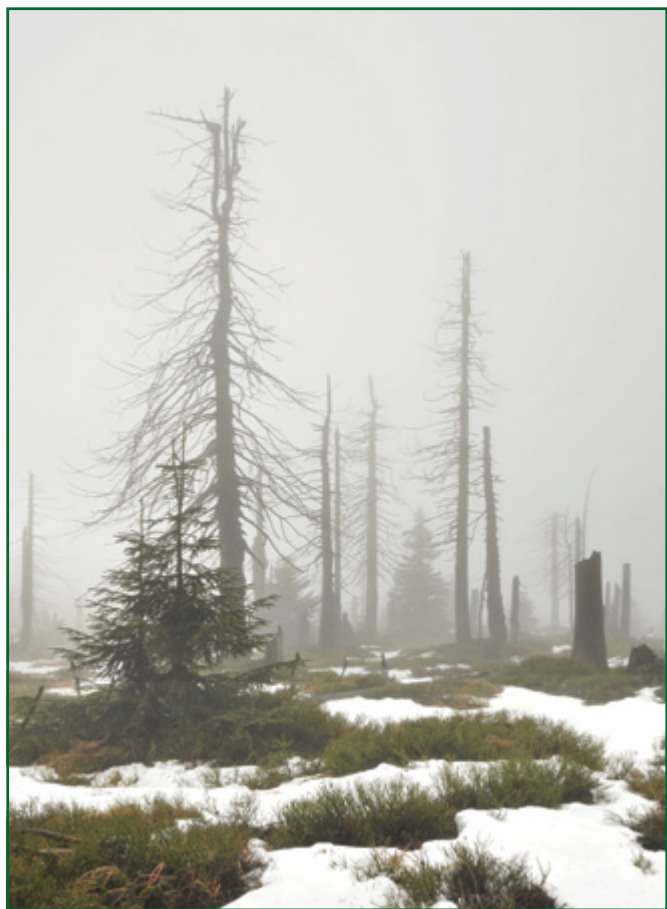
Obr. 3. Les podél Klaperova potoka, NP Podyjí. (Z. Patzelt)



Obr. 4. Podsadby jedle bělokoré ve smrčinách na svazích Velkého Blaníku, CHKO Blaník. (P. Kostečka)

dosaženo konsenzu na jejich cílové rozloze (např. v koordinační radě Národního lesnického programu II nebyl v roce 2011 akceptován předjednávaný rozsah 4 % lesů v ČR). Taktéž dosud nebyla komplexně vyřešena otázka, v jakém stavu chceme lesy v režimu obnovního managementu ponechávat v budoucnu samovolnému vývoji.

Ještě závažnější je otázka volby způsobů trvalého managementu lesů v chráněných územích i mimo ně – v kategorii lesy zvláštního určení potřebné pro zachování biologické různorodosti. Na rozdíl od lesů cílově ponechaných samovolnému vývoji, u kterých se bude vždy jednat o jednotky procent, bude se výměra lesů v chráněných územích s trvalým managementem pohybovat v řádu desítek procent (více než 20 %). Jejich specifický management, zejména v nižších



Obr. 5. Lesy silně poškozené imisemi v Krkonošském národním parku u Špindlerovy boudy. (Z. Patzelt)

polohách, je spojen s akceptací návratu dřívějších forem hospodaření (např. výmladkové hospodaření) a také s otázkou náhrad újmy na produkci z důvodu ochrany přírody u nestátních vlastníků. V případě lesů v majetku státu je třeba jednoznačně politicky dořešit otázku způsobu vykazování újmy subjekty spravujícími státní lesy a navazující diskutabilní platby stát-státu (AOPK ČR – LČR, s.p.). S ohledem na předpokládané budoucí limity finančních zdrojů na účelový management lesů by již dnes měla být hlavní pozornost upřena na výběr ploch s prioritním zájmem ochrany druhové rozmanitosti, na které budou pro zachování kontinuity specifického managementu finanční prostředky přednostně směřovány.

Čtyři případové studie v oddílu obnovní management lesů prezentují ukázky spontánních procesů (nulový management) i výsledky dlouhodobých aktivních postupů při obnově lesů. Současně jsou vždy umístěny do prostředí horských lesů i do lesů středních a nižších poloh. Studie obnovy horských lesů v Jizerských horách představuje výsledky dvaceti let obnovy horských ekosystémů poškozených imisemi v CHKO. Naopak studie ze Šumavy je ukázkou spontánní obnovy horského lesa po velkoplošné disturbanci v I. zóně NP Šumava. Raritní, ale o to důležitější ukázkou spontánního vývoje lesa po požáru, je případ požářiště v NP České Švýcarsko. Obnovní management lesů v NP Podyjí je představován postupnou přestavbou lesů s dřívě dominantní borovicí na smíšené listnaté lesy s pestrá prostorovou strukturou jako podmínkou pro ochranu biologické rozmanitosti lesů nižších poloh.

Literatura

- Anonymus (1998): Forest rehabilitation in Krkonoše and Šumava National Parks. Final report. – United Nations Framework Convention on Climate Change. (Dostupné na: http://unfccc.int/kyoto_mechanisms/aij/activities_implemented_jointly/items/1976.php & http://unfccc.int/kyoto_mechanisms/aij/activities_implemented_jointly/items/1729.php; version February 2012)
- Anonymus (2011a): Aktualizace státního programu ochrany přírody a krajiny České republiky. – Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Anonymus (2011b): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2010. – Ministerstvo zemědělství, Praha.
- Farkač J., Král D. & Škorpík M. (eds) (2005): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Miko L. & Hošek M. (2009): Příroda a krajina České republiky – zpráva o stavu 2009. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Tesař V., Balcar V., Lochman V. & Nehyba J. (2011): Přestavba lesa zasaženého imisemi na Trutnovsku. – Mendelova univerzita, Brno.
- Vrška T., Hort L., Adam D., Odehnalová P. & Horal D. (2002): Developmental dynamics of virgin forest reserves in the Czech Republic I – The Českomoravská vrchovina Upland (Polom, Žákova hora Mt.). – Academia, Praha.

Česká republika patří mezi lesnaté evropské země a organismy vázané na lesy představují podstatnou část její biodiverzity. Lesnatost mezi lety 1790 a 2010 vzrostla ze čtvrtiny na třetinu rozlohy území, a zásoba dřeva na jednotku plochy se od 30. let minulého století téměř zdvojnásobila. Více než polovina lesů je ve státním vlastnictví a obhospodařují je státem vlastněné společnosti. Více než čtvrtina lesů je součástí chráněných území, některé lesní rezervace pocházejí z poloviny 19. století a patří mezi nejstarší na kontinentu. Tento obrázek, často zmiňovaný v lesnických a ochranářských zprávách, vyznívá velmi optimisticky nejen ve srovnání se zprávami o likvidaci lesů v rozvojovém světě, ale také optikou Západu, kde státem vlastněné lesy jsou nejsnáze přístupné ochraně přírody. Obecně optimistický obraz se však dramaticky liší od toho, který vykresluje informace o stavu lesní biodiverzity, tedy o situaci obyvatel našich lesů. Na vině rozhodně není jen – sám o sobě poměrně pozoruhodný – fakt, že většinu z oně čtvrtiny lesů v chráněných územích tvoří lesy hospodářské. Zatímco si expanze lesů – ať samovolnou sukcesí nebo záměrným zalesněním – vybírá tvrdou daň na nelesní biodiverzitě, jsou nově vznikající lesy biologicky chudé a málokdy skýtají útočiště ohroženým organismům lesním, které rychle mizí i z lesů „starých“. Přes výrazný nárůst rozlohy lesů u nás citlivější lesní organismy rapidně ubývají, mnohé jsou na našem území silně ohrožené nebo dokonce vyhynulé, třebaže před nějakými 50–100 lety byly běžné (Beneš et al. 2002, Farkač et al. 2005, Konvička et al. 2005).



Obr. 1. Kmeny hlavatých vrb u Vojkovic u Brna hostí množství ohrožených obyvatel stromových dutin včetně páchníka hnědého (*Osmoderma barnabita*). (L. Čížek)



Obr. 2. Desítky let bez managementu změnilo otevřené porosty hlavatých vrb na mokřích loukách v neproniknutelnou džungli kopřiv. Dlouho neořezané hlavaté vrby v NPR Křivé jezero neunesou přerostlé větve a rozlamují se. (L. Čížek)

V hypotetické přirozené druhové skladbě lesů České republiky by jehličnany tvořily ~35 % stromů, z toho jedle bělokora (*Abies alba*) asi dvě třetiny a smrk (*Picea abies*) téměř třetinu. Dnes jehličnany tvoří ~75 % stromů v našich lesích, smrk sám více než polovinu. Pokryvnost jedle klesla na < 1 % celku. Podobný osud potkal z nejružnějších důvodů také mnohé další dřeviny. Prakticky zmizely jalovce (*Juniperus communis*), jilmy (*Ulmus* spp.) tvoří zlomeček původního množství, hrušeň polnička (*Pyrus pyrastrer*) a jablonoň lesní (*Malus sylvestris*) patří mezi ohrožené druhy. Všechny zmíněné dřeviny hostí množství specializovaných organismů, které těžce doplácí na změnu druhové skladby lesů. Přesto takové organismy tvoří sice významnou, avšak spíše malou část ohroženého přírodního bohatství našich lesů. Jeho podstatně větší část je totiž vázána na lesy rozvolněné, světlé, bohatě strukturované, raná sukcesní stadia lesů, staré stromy, případně jemnozrnnou mozaiku nejružnějších sukcesních stádií lesa a bezlesí.

Takovou podobu lesů dříve udržoval člověk pastvou a těžbou dřeva, před ním velcí býložravci, oheň a kalamity typu větrných smrští nebo přemnožení listožravého nebo xylofágního hmyzu. Jenže zemědělská a průmyslová revoluce přinesly intenzifikaci lesního hospodaření. Ta v posledních zhruba dvou staletích proběhla v celé Evropě, vzhledem k historickým okolnostem ale na české lesy dopadla obzvláště tvrdě. Napřed Marie Terezie r. 1754 lesním patentem zakázala lesní pastvu, což o zhruba století později vedlo k tomu, z našich lesů poprvé v historii zcela zmizeli velcí spásací a další býložravci. Série znárodnění vedla k tomu, že ve druhé polovině minulého století skončilo více než 99 % všech lesů v rukou státu a jeho skvěle organizované armády lesníků. A protože od počátku 70. let bylo pasečné hospodaření (a paseka v té době znamenala holoseč) tvrdě prosazováno jako jediný, moderního socialistického lesnictví hodný způsob obhospodařování lesa, – a podobná státní lesnická politika v zásadě přetrvává dodnes –, došlo k jinde nevídané unifikaci lesního hospodaření a následně i podoby lesů.

Pasečné hospodaření dává vzniknout zapojeným, hustým lesům, obvykle stejnověkým monokulturám. Produkce dřeva je maximální, stejně jako množství energie nezbytné k jejímu zajištění. Biologicky jde o naprostou katastrofu. Tento způsob „péče“ byl ještě v nedávné minulosti poměrně široce aplikován také v chráněných územích. Jinde se zase nehospodařilo vůbec, takže lesy zhoustly a zapojily se.

Samostatnou kapitolu v tomto procesu představuje bezhlavé zalesňování imisních holin v hraničních pohořích – většinou velkoplošných chráněných územích. Produkční potenciál lesů byl sice místy částečně obnoven, nicméně se podařilo zalesnit také většinu do té doby bezlesých enkláv. Výsledkem jsou jednolitě plochy stejnověkých lesů, které významně ohrožují existenci například tetřívka obecného.

Zásoby dřeva na našem území dnes převyšují i ty nejodvážnější sny lesních hospodářů 19. století. Odvrácenou stranou mince je skutečnost, že naše lesy jsou tak husté, že vedle stromů se do nich už nic dalšího vlastně nevejde. I přes místy výrazné změny druhového složení je drastická proměna prostorové struktury lesů hlavním problémem ohrožujícím biologickou rozmanitost lesů v České republice. Pokusy o změnu druhového složení lesů k jejich předpokládanému přirozenému stavu jsou sice méně časté než by bylo žádoucí, nicméně existují (viz kapitola Přestavba borových monokultur na smíšené listnaté lesy v Národním parku Podyjí) a o jejich potřebě mezi ochránci a méně konzervativní částí lesnictva panuje široký konsenzus. Naopak klíčová úloha disturbancí v zachování biodiverzity lesů zatím není široce přijímána. Pokusy o obnovu a údržbu pestřejší, rozvolněné prostorové struktury lesů, obnovu řídkých lesů a cílenou tvorbu stanovišť ohrožených druhů v lesích tak narážejí na nechuť některých lesníků a občas i ochránců přírody a zatím u nás téměř neexistují.

Pasečné hospodaření je u nás nejrozšířenějším, a z hlediska biologické rozmanitosti zřejmě také nejhorším možným způsobem managementu lesa. Možností, jak situaci zlepšit je mnoho, pokusíme se zmínit alespoň ty nejzákladnější. V lesích hospodářských je žádoucí, ekonomicky reálnou a jinde v Evropě vcelku běžně uplatňovanou alternativou výběrné hospodaření, v méně produktivních lokalitách také hospodaření výmladkové. Je-li ochrana přírody hlavním hlediskem při péči o les, je možností více. Zmínku si rozhodně zaslouží oheň. V Severní Americe i na severu Evropy, kde je široce přijímán jako ekologický faktor ovlivňující odedávna podobu tamních lesů, je řízené vypalování stále běžnějším nástrojem ochránců i lesních hospodářů. A protože oheň zřejmě významně ovlivňoval také podobu středoevropských lesů (Niklasson et al. 2010), je možné, že se časem stane i nástrojem jejich managementu. Zatím se blíže podíváme na způsoby, které jsou v našich šířkách o něco méně kontroverzní a jejichž brzké znovuzavedení není pouze nezbytné, máme-li alespoň snížit rychlost úbytku lesní biodiverzity, ale v dohledné době snad také reálné. Jde o lesní pastvu, a výmladkové hospodaření.

Lesní pastva

Protože pastva hospodářských zvířat v lesích je u nás po staletí zakázána, aktivně obhospodařované pastevní lesy v České republice prakticky neexistují. Výjimku tvoří několik fragmentů v oborách. Rozlohou jsou většinou malé, ale jejich ochranná hodnota je obrovská. Jde o poslední místa výskytu mnoha organismů vázaných na světlé lesy, mohutné staré a osluněné stromy a mrtvé dřevo. Jenže obory většinou postrádají jakýkoli relevantní ochranný status, takže při jejich správě převažují nejen zájmy chovu zvěře, ale zejména u obor v rukou státu také zájmy dřevařské. Mnohé cenné porosty již byly vykáceny a převedeny na klasický hospodářský les, zbytku to vážně hrozí. Typické atributy pastevních lesů – obrovské duby a jedle – vždy přitahovaly pozornost ochrany přírody. Některé bývalé pastevní lesy tak byly vyhlášeny za přírodní rezervace (např. NPR Ranšpurk, NPR Mionší) a veřejnosti prezentovány jako „pralesy“. Bezzásahovost v nich však vedla ke zvýšení zápoje, potlačení hlavních dřevin (dub, jedle) jinými druhy, i k úbytku obrovských, starých stromů, které v zápoji nedokáží vzdorovat mladším konkurentům (např. Vrška et al. 2002, Vrška et al. 2006). Po téměř desetiletí diskusí byla nedávno lesní pastva hospodářských zvířat – zatím spíše jako experiment než management – obnovena v CHKO Český kras, na Podblanicku a NP Podyjí. Nezbyvá než doufat, že se rychle rozšíří zejména tam, kde biota pastevních lesů dosud částečně přežívá. Rovněž je klíčové dohodnout se s hospodáři v oborách, kde se – s rostoucím tlakem na tvorbu zisku ve státních lesích a důrazem na produkci dřeva – zájmy chovu zvěře a ochrany přírody stále více překrývají.

Výmladkové hospodaření

Pomineme-li akátiny, prakticky u nás neexistují ani aktivně obhospodařované pařeziny a střední lesy. Za komunistů bylo výmladkové hospodaření prohlášeno za drancování lesů a zakázáno. Ale dlouho netežené, tzv. předržené pařeziny, nebo nepravé kmenoviny („vyjednocene“ předržené pařeziny) pokrývají dodnes tisíce hektarů především v nížinách a pahorkatinách. Dosud si zachovaly kontinuitu přítomnosti některých vzácných stanovišť, a jsou klíčové pro množství ohrožených organismů včetně roháče obecného (*Lucanus cervus*), kovařika fialového (*Limoniscus violaceus*) nebo střevíčníku pantoflíčku (*Cypripedium calceolus*). Problém je, že tyto staré pařeziny bývají káceny a – často ekonomicky zcela nesmyslně – nahrazovány výsadbami v lesích hospodářských, i lesích chráněných území (např. Milovický les v CHKO Pálava, NPR Pouzdřanská step – Kolby). V místech, kam nedosáhne intenzivní lesnictví, jsou zase přestarlé pařeziny po-



Obr. 3, 4. Lánská obora je jedním z posledních míst v České republice, kde dosud najdeme otevřené pastevní lesy, klíčové stanoviště mnoha silně ohrožených organismů. Řídké lesy ale i zde rychle ubývají, jak ukazuje srovnání mezi lety 1953 (vlevo) a 2009 (vpravo). Příčinou jejich zániku není suše – tu blokuje vysoké stavy zvěře –, ale průnik intenzivního, na produkci dřeva orientovaného lesnictví do obornické praxe. Letecký snímek z r. 1953 poskytl VGHMÚř Dobruška, © MO ČR 2009.



Obr. 5, 6. Boří les mezi Valticemi a Břeclaví v letech 1953 (vlevo) a 2010 (vpravo). Starý snímek ukazuje zbytky středních lesů s ponechanými výstavky, nový prakticky úplné zapojení korun. To postihlo i NPP Rendezvous, jejíž severní část zasahuje pod průsekem (cestou) na spodní okraj výřezu. Sukcese a výsadby přivedly do podobného stavu většinu původně otevřených lesů v chráněných územích i mimo ně. Dodnes běžnou praxí jsou také výsadby borových plantáží (temné plochy v severní části snímku). Letecký snímek z r. 1953 poskytl VGHMÚř Dobruška, © MO ČR 2009.

nechány sukcese, která nevyhnutelně vede k vymizení světlomilných organismů. Poté, co bylo zakázáno a zapomenuto, bylo u nás výmladkové hospodaření znovuobjeveno koncem minulého století. V městských lesích Moravského Krumlova v polovině 90. let byl uskutečněn první, především ekonomicky motivovaný pokus obnovit výmladkové hospodaření. Přestože převod přestárklých pařezin na les střední byl rozhodnutím vlastníka zastaven, jde o zatím největší (> 100 ha) takový pokus (Utinek, 2004). Nezbyvá než doufat, že se výmladkové hospodaření rychle dočká širšího přijetí nejen jako ochrannářský management, ale že bude také rehabilitováno jako místy ekonomicky výhodná alternativa i v hospodářských lesích. Zatím došlo k několika dalším pokusům o obnovu výmladkového hospodaření (CHKO Český Kras, CHKO Moravský Kras, CHKO Pálava a NP Podyjí), vždy na malých plochách (o výměře max. 1–2 ha).

Vrškové hospodaření, též pravidelný ořez stromů, většinou na hlavu (angl. pollarding) je vlastně výmladkové hospodaření na vysokém pařezu nebo kmeni. Umožňovalo skloubit na jednom místě pastvu s intenzivní produkcí palivového dříví. Ačkoli dříve bylo mnohem častější, je vrškové hospodaření dodnes nejrozšířenějším typem výmladkového hospodaření v ČR. Zachovalo se hlavně na nelesních stanovištích na vrbách, ale běžně bývaly ořezávány i mnohé další listnáče. Ořez vede k rychlé tvorbě dutin – prakticky každá ořezávaná vrba s průměrem kmene nad 40 cm má dutinu – a obnažuje čerstvě mrtvé dřevo. Vytváří tak vysokou koncentraci jinak vzácných a řídké rozmístěných stanovišť a je klíčovým faktorem umožňujícím přežití fauny vázané na dutiny a staré stromy včetně např. páchníka hnědého (*Osmoderma barnabita*), kovařika rezavého (*Elatér ferrugineus*) nebo roháče obecného (*Lucanus cervus*) v intenzivně obhospodařované zemědělské krajině a intravilánech (Šebek et al. 2010). Jde o velmi žádoucí způsob obhospodařování dřevin mimo les i v lese, díky rostoucím cenám palivového dřeva rostou i šance na jeho návrat.

Závěr

V posledním desetiletí se stále více ochranářů i lesníků snaží o obnovu aktivního managementu lesů. Návrat tradičních forem obhospodařování lesů je bohužel pomalý, snahy o cílenou tvorbu stanovišť ohrožených organismů v lesích nezdědka naráží na odpor konzervativních částí ochrannářské i lesnické obce. Na druhé straně, zdokumentovaný rychlý úbytek biodiverzity v chráněných územích vytváří tlak na přesun priorit od ochrany vágně definovaných společenstev a přírodních procesů k ochraně biodiverzity založené na znalosti potřeb ohrožených organismů (tzv. „evidence-based conservation“). Přestože se v tomto ohledu během uplynulého desetiletí mnoho neudělalo, došlo k podstatné změně v myšlení ochranářů a dochází k ní i u les-

níků. Je tak možno říci, že cesta k obnově aktivního ochrannářského managementu v lesích České republiky sice není bez překážek, je však otevřená.

Poděkování


Statistika o stavu lesů pochází z webové prezentace Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem (www.uhul.cz). Martin Škorpík a Dušan Utinek ochotně seznámili autora s neaktuálnějším stavem obnovy tradičních managementů. Autor byl podpořen projekty MŠMT 6007665801 a LC06073.

Literatura

- Beneš J., Konvička M., Dvořák J., Fric Z., Havelda Z., Pavlíčko A., Vrabec V. & Weidenhoffer Z. (2002): Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II. – SOM, Prague.
- Farkač J., Král D. & Škorpík M. (eds.) (2005): Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Konvička M., Beneš J. & Čížek L. (2005): Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. – Sagittaria, Olomouc.
- Niklasson M., Zin E., Zielonka T., Feijen M., Korczyk A. F., Churski M., Samojlik T., Jędrzejewska B., Gutowski J.M. & Brzezicki B. (2010): A 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. – *Journal of Ecology* 2010, 98, 1319–1329.
- Šebek, P., Čížek, L., Hauck, D. & Schlaghamerský, J. (2010): Viability of an *Osmoderma barnabita* population in a pollard willow stand at Vojkovice (Czech Republic) – 6th European symposium and workshop on the conservation of saproxylic beetles June 15-17, 2010, Ljubljana: 18-19.
- Utinek D. (2004): Conversions of coppices to a coppice-with-standards in Urban Forests of Moravský Krumlov. – *Journal of Forest Science* 50:38–46
- Vrška T., Hort L., Adam D., Odehnalová P. & Horal D. (2002): Dynamika vývoje pralesovitých rezervací v ČR I – Českomoravská vrchovina (Polom, Žákova hora). – Academia, Praha.
- Vrška T., Hort L., Adam D., Odehnalová P., Král K. & Horal D. (2006): Dynamika vývoje pralesovitých rezervací v ČR II – Lužní lesy (Cahnov-Soutok, Ranšpurk, Jiřina). – Academia, Praha.

Přestavba borových monokultur na smíšené listnaté lesy v Národním parku Podyjí

Tomáš Vrška & Jaroslav Ponikelský

Lokalizace	 NP Podyjí 48°52' N, 15°53' E; nadmořská výška 375–430 m
Ochranný status	NP, EVL
Ekosystém	Hercynské dubohabřiny (<i>Carpinion</i>), květnaté bučiny (<i>Fagion sylvaticae</i>)
Obnovená plocha	Cca 900 ha v centrální části NP; z toho experimentální objekt Pyramida 96 ha
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR, rozpočet Správy NP Podyjí
Náklady	Cca 6 000 Kč/ha za období 1992–2008

Výchozí stav v roce 1992

Mladší porosty byly tvořeny převážně jehličnatými monokulturami – borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) a smrkem ztepilým (*Picea abies*). Středněvěké a starší porosty byly častěji smíšené – dvouetážové – v hlavní úrovni jehličnany borovice lesní, smrk ztepilý a modřín opadavý (*Larix decidua*), v podúrovni listnáče dub zimní (*Quercus petraea*), habr obecný *Carpinus betulus*), lípa srdčitá (*Tilia cordata* atd.). Listnáče byly většinou výmladkového původu, neboť generace mytně zralé jehličnaté úrovně byla první generací po převodu smíšených listnatých pařezin. Listnaté porosty bez nebo s minimální příměsí jehličnanů tvořily menší část plochy. Jednalo se zejména o doubravy a smíšené porosty habru a dubu. Porosty byly texturně málo diferencované, scelené do větších uniformních bloků, strukturní diferenciace se omezovala na maximálně dvouetážové porosty (jehličnatá hlavní úroveň, listnatá podúroveň), v dřevinné skladbě výrazně chyběl buk, tlející dřevo nebylo ponecháváno ani v podobě stojících souší ani jako ležící kusy kmenů.

Cíle

Strukturně diferencované smíšené listnaté porosty s jemnější texturou a větší členitostí okrajů, v nichž se dřevinná skladba blíží modelu potenciální přirozené skladby.

1. Část porostů bude ponechána samovolnému vývoji (ve stavu TP2+ a TP1 – Obr. 2).
2. Na části porostů v pufracním pásmu NP bude probíhat trvalý management. V těchto porostech je zvýšená péče věnována přítomnosti vtoušených dřevin, například třešni ptačí (*Prunus avium*), hrušni obecné (*Pyrus communis*), jeřábům (*Sorbus* spp.). V porostech jsou ponechávány přirozeně odumřelé stromy cílových dřevin k zetlení. Jemná textura porostu vytváří pestré a stále se měnící světelné a teplotní podmínky pro existenci životaschopných populací ochranný významných druhů rostlin (Decocq 2004) i živočichů, zejména xylofágních druhů hmyzu (Gotmark 2007). Pěstební péče je prováděna s využitím výběrných principů, zejména metodou cílových tlouštěk (Diaci et al. 2006).



Obr. 1. Smíšené lesy v NP Podyjí. Hlavním cílem obnovního managementu těchto lesů jsou přestavby jehličnatých (smrkových i borových) monokultur na smíšené listnaté lesy. (P. Lazárek)

Metodický přístup

- Klasifikace výchozího stavu v roce 1992 – definováno 5 typů porostů (TP) podle (Obr. 2):
 - aktuální dřevinné skladby;
 - prostorového uspořádání porostu (míra strukturní diferenciace);
 - postupu lesnických zásahů.
- Opakované hodnocení změn (2003, 2008, plánované 2013):
 - plošné zastoupení typů porostů;
 - velikost texturních prvků;
 - počet texturních prvků;
 - dřevinná skladba.
- Ekonomické hodnocení přestavb:
 - data z primárních dokladů (kontinuálně archivovány od r. 1992);
 - fázové kalkulace;
 - obnovy porostů – od mytní těžby do zajištění kultury.

Postup obnovního managementu a monitoring

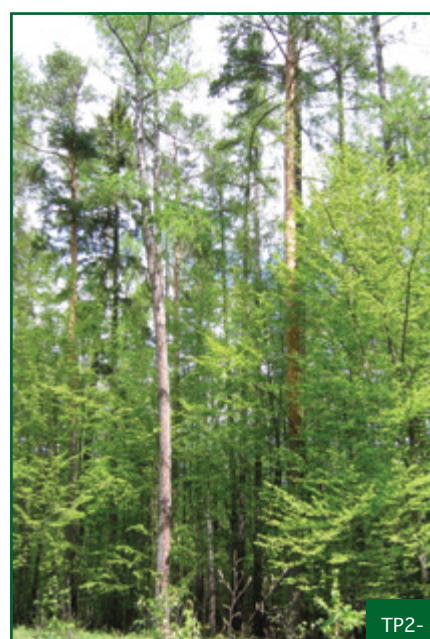
1992	Ukončení standardního pasečného hospodaření s borovicí a smrkem. Ukončení zalesňování borovicí, smrkem a modřínem.
1992–1993	Zpracování plánu péče o NP a klasifikace výchozího stavu porostů.
1994	Započetí aktivní realizace obnovního managementu. Zahájení podsadeb bukem.
2003	První hodnocení změn stavu porostů a celého experimentálního objektu.
2008	Druhé hodnocení změn stavu porostů a celého experimentálního objektu.
2013	Třetí hodnocení změn stavu porostů a celého experimentálního objektu + ekonomické a pěstební modelování.



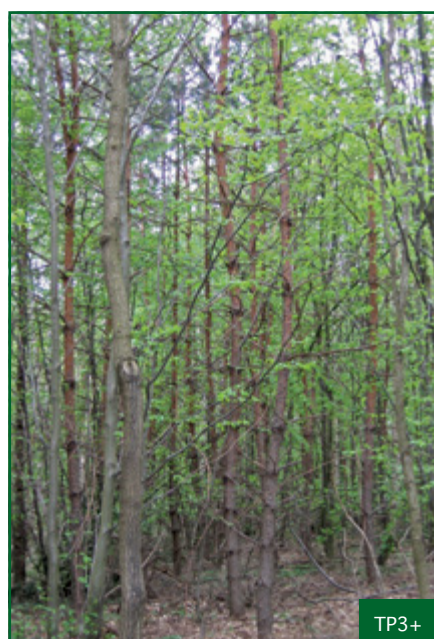
TP1



TP2+



TP2-



TP3+



TP3-

Obr. 2. Vizualizace typů porostů:

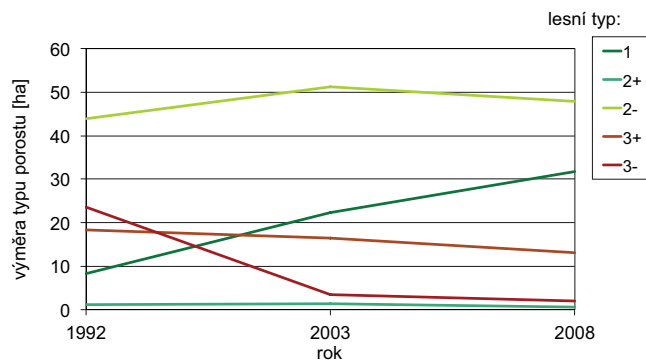
- TP1 cílový
- TP2+ pokročilý přechodný
- TP2- počáteční přechodný
- TP3+ převážně jehličnatý
- TP3- čistý jehličnatý

Výsledky

Změny celkové plochy typů porostů (TP) na experimentálním objektu jsou vyjádřeny na Obr. 3, změny prostorové distribuce TP jsou uvedeny na Obr. 4. Rápidní pokles plochy TP3- je výsledkem prvních opatření – uvolnění korunového zápoje borových porostů z výsadeb v 70.–80. letech 20. stol. a podpora podúrovňových listnatých dřevin. Po těchto zásazích přešel TP3- do kvalitativně vyššího TP3+, kde probíhá další uvolňování a první zásahy vedoucí k prostorové diferenciaci porostu. TP2- i TP2+ mají ve sledovaném období víceméně vyrovnanou plochu, protože do nich se přesunují aktivně upravované TP3+ a zároveň z nich přecházejí do cílového TP1 druhově i prostorově diferencované porosty.

Vývoj texturní diferenciaci vyjadřuje Obr. 5. Klíčovým výsledkem je rozčlenění kompaktních, celoplošně uzavřených, strukturně jednoduchých porostů v jihovýchodní části experimentálního objektu. Zde byly umísťovány první rozčleňovací zásahy a provedeny první posadby a výsadby buku. Průměrná velikost texturního prvku se zmenšila z 0,81 ha (1992) na 0,48 ha (2008). Celkový počet strukturních prvků vzrostl ze 177 (1992) na 197 (2008).

Změny dřevinné skladby na experimentálním objektu jsou vyjádřeny v tab. 1. Výsledky jasně dokazují rychlou změnu (v lesnickém měřítku) dřevinné skladby. Pokles zastoupení jehličnanů na 58 % jejich původního zastoupení (v roce 1992) byl umožněn jedině díky intenzivní práci s roztošenou listnatou podúrovní a intenzivním vnášením buku.



Obr. 3. Vývoj souhrnné plochy jednotlivých typů porostu na experimentální ploše.

Zkušenosti a perspektiva do budoucna

Pro realizaci obnovního managementu lesů je klíčovým faktorem jasná formulace dlouhodobého cíle a pracovního postupu pro praktické lesníky. S využitím klasifikace typů porostu lze zpracovat prakticky aplikovatelné rámcové směrnice péče o les – vždy se jedná o hledání hranice mezi „vědeckostí“ a jejich praktickou uplatnitelností. A zcela nevědecky, ale prakticky platí, že dosažitelnost výsledku je přímo úměrná oboustrannému respektu a úrovni vzájemných mezilidských vztahů.



Obr. 4. Změny v plošné distribuci typů porostu na experimentálním objektu Pyramida v období 1992–2008.



Obr. 5. Vývoj textury porostů na experimentálním objektu Pyramida v období 1992–2008.

Tab. 1. Změny dřevinné skladby na experimentálním objektu Pyramida v důsledku uplatnění postupů obnovního managementu.

Dřevina	1992 [%]	2003 [%]	2008 [%]
Borovice lesní	39,0	32,2	23,7
Modřín opadavý	11,0	4,6	3,7
Smrk ztepilý	10,5	9,0	7,9
Σ Jehličnany	60,5	45,8	35,3
Dub	27,5	32,7	34,8
Habr obecný	8,5	13,2	16,3
Buk lesní	0,5	2,5	5,4
Bříza pýřitá	1,7	3,1	3,7
Lípa srdčitá	0,3	1,1	2,0
ostatní listnaté	1,0	1,6	2,5
Σ Listnáče	39,5	54,2	64,7

Poděkování

Studie byla zpracována díky podpoře projektu MSM 6293359101.

Literatura


- 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 deciduous forest: understorey response to two silvicultural systems. – *Journal of Applied Ecology* 41: 1065–1079.
- Diaci J. (ed.) (2006): *Nature-based forestry in Central Europe: alternatives to industrial forestry and strict preservation*. – University of Ljubljana, Biotechnical Faculty.
- Götmark F. (2007): Careful partial harvesting in conservation stands and retention of large oaks favour oak regeneration. – *Biological Conservation* 140: 349–358.



Obr. 6. Jádrové území NP Podyjí je ponecháno samovolnému vývoji. (P. Lazárek)

Požár a sekundární sukcese jako prostředek obnovního managementu lesů v národním parku?

Kamil Král, Jan Trochta & Tomáš Vrška

Lokalizace	 Havraní skála v NP České Švýcarsko při severovýchodním okraji obce Jetřichovice 50°51'19"–50°51'35" N, 14°24'07"–14°24'31" E; nadmořská výška 245–393 m
Ochranný status	NP
Ekosystém	Především acidofilní bučiny (<i>Luzulo-Fagion sylvaticae</i>) a buko-borové lesy (<i>Dicrano-Pinion</i>)
Obnovená plocha	13.5 ha
Finanční podpora	Správa NP České Švýcarsko
Náklady	Výstavba plotu a protierozních zábran v celkové výši 61 700 Kč

Výchozí stav

Většina původních lesních porostů v NP České Švýcarsko byla v minulosti přeměněna převážně na jehličnaté monokultury a tradičně se zde v lesnickém hospodaření využívaly i geograficky nepůvodní dřeviny jako borovice vejmutovka (*Pinus strobus*), modřín evropský (*Larix decidua*), douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*) a dub červený (*Quercus rubra*) (Drozd et al. 2010). Zejména borovice vejmutovka zde našla mimořádně dobré podmínky pro svůj rozvoj (dnes tvoří 4 % dřevinné skladby) a daří se jí postupně obsazovat všechna vhodná stanoviště (Patzelt 2007).

Lokalita Havraní skála vstoupila do povědomí široké veřejnosti 22. 6. 2006, kdy zde vypukl jeden z největších lesních požárů v ČR za posledních 30 let (Vonásek 2008) – shořelo při něm cca 18 ha lesa. Původní porost byl tvořen zejména borovicí vejmutovkou (*Pinus strobus*) a b. lesní (*P. sylvestris*) s ojediněle přimíšeným bukem lesním (*Fagus sylvatica*) a dubem zimním (*Quercus petraea*). Báze svahů byly porostlé i smrkem ztepilým (*Picea abies*), naopak na skalních výchozech se často uplatňovala bříza (*Betula pendula*). Stáří porostu bylo do 130 let. Před požárem bylo v rámci managementových opatření pro redukci invadující vejmutovky vytěženo cca 100 m³ vejmutovky a ponecháno na místě (to byl také jeden z faktorů, který kromě vysokých teplot a minimálních srážek přispěl k velké intenzitě požáru).

Plocha nebyla následně kultivována běžným lesnickým způsobem (těžba, výsadba), ale z rozhodnutí správy NP byla ponechána samovolnému vývoji (kromě vykáčení pásu lesa kolem turistické stezky z bezpečnostních důvodů). Vznikla tak unikátní příležitost sledovat sekundární sukcesí po požáru a ptát se: Je možné využít požárů a následných samoobnovných přírodních procesů k obnově porostů s převahou stanovištně a regionálně původních druhů dřevin (na místech porostů zasažených invazí vejmutovky)?

Cílový stav

V současnosti lze zjednodušeně definovat dva zásadní cíle managementu lesů v NP České Švýcarsko: a) postupná přestavba současných převažujících jehličnatých monokultur na přírodě blízké lesy s dominantním bukem a přimíšenou jedlí, dubem a dalšími dřevinami a b) eliminace invadujících geograficky nepůvodních dřevin.

Cílem studia sekundární sukcese po požáru je poznat konkurenceschopnost dřevin v jednotlivých stadiích sukcese, chování hlavní invazní dřeviny borovice vejmutovky, rychlost návratu dřevin vázaných na pozdější sukcesní stadia (buk lesní, habr obecný apod.) a v neposlední řadě také vývoj prostorového uspořádání budoucích porostů. S tím je spojena klíčová otázka – není řízený požár jednou z alternativ obnovy lesů v národním parku?

Metodický postup

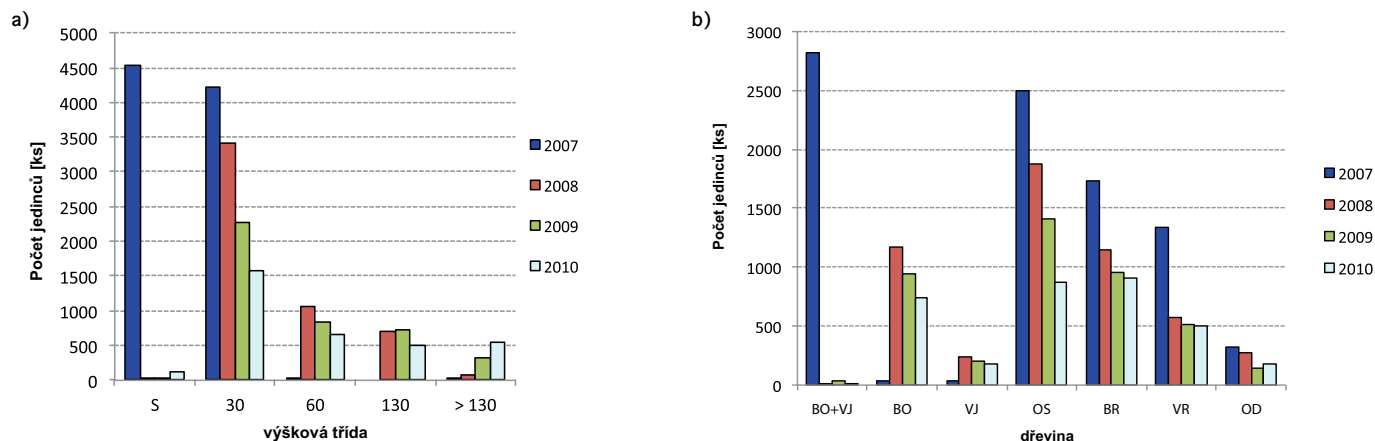
Většina plochy (cca 13,5 ha) byla oplocena kvůli ochraně proti zvěři a přímému vstupu návštěvníků NP. Na této ploše byla pro monitoring průběhu sukcese vytyčena pravidelná síť (cca 30 × 30 m) trvalých výzkumných ploch (TVP). Od roku 2007 je každoročně měřeno zmlazení na 135 čtvercových TVP o velikosti 1,5 × 1,5 m. Na každé TVP jsou zaznamenáváni jedinci všech dřevin a ti jsou rozděleni dle výšky do pěti výškových tříd (VT): a) jednoleté semenáčky, b) do 30 cm, c) 30–60 cm, d) 60–130 cm, e) nad 130 cm (Obr. 2a).

Výsledky za období 2006–2010

Již rok po požáru, v roce 2007, byla plocha mohutně kolonizována pionýrskými dřevinami, přičemž převažovaly semenáčky a juvenilní jedinci (výšková třída do 30 cm). Tento rok lze označit jako stadium



Obr. 1. Typická krajina v NP České Švýcarsko. (Z. Patzelt)



Obr. 2. a) Počet jedinců na TVP v jednotlivých letech dle výškových tříd (VT); b) počet jedinců na TVP v jednotlivých letech dle dřevin: BO – borovice lesní; VJ – borovice vejmutovka; OS – topol osika; BR – bříza; VR – vrba jíva; OD – ostatní dřeviny.

ecese, tedy uchycení největšího množství následně odrůstajících jedinců (Obr. 2 a 3). Druhově převládaly semenáčky borovic (nemožno rozlišit jednotlivé druhy) a dále se uplatňovaly sestupně v uvedeném pořadí topol osika (*Populus tremula*), bříza bělokora (*Betula pendula*) a vrba jíva (*Salix caprea*).

V roce 2008 došlo k intenzivnímu výškovému odrůstání (Obr. 2 a 4) – na ploše již byly zastoupeny všechny sledované výškové třídy (nejvíce však stále VT do 30 cm). Semenáčky se vyskytovaly jen výjimečně, většinou na plochách s horšími stanovištními podmínkami s opožděnou sukcesí. Významně se uplatnil proces selekce (samo-proředování), který se projevil skokovým poklesem celkového počtu odrůstajících jedinců dřevin na ploše spáleniště. Kromě toho došlo ke zvratu v druhovém složení, na ploše převládaly pionýrské listnaté druhy dřevin, tedy osika následována břízou a vrbou jívou. Borovice, již rozdělená dle druhu (b. lesní a b. vejmutovka), tvořila spíše marginální skupiny. Jako příznivý se ukázal poměr borovice lesní k b. vejmutovce, neboť vejmutovka byla zastoupena podstatně méně. Z toho můžeme odvozovat, že je ve zdejších podmínkách méně adaptovaná na požár a následnou sukcesí. Výškově navíc obě borovice významně zaostávají za pionýrskou břízou, osikou a jívou.

V letech 2009 a 2010 docházelo k dalšímu postupnému proředování nižších výškových tříd. Mírný vzestup počtu druhů nebo jedinců byl zaznamenán jen u nejvyšší výškové třídy (nad 130 cm). V roce 2010 byla zaznamenána nová ecese semenáčků. Poměr zastoupení dřevin se významně neměnil. V roce 2010 byl viditelný trend redukce počtu jedinců osiky, počty ostatních pionýrských dřevin víceméně stagnovaly (početně tak převládla bříza). Naopak došlo k mírnému

nárůstu skupiny „ostatní dřeviny“ (OD), která je reprezentována převážně druhy pozdějších vývojových stadií (např. buk lesní, dub zimní, smrk ztepilý, habr obecný, olše). Tento trend signalizuje budoucí přechod do dalšího sukcesního stadia – z lesa přípravného do lesa přechodného.

Zkušenosti a perspektiva do budoucna

Dosavadní zkušenosti ukazují, že úplná eliminace vejmutovky nebo alespoň omezení její invaze v NP České Švýcarsko mohou být úspěšné jen za podmínky, že budou prováděny důsledně, dlouhodobě a na území zřetelně vymezeném vůči kontaktním územím. Managementové zásahy nejsou vždy zcela efektivní, protože nejsou prováděny na celém území a po dostatečně dlouhou dobu (Němcová 2007). Důsledné uplatňování dlouhodobě efektivních postupů ovšem zvyšuje pracnost a finanční náročnost tradičního (lesnického) obnovního managementu. Roční potřeba finančních prostředků pro vlastní naplnění managementových opatření stanovených plánem péče o NP přitom činí cca 30 mil. Kč (Drozd et al. 2010). Pro jejich financování je proto nutné shánět další nenárokové dotační prostředky. Naproti tomu, využití přirozené obnovy po požáru vyžaduje pouze náklady na výstavbu plotu a protierozních zábran.

Vzhledem k příznivým výsledkům sekundární sukcese po požáru je třeba diskutovat o možnostech, ale i rizicích řízeného požárování jako alternativního (levnějšího, rychlejšího a přirozenějšího) způsobu obnovního managementu. Požár je přirozený disturbanční činitel, který vždy měl v přírodě své místo. Nejnovější antrakologický výzkum v tomto regionu naznačuje (Novák et al. 2012), že přinejmenším ně-



Obr. 3. Pohled na TVP v roce 2007 (ecese). (V. Jurek)



Obr. 4. Pohled na TVP v roce 2008 (rychlé odrůstání). (V. Jurek)



Obr. 5. Kolonizace pionýrskými dřevinami po požáru. (J. Trochta)

kteří borové lesy v severních Čechách byly ovlivňovány lesními požáry během podstatné části holocénu. Postupné lokální požarování a vytvoření úplné sukcesní série by jednoznačně vedlo k žádoucí diverzifikaci uniformních lesních porostů, omezení nepůvodních druhů a ke zvýšení biodiverzity lesů NP České Švýcarsko (na spáleništi bylo mj. objeveno velké množství antrakofilních druhů hub, mechorostů i cévnatých rostlin; podobně bylo obohaceno i druhové spektrum ptáků a drobných zemních savců – Marková et al. 2011). V NP hraje



Obr. 6. Borovice vejmutovky a borovice lesní zničené požárem. (K. Král)


významnou roli i turistická atraktivita – Havraní skála se po požáru stala doslova tahákem odborných exkurzí i výletů laické veřejnosti (v kontrastu s nevábnými holosečemi tradičního managementu). Je však třeba zvážit všechna pro a proti.

Poděkování

Studie byla zpracována díky podpoře projektu MSM 6293359101. Děkujeme Vilému Jurkovi za pomoc při sběru dat a Daně Šteflové ze Správy NP za logistickou podporu terénního výzkumu.

Literatura

- Drozd J., Härtel H. & Klitsch M. (2010): Péče o lesní ekosystémy v Národním parku České Švýcarsko. – *Ochrana přírody* 65/1: 18–20.
- Marková I., Adámek M., Antonín V., Benda P., Jurek V., Trochta J., Švejnohová A. & Šteflová D. (2011): Havraní skála u Jetřichovic v národním parku České Švýcarsko – vývoj flóry a fauny na ploše zasažené požárem. – *Ochrana přírody* 66/1: 18–21.
- Němcová I. (2007): Problémové introdukované druhy rostlin v ČR. – Ms.; Bakal. pr., Univerzita Palackého, Olomouc.
- Novák J., Sádlo J. & Svobodová-Svitavská H. (2012): Unusual vegetation stability in a lowland pine forest area (Doksy region, Czech Republic). – *The Holocene* [1]. Doi: 10.1177/0959683611434219.
- Patzelt Z. (2007): Národní park České Švýcarsko. – *Ochrana přírody* 62/1: 2–5.
- Vonásek V. (2008): Statistické informace o zásazích jednotek požární ochrany a požárech za období leden – září 2006. – Ministerstvo vnitra České republiky. (Dostupné na: <http://aplikace.mvcr.cz/archiv2008/statistiky/2006/pozary/ledzari.html>)

Lokalizace	 Jizerské hory, severovýchodní Čechy 50°49' N, 15°20' E; nadmořská výška 325–1124 m
Ochranný status	CHKO
Ekosystém	Lesní společenstva s dominantním zastoupením květnatých a acidofilních horských bučin (<i>Luzulo-Fagion sylvaticae</i>), klimaxových horských a podmáčených smrčín (<i>Piceion abietis</i>)
Obnovená plocha	Celkově 269 km ²
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR, Program stabilizace lesa, OPŽP, prostředky LČR, soukromé prostředky neziskového sektoru, zejména Nadace pro záchranu a obnovu Jizerských hor
Náklady	Za období 1992 až 2011 ze strany resortu životního prostředí 66 mil. Kč, 10 mil. Kč ze strany Nadace, LČR s OPŽP 36 mil. Kč

Výchozí stav

Původní horské lesy v Jizerských horách byly na většině plochy přeměněny ve smrkové monokultury geneticky nevhodné provenience a přirozená lesní společenstva tvořená místními populacemi dřevin byla uchována pouze v různě velkých fragmentech. V 80. letech minulého století byla vysokou imisní zátěží z energetických zdrojů (z Polska, Sasky a Česka) a nevhodnou strategií lesního hospodaření extrémně poškozena zhruba třetina lesů včetně jejich biogeochemických vlastností půd. Více jak 90 km² bylo v průběhu let 1980–1990 velkoplošně odtěženo v rámci záchranu ohrožené dřevní hmoty pro národní hospodářství za doprovodu vysoké půdní eroze. Došlo tak k ohrožení samotné integrity lesa jako vegetačního útvaru v prostoru náhorní plošiny nad 850 m n. m. a masivnímu rozšíření homogenních travinných společenstev s třtinou chlupatou (*Calamagrostis villosa*).

Na začátku 90. let zde byly velké plochy zalesněné geneticky nepůvodním smrkem ztepilým (*Picea abies*) a alochtonním smrkem pichlavým (*Picea pungens*). V 80. letech se opakovalo ekologicky problematické letecké vápnění. Generativní reprodukce i původních populací smrku, borovice kleče (*Pinus mugo*), buku lesního (*Fagus sylvatica*), jedle bělokoré (*Abies alba*) byla velmi nízká a snahy o vegetativní reprodukci neefektivní. S odstavením části energetických zdrojů a nebo jejich zmodernizováním se v 90. letech snížila imisní zátěž pohoří (Obr. 3) a následně se i zlepšila vitalita stromů včetně jejich schopnosti generativní reprodukce. Imisní zátěž přesto zůstává vysoká. Stavby spárkaté zvěře přesahovaly o stovky procent únosnost prostředí a byly dalším limitujícím prvkem obnovy lesa (Paschalis & Zajackowski 1994, Pelc 1994).



Obr. 1. Podmáčené smrčiny a rašeliniště jsou rovněž unikátním zdrojem původních gamodémů smrku, kosodřeviny, břízy karpatské, jalovce nízkého (NPR Rašeliniště Jizery). (F. Pelc)



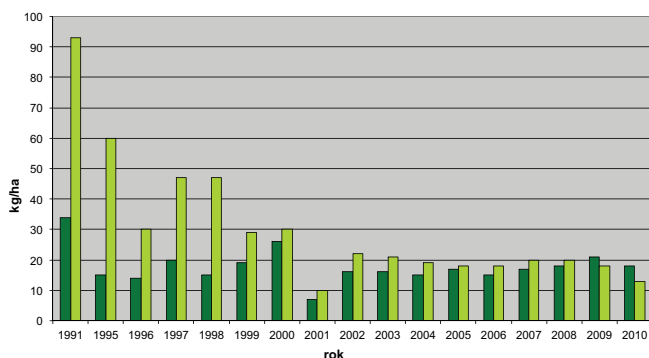
Obr. 2. Výsadby smrku pichlavého na ploše téměř 30 km² patří mezi ekologicky sporná opatření. V současnosti je nutná jejich promyšlená rekonstrukce. (Archiv AOPK ČR)

Cílový stav

Obnovit ekologicky stabilnější lesy s přírodě bližší druhovou a prostorovou skladbou s využitím původních populací lesních dřevin schopných v budoucnu lépe čelit předpokládaným stresovým faktorům jako je imisní zátěž, klimatické změny či gradace hmyzích škůdců.

Metodický postup

Na začátku 90. let bylo upuštěno od možnosti ponechání zhroutěných lesů bez jakékoliv podpory obnovy a to přes některé nesporné výhody tohoto přístupu (depozice, nízké náklady). Byla stanovena dlouhodobá strategie obnovy a stabilizace lesa a byla vymezena obnovní biocentra systému ekologické stability s rámcovými principy pěstování lesa (Pelc 1992, 1993, 1999) (Obr. 5). Ty byly promítány do lesního hospodářského plánu (LHP), případně realizovány samostatnými projekty. Byl připraven projekt záchrany a reprodukce původních a cenných populací lesních dřevin: jizerskohorského smrku (rašelinné, vrcholové či svahové), buku lesního, javoru klenu (*Acer pseudoplatanus*), jedle bělokoré, břízy karpatské (*Betula carpatica*), borovice kleče, jilmu horského (*Ulmus glabra*), jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*). Jejich uchování bylo zčásti zajištěno existencí a nebo vyhlášením přírodních rezervací a vymezováním tzv. genových základů. Sběr propagulí, pěstování sazenic a jejich využití přednostně v biocentrech bylo promítnuto do smlouvy mezi LČR a Správou CHKO Jizerské hory.

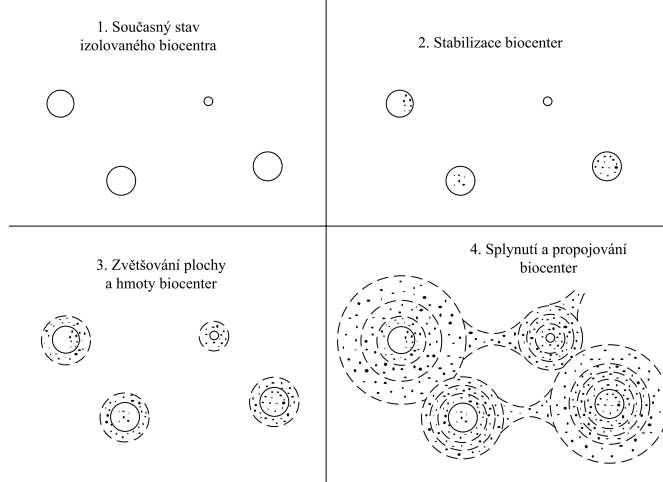


Obr. 3. Vývoj celkové depoziční zátěže na příkladu síry (světle zelená) a dusíku (tmavě zelená) v biocentru Černá hora v letech 1991–2010. Po počátečním snížení v 90. letech se imisní zátěž stabilizovala a zůstává vysoká (Schwarz 2009, + nepubl. údaje).

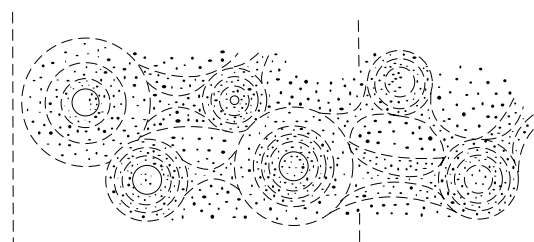


Obr. 4. Přírodě blízké bučiny na severních svazích pohoří jsou unikátní genová základna dřevin (zvl. buku, javoru klenu, jeřábu, smrku, jedle) a robusťní prvek ve stabilizaci lesů (2600 ha) (NPR Jizerskohorské bučiny). (F. Pelc)

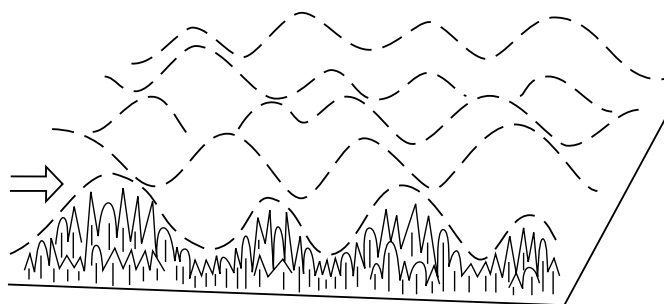
Pohled půdorysný



5. Plošné zalesňování v ekostabilizační síti



Fáze 5 – pohled bokorysný



Obr. 5. Modelová strategie celkové obnovy lesa v CHKO Jizerské hory na náhorní plošině (Pelc 1992).



Obr. 6. Kolem 100 km² lesa bylo zničeno emisemi a nekontrolovaným kácením na velkých výměřích v nadmořských výškách nad 850 m s extrémními geoklimatickými podmínkami. (Archiv AOPK ČR)

Obnovní opatření

90. léta	Zajištěno více než 7q osiva populace jizerskohorského smrku, zvláště rašelinného ekodému s potenciálem 10 mil. sazenic pro zalesňování na deset let. Byla odvrácena hrozba jejího zániku. Při zalesňování upuštěno od používání nepůvodního smrku pichlavého i borovice kleče karpatské provenience, jejíž výsadby v 70. a 80. letech kontaminovaly čistou populaci jizerskohorské kleče.
Od roku 1992	Byl zajištěn i zvýšený sběr osiva buku lesního, zejména z 6. a 7. lesního vegetačního stupně (LVS) a původní břízy karpatské využitelné při obnově porostů vlhčích stanovišť 8. LVS. Při zalesňování se používá výhradně jizerskohorská kleč. Provedena inventarizace výskytu jedle bělokoré. Provádí se sběr semen i dalších původních populací dřevin jako je jilm horský, jeřáb obecný a javor klen, zejména ze stanovišť nad 750 m vysoko.
2001	Vyhlášení NPR Jizerskohorské bučiny (výměra i s ochranným pásmem přes 2600 ha) která je i unikátní genovou základnou dřevin. Byly zde vymezeny další 4 genové základny buku a smrku o celkové ploše více než 2270 ha, kde jsou realizovány jemnější formy obnovy porostů a uchováván potenciál genofondu.
2011	LČR podepsaly a zahájily projekt na zlepšení stability lesů v CHKO Jizerské hory.

Výsledky

Přes mnohé problémy byly zaznamenány dílčí pozitivní výsledky při realizaci této dlouhodobé strategie. Byla zvýšena diverzita skladby lesa ve směru skladby přirozené.

- Indikátorem je i zastoupení buku lesního, jehož podíl v celé CHKO průběžně vzrůstá. Podíl buku v reprezentativním lesním hospodářském celku (LHC) Frýdlant se zvýšil z 2445 ha v roce 1992 na 2761 ha v roce 2001 a následně na 3051 ha, tj. celkem téměř o 20% v porovnání let 1992 a 2011. Zčásti je to způsobeno zvýšeným podílem provádění přirozené obnovy (Obr. 7).
- Zastoupení smrku pichlavého kleslo. V indikačně reprezentativním LHC Frýdlant to představuje pokles z 1996 ha v r. 1992

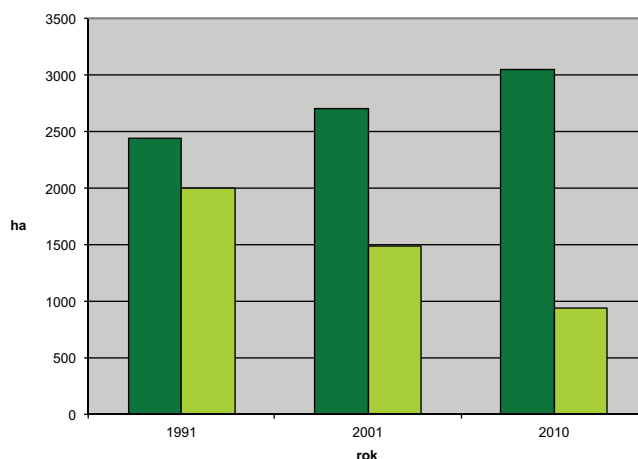
na 1487 ha v r. 2002 a následně na 938 ha, tj. o více než 50 % za dvacet let. Od 90. let se při zalesňování používá jizerskohorská kleč.

- Počet fruktifikace schopných stromů jedle bělokoré v různém stupni poškození se pohybuje okolo 1400 ks, což je méně než 0,05% počtu vzrostlých stromů v přirozených lesích Jizerských hor. Nejúspěšnější rok sběru 1998 přispěl 1750 kg šišek, resp. 200 kg osiva, resp. statisíci sazenic.
- Celkově bylo na zlepšení druhové a genetické skladby lesů při jejich obnově a nebo stabilizaci k dispozici v posledních dvaceti letech více než pět miliónů sazenic. Suchopýr o.p.s. přispěl při obnově lesů více jak 150 tis. geneticky hodnotných sazenic, Čmelák o.p.s. vyprodukoval 65 tis. sazenic jedle, téměř 200 tis. ks buku lesního a téměř 36 tis. sazenic jilmu horského. Ještě větší objemy produkce geneticky původních a cenných sazenic za dvacet let jsou vysledovatelné u pěstební společnosti Dendria: více než 2 mil. buku, více než 2 mil. ks jizerskohorského smrku a statisíce sazenic jedle, jilmu, břízy karpatské, kleny, kleče a dalších.
- V NPR Jizerskohorské bučiny byla v dohodě s LČR vymezena 75 ha plocha ponechaná samovolnému vývoji se zajištěním monitoringu.

Zkušenosti a perspektiva do budoucna

Mezi problematické věci, které do budoucna mohou generovat rizika a priority, patří:

- Existence stále rozsáhlých víceméně stejnověkých porostů na náhorní plošině tvořených převážně smrkem ztepilým a smrkem pichlavým, které v horizontu několika desetiletí bez dalších strukturálních opatření podlehnou z více příčin velkoplošnému rozvratu ne zcela nepodobnému tomu z 80. let minulého století.
- Ochrana přírody spolu s lesníky by se měla nadále preferovaně soustředit na stabilizaci a obnovu biocenter s využitím přirozené obnovy a geneticky hodnotných sazenic zvyšováním jejich druhové a prostorové diverzity. Tyto stabilizované segmenty lesa budou nezbytnými východisky pro další fázi udržení a obnovy lesa v celém pohoří.
- Pro zvýšení druhové rozmanitosti lesa místy zůstávají limitujícím faktorem vysoké stavy zvěře. Avšak i v případě dalšího snížení stavů bude nezbytné zajistit plošné a individuální dočasné ochrany pro přirozenou obnovu a výsadbu včetně podsadeb jedle a listnáčů přirozené skladby.
- Kromě výzkumných poloprovozních projektů je nezbytné odmítnout znovuopakující se záměry velkoplošných opatření včetně



Obr. 7. Vývoj zastoupení smrku pichlavého (světle zelená) a buku lesního (tmavě zelená) v LHC Frýdlant (CHKO Jizerské hory) v letech 1991–2010.



Obr. 8. Sběr šišek jedle bělokoré v genové základně a biocentru Jedlový důl. (V. Vršovský)

leteckého hnojení a vápnění, které kvůli heterogenitě prostředí a komplexitě biogeochemických procesů představují pro horské ekosystémy více rizik než potenciálních přínosů.

5. Z hlediska ochrany biodiverzity, přírodních procesů a reprezentativního výzkumu je žádoucí vymezit v dohledné dostatečně robustní plochu lesa ponechaného samovolnému vývoji. Nejvhodnějšími lokalitami se jeví jádrové území NPR Jizerskohorské bučiny (potenciál 500 ha) a přeshraničně chápaná oblast Velké Jizerské louky (potenciál 250 ha, v ČR 100 ha). Poznatky z vývoje lesa samovolnými přírodními tvořivými silami bude možné využít v ochraně přírody i přírodě blízkém lesním hospodaření.
6. Kromě dílčích nereprezentativních šetření chybí ucelená studie vyhodnocující efektivitu a stav opatření provedených v průběhu dvaceti let. Šetření provedené v reprezentativním rozsahu a jeho výsledky jsou nezbytným předpokladem pro další smysluplné a účinnější realizace opatření v rámci restauračního managementu.
7. Provést aktualizaci dohody o spolupráci mezi LČR, Správou CHKO Jizerské hory a neziskovými organizacemi ohledně ochrany, reprodukce a využití původního genofondu lesních dřevin reflektující aktuální skutečnosti, zejména legislativu a ekologický stav lesa. LČR podepsaly v roce 2011 projekt na posílení stability lesů v CHKO Jizerské hory, financovaný z OPŽP ve výši 36 milionů Kč.

Veřejná podpora

Mezi pozitivní prvky patří faktická kooperace mezi LČR, AOPK ČR – Správou CHKO Jizerské hory a zainteresovanými neziskovými organizacemi, zejména Nadací pro záchranu a obnovu Jizerských hor, Suchopýr o.p. s. a Čmelák o.p.s. Došlo k zvýšení zájmu samotných lesníků o racionální využívání původního genofondu dřevin i o vlastní stabilizaci lesů v biocentrech.

Poděkování

Dovoluji si poděkovat Ing. Antlovi (Čmelák o.p.s.), Ing. A. Hnídkové (Suchopýr o.p.s.), Ing. I. Machovičovi (Dendria s.r.o.) za poskytnutí podkladů a expertních odhadů k produkci sadebního materiálu, Ing. J. Huškovi (SCHKO Jizerské hory, AOPK ČR) a Ing. L. Dostálovi (LČR, s.p.) za poskytnutí některých aktuálních informací.

Literatura

- Paschalis P. a Zajackowski S. (ed.) 1994: Protection of Forests Ecosystems: Selected Problems of Forestry in Sudety Mts. Fundacja Rozwoj SGGW, Warszawa.
- Pelc F. (1992): Ekologické aspekty lesního hospodářství v Jizerských horách. – In: Sborník k 25 letům CHKO Jizerské hory. ČÚOP – Správa CHKO Jizerské hory, Liberec, pp. 14–22.
- Pelc F. (1994): Záchrana a využití původního genofondu dřevin pro obnovu imisemi poškozených lesních ekosystémů v CHKO Jizerské hory. Ochrana přírody 7: pp. 194–200
- Pelc F. (1999): Program revitalizace imisně poškozených lesních ekosystémů Jizerských hor. – Sborník Severočeského muzea, Přírodní vědy, Liberec, 21: 5–16.
- Pelc F., Mesčerkajov V. & Schwarz O. (1993): Rescue project of endangered gene-pool of tree species on the territory of PLA Jizera Mts. and its utilization for revitalization of forests damaged by air pollution. – Ms., depon. in: Správa CHKO Jizerské hory, Liberec.
- Schwarz O. (ed.) 2009: Soubor map atmosférické depozice, překročení kritických zátěží síry a dusíku pro lesní ekosystémy a lišejníkové indikace imisní zátěže v KRNP a CHKO Jizerské hory. Lesnická práce: 36 pp, mapové přílohy.




Obr. 9. Vlevo: Produkce geneticky cenného sadebního materiálu je jedním z předpokladů obnovy stabilnějších lesů. Jilm horský. (Archiv Suchopýr o. p. s.)

Vpravo: Výsadba a podsadby geneticky unikátními sazenicemi, ale místy i přirozená obnova, vyžadují individuální či plošnou ochranu proti zničení spárkatou zvěří. (V. Vršovský)

Přirozená obnova horských smrčín uschlých po napadení lýkožroutem smrkovým

Magda Edwards

Lokalizace	 Centrální část Šumavy, Modravsko 48°56'–48°59' N, 13°25'–13°29' E; nadmořská výška 1175–1280 m
Ochranný status	NP, biosférická rezervace UNESCO, EVL
Ekosystém	Horské klimaxové smrčiny (<i>Piceion abietis</i> , as. <i>Calamagrostio villosae-Piceetum</i>) tvořené smrkem ztepilým (<i>Picea abies</i>) s doprovodným jeřábem (<i>Sorbus aucuparia</i>).

Výchozí stav

Lesy v centrální části Šumavy tvoří rozsáhlý komplex přirozených i hospodařením ovlivněných smrkových porostů. Horské klimaxové smrčiny se vyskytují v mozaice s edaficky podmíněnými podmačenými a rašelinnými smrčinami a rašeliništi. Současné smrkové porosty vznikly částečně z přirozené obnovy a výsadeb po polomech a kůrovcových kalamitách v 19. století. Nejzachovalejší a managementem nejméně dotčené lesy představují především podmačené a rašelinné smrčiny.

K rozsáhlejšímu usychání lesů v centrální části Šumavy vlivem kůrovce došlo v polovině 90. let. Bezzásahový přístup byl uplatněn pouze v některých prvních zónách národního parku, na většině území bylo proti kůrovci zasahováno klasicky těžbou napadených porostů a odvozem dřeva. Tato studie představuje část dlouhodobého sledování obnovy horských smrčín po přírodních disturbancích v bezzásahových zónách i na holinách po zásazích proti kůrovci.

Abiotické podmínky

Podloží je tvořeno převážně rulou, částečně v kombinaci s granodiority. Převažujícím půdním typem jsou podzoly.



Obr. 1. Mrtvé dřevo představuje ve smrkovém porostu ostrůvky zvýšené biodiverzity. (M. Edwards)



Obr. 2. Samovolně se obnovující smrkový porost s nestejnověkým, hloučkovitě rozmístěným zmlazením 10 let po odumření stromového patra. (M. Edwards)

Metodika

Trvalé výzkumné plochy o velikosti 400 m² byly založeny v reprezentativních částech porostů v bezzásahových i zásahových územích. V této studii jsme srovnali vývoj ve dvou typech ploch:

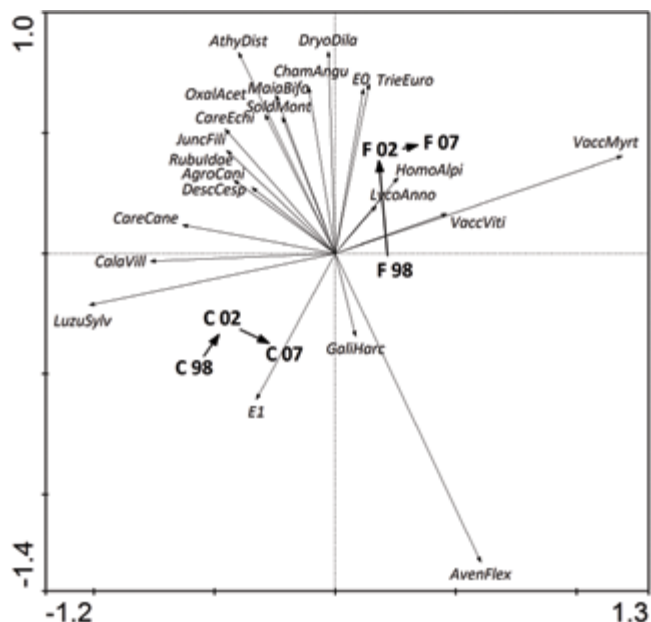
1. horská smrčina uschlá po napadení lýkožroutem smrkovým v roce 1997, ponechaná bez zásahu (8 ploch),
2. holina, t.j. horská smrčina po zásahu proti kůrovci. Porost byl kompletně vykácen v roce 1997, dřevo z velké části odvezeno, během následujících let byly provedeny výsadby smrku (*Picea abies*) a jeřábu (*Sorbus aucuparia*) (5 ploch).

Složení vegetace bylo hodnoceno mezi lety 1998–2007 pomocí čtyř fytocenologických snímků o velikosti 100 m² v každé ploše. Semenáčky dřevin byly zaznamenávány podle druhu, výškové a věkové (pouze smrk) kategorie. Data byla vyhodnocena mnohorozměrnými metodami a analýzou variance s opakovaným pozorováním.

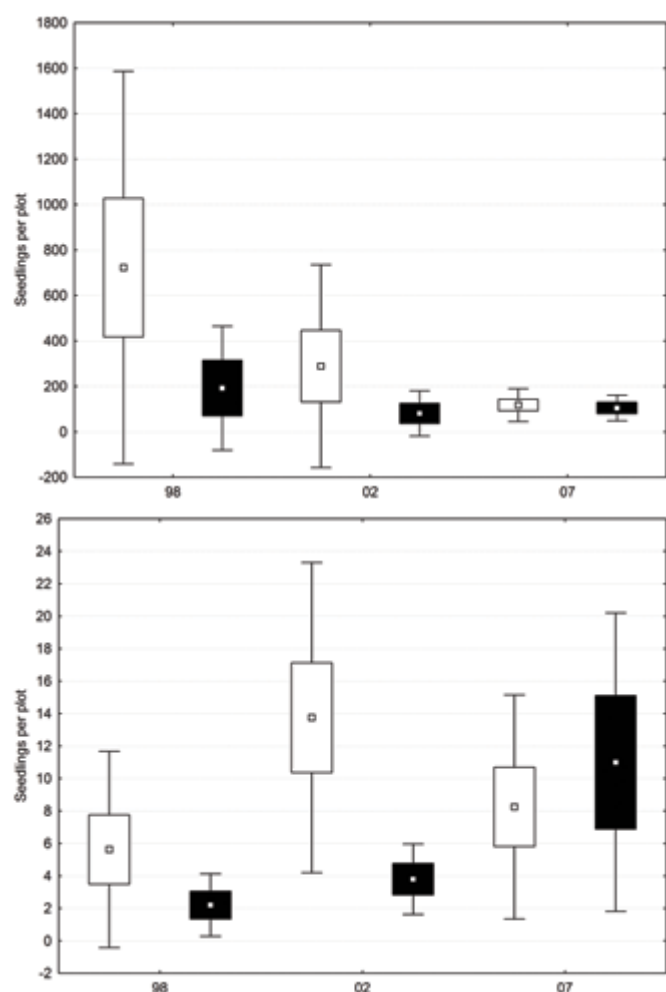
Výsledky

Vegetace

Pod uschlým porostem běžně přežívaly a dokonce zvyšovaly své pokryvnosti typické druhy smrčín jako např. kaprad' rozložená (*Dryopteris dilatata*), podbělice alpská (*Homogyne alpina*), šťavel kyseľ (*Oxalis acetosella*), včetně ohrožených druhů jako dřípátka horská (*Soldanella montana*), čípek objímavý (*Streptopus amplexifolius*) a plavuň pučivá (*Lycopodium annotinum*). Tyto druhy na holinách téměř chyběly, nahradily je především druhy trav a ostřic (Obr. 3). Počet indikačně významných druhů horských smrčín byl nižší na holinách než v uschlém porostu. Významně lepší bylo i přežívání mechorostů v bezzásahových porostech (Jonášová & Prach 2008).



Obr. 3. Ordinační diagram z PCA analýzy – projekce druhů bylinného patra a typu plochy v letech 1998, 2002 a 2007. C – holiny po zásahu, F – uschlé porosty, EO – celková pokrývnost mechorostů, E1 – celková pokrývnost bylinného patra.



Obr. 4. Průměrné počty semenáčků smrku a jeřábu v letech 1998, 2002 a 2007 v bezzásahových (F) a zásahových (C) plochách. Počty v letech 1998 a 2002 představují pouze semenáčky z přirozené obnovy, počty z roku 2007 zahrnují i výsadby smrku a jeřábu na holinách.

Přirozená obnova

Nejvýznamnější část zmlazení byla v obou typech ploch tvořena smrkem, druhým nejvýznamnějším druhem byl jeřáb. Na holinách se v prvních letech na narušené půdě dočasně objevily i pionýrské druhy bříza (*Betula pubescens*), vrba (*Salix* sp.) a osika (*Populus tremula*) (Jonášová & Prach 2004). Celkové počty smrku a jeřábu byly v letech 1998 a 2002 významně vyšší v bezzásahových porostech. Počty v roce 2007 jsou podobné, na holinách bylo ale tohoto výsledku dosaženo výsadbami (Obr. 4). Na holinách je ve srovnání s bezzásahovými porosty redukovaná výšková a věková struktura smrkového zmlazení (Jonášová & Prach 2004).

Závěry

Na základě výsledků lze pro obnovu horských smrčín v národním parku jednoznačně doporučit bezzásahový přístup. Narušení způsobená zásahy proti kůrovci měla výrazný negativní vliv na vegetaci i zmlazení původních druhů horských smrčín, což vedlo k nutnosti použít výsadby. Přirozenou obnovou v ponechaných porostech bylo zcela bez nákladů dosaženo podobných počtů smrku i jeřábu jako výsadbami po zásazích. Mnohem příznivější je však věková i výšková struktura budoucího porostu v bezzásahových plochách a také přežívání původní vegetace horských smrčín. Bezzásahový režim s využitím přirozené obnovy navíc umožňuje působení selekčních tlaků a povede k vytvoření podstatně odolnějších porostů.



Obr. 5. Smrkové semenáčky přezívají téměř výhradně na mrtvém dřevě a u pat kmenů. Kořenové náběhy starého stromu vpravo naznačují, že i on původně vyrostl na mrtvém dřevě. (M. Edwards)

Poděkování

Tato studie byla podpořena granty GAAV KJB600870701, COST OC09001 a AV0Z 60870520.

Literatura

- Jonášová M., Prach K. (2004): Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. – *Ecological Engineering* 23 (1): 15-27.
- Jonášová M., Prach K. (2008): The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. – *Biological Conservation* 141: 1525-1535.
- Neuhäuslová Z., 2001. Map of potential natural vegetation of the Sumava National Park. – *Silva Gabreta Suppl.* 1: 75-129.



Obnova travních porostů



Travní porosty patří ve střední Evropě k druhově nejrozmanitějším společenstvům z pohledu rostlin i živočichů, a to v různých prostorových měřítcích (Veen et al. 2009). Většina dnešních travních porostů přitom nepředstavuje v podmínkách střední Evropy klimaxová společenstva, nýbrž vznikla a je udržována hospodářskou činností člověka po odlesnění krajiny. Jejich obhospodařování probíhalo po staletí, v některých oblastech ale možná již od neolitu nebo doby bronzové (Hájková et al. 2011), především pastvou a kosením (Chytrý 2007). Kromě přírodní hodnoty tak mají současně i hodnotu kulturně-historickou, neboť jsou výsledkem působení desítek až stovek lidských pokolení.

Na počátku 20. století bylo na území dnešní České republiky evidováno téměř 1200 tisíc hektarů travních porostů. Dvě třetiny zabíraly louky a třetinu pastviny. Tento poměr se udržoval v průběhu celého století, i když celková rozloha se měnila v rozmezí 1,2 milionu až 800 tisíc ha (Hrázský 2006). Tisíce hektarů luk a pastvin byly zničeny během éry socialismu a kolektivizace (1950–1989), kdy byla v důsledku intenzifikace zemědělství asi třetina původní rozlohy travních porostů přeměněna na ornou půdu. Další plochy byly zničeny hnojením, intenzivní pastvou, přísevy komerčních směsí trav a jetelovin nebo cíleným zalesňováním. V sedmdesátých a zejména osmdesátých letech 20. století došlo na většině míst v České republice k úplné degradaci v té době obtížně obhospodařovatelných luk v důsledku tzv. náhradních rekultivací (zejména odvodňování). Všechny tyto změny vedly k obrovské ztrátě druhové diverzity původních společenstev a celkové homogenizaci krajiny.

Při mapování biotopů Natura 2000 (Chytrý et al. 2010) bylo na našem území zjištěno cca 396 tisíc hektarů polopřirozených travních společenstev, dalších několik set tisíc travních porostů bylo zařazeno do kategorie X5 – Intenzivně obhospodařované louky. Znamená

to, že ochranný hodnotných (např. z důvodu velké celkové druhové bohatosti nebo zastoupení ohrožených druhů rostlin a živočichů) travinobylinných porostů během posledních několika desetiletí v Česku výrazně ubylo. Jejich dobře dochované fragmenty jsou dnes v krajině často izolovány, což znemožňuje metapopulační dynamiku nutnou pro přežití řady druhů bezobratlých živočichů i rostlin. Navíc jsou četné plochy (luční enklávy uvnitř lesních porostů, v uzavřených údolích, svažité pozemky, drobné záhumenky kolem obcí) v posledních dvaceti letech opouštěny a leží ladem či jsou zalesňovány.

Počátky cílené péče

První snahy o zajištění údržby některých cenných lokalit (v té době většinou ležících ladem a zarůstajících nálety dřevin) se objevily koncem sedmdesátých a začátkem osmdesátých let 20. století, a to díky dobrovolné práci členů několika nevládních organizací – TIS (svaz pro ochranu přírody a krajiny), později Český svaz ochránců přírody a Hnutí Brontosaurus. Situace se celkově změnila po roce 1989, kdy bylo především v podhorských a horských oblastech upuštěno od hnojení většiny travních porostů a došlo k opětovnému ztravňování orné půdy. V té době také alespoň v malé míře začala k udržení zachovalých travních společenstev, případně zvýšení jejich biodiverzity, aktivněji přistupovat státní ochrana přírody, a to především v chráněných územích.

V roce 1996 byl Ministerstvem životního prostředí (MŽP ČR) a Ministerstvem zemědělství (MZe ČR) vyhlášen Program péče o krajinu, který v gesci MŽP ČR trvá doposud. Díky němu je možné finančně motivovat vlastníky i uživatele pozemků k péči o zájmové lokality (např. maloplošná chráněná území), případně zajišťovat obnovu a údržbu těchto území, o která nemá nikdo zájem. Bohužel je množství poskytovaných prostředků omezené a v posledních letech se každoročně snižuje.

Agroenvironmentální programy

V roce 1999 se začaly využívat dotace MZe ČR určené na údržbu krajiny, především na podporu sečení a pastvy. Díky nim došlo k obnově obhospodařování několika tisíců hektarů travních porostů, které po rozpadu jednotných zemědělských družstev a státních statků zůstaly ležet ladem. Mnohá místa však bohužel byla pouze mulčována. K zásadním změnám v systému čerpání těchto dotací pak došlo po vstupu České republiky do Evropské unie, kdy začala být využívána tzv. agroenvironmentální opatření. Jejich cílem je podpořit takové způsoby využití zemědělské půdy, které jsou v souladu s ochranou a zlepšením životního prostředí a krajiny. Kromě sečení začaly být mnohé lokality i paseny, především masnými plemeny skotu a ovcí.

Paradoxně, navzdory svému zamýšlenému účelu, agroenvironmentální programy v České republice bohužel zatím ke zvyšování biodiverzity mnoho nepřispívají. Problémem jsou zejména jejich příliš uniformní a striktně vymáhané požadavky aplikované na velkých půdních blocích. Sjednocení hospodaření na velkých plochách je dnes s použitím zemědělské mechanizace technicky snadno realizovatelné, působí ale velmi negativně nejen na vzácné druhy rostlin a živočichů, ale i na druhy běžné a hojné. Zejména pro řadu bezobratlých celoplošné sečení totiž prakticky naráz z porostu odstraní veškerou dostupnou potravu (živné rostliny, nektar), úkryty (včetně míst potřebných např. pro nocování, odpočinek, patrolaci nebo přezimování) a vysoká je i přímá úmrtnost všech vývojových stadií (zejména při použití těžké techniky, např. rotačních sekaček). To vše může vést k vyhynutí pů-



Obr. 1. Lilie zlatohlavá (*Lilium martagon*) v NPR Čertoryje, CHKO Bílé Karpaty. (J. W. Jongepier)

vodně početných populací citlivých (a často ochrannýsky prioritních) druhů během několika málo let (Konvička et al. 2005, 2008). Likvidační je také podzimní mulčování, ke kterému je zemědělec nucen v případě, že výška porostu přesahuje 30 cm, a u pastvin sečení nedopasků po každém pastevním cyklu (Konvička & Mládek 2006). Na žádost či po dohodě s orgány ochrany přírody lze v současné době režim obhospodařování pozemků upravit, což je však byrokraticky náročné a zemědělci k tomuto kroku nejsou nijak motivováni, takže v praxi jsou takové případy jen výjimečné (Marhoul 2010). Problémem je i to, že nejsou podporováni drobní vlastníci pozemků, protože limit pro vstup do agroenvironmentálních programů v chráněných krajinných oblastech je 2 ha a mimo ně dokonce 5 ha. Hospodaření na rozsáhlých kulturních loukách vede sice k zachování bezlesé tváře krajiny, nikoliv však k zachování její biodiverzity (Piro & Wolfová 2008). V současném dotačním období chybí také možnost střídání pastvy s kosením nehnějené louky, je však již připravována změna tohoto programu.

Agroenvironmentální programy by proto měly více dbát na nutnost rozčlenit a zpestřit stávající unifikovanou krajinu, a to buď změněním jednotlivých bloků, nebo zavedením povinnosti diverzifikovaného obhospodařování v prostoru a čase. Jedním z řešení by byly i faremní plány pro jednotlivé zemědělce, které by byly schopné zohledňovat specifika a přírodní podmínky jednotlivých území.

V posledních letech je na údržbu a především obnovu některých biotopů možno využívat další evropské zdroje, jako jsou operační programy, program LIFE, Norské fondy aj.

Způsoby obnovy

Obnova travních porostů degradovaných hnojením

Pokud se travní porosty přestanou hnojit a jejich biomasa je pravidelně odstraňována, dochází během několika let ke zvýšení počtu druhů, především bylin. Příkladem jsou některé lokality zejména v podhorských a horských oblastech, které byly do roku 1989 ovlivněny hnojením jen částečně. Pokud zůstaly nadále koseny, během 10–15 let se jejich druhové složení často vrátilo k původnímu stavu a někdy se na nich objevily i chráněné a ohrožené druhy rostlin a živočichů (např. Královec et al. 2009).

Obnova travních porostů ležících ladem nebo zalesněných

Opuštěné plochy obvykle rychle zarůstají konkurenčně silnými travami, např. válečkou prapořitou (*Brachypodium pinnatum*), třtinou křovištní (*Calamagrostis epigejos*), bezkolencem (*Molinia* spp.), a dřevinami, např. hlohem (*Crataegus* spp.), trnkou (*Prunus spinosa*), růží šípkovou (*Rosa canina*), topolem osikou (*Populus tremula*), břízami (*Betula* spp.), vrbami (*Salix* spp.) či olší lepkavou (*Alnus glutinosa*), a postupně na nich dochází k ústupu druhů vázaných na bezlesí. V posledních třiceti letech bylo obnoveno obhospodařování na několika tisících hektarů zarůstajících luk, především v chráněných územích. Na mnohé lokality se brzy vrátily i vzácné nebo ohrožené druhy, jak dokládá několik případových studií v následujících kapitolách.

Mnohé louky a pastviny byly zalesněny cíleně, a to jak v nižších polohách (především jehličnany), tak v subalpínském bezlesí (koso-dřevinou – *Pinus mugo*). Úspěšná obnova tohoto společenstva probíhá v Krkonošském národním parku („Obnova alpského bezlesí v krkonošské tundře“).

Mezi obnovenými loukami je i množství vlhkých luk. Experimentálně byla sledována rychlost obnovy zanedbaných nivních luk na Horní Lužnici, jak popisuje případová studie „Obnova a následná degradace nivních luk“.



Obr. 2. Pastvina v NPP Švařec, Českomoravská vrchovina. (Z. Patzelt)

Úspěšná obnova několika lokalit spojená s razantním narušením povrchu je detailně popsána v příkladu „Optimalizace managementu lokalit hořečku mnohotvarého českého“.

Na některých stepních lokalitách se především díky iniciativě státní ochrany přírody podařilo obnovit vypásání ovci nebo smíšeným stádem ovcí a koz. Příklad takové obnovy je popsán v kapitole „Pastva suchých travníků v CHKO Český kras“.

K obnově pastvy došlo i v dalších typech travních společenstev, především v podhorských a horských oblastech. Výsledky experimentu, jehož cílem bylo sledovat dlouhodobý vývoj mezofilních, dřívě ladem ponechaných travních porostů po znovuzavedení obhospodařování, jsou uvedeny v příkladu „Obnova pastvy na ladem ponechaných podhorských travních porostech v Jizerských horách“.

Samostatným problémem je údržba a obnova travinobylinných společenstev na otevřených písčích. Jedná se v současné době o mimořádně vzácné biotopy. V minulosti byla suksese na písčích často brzděna pravidelnými požáry či pastvou. Po skončení těchto vlivů zde nyní dochází k zarůstání dřevinami, eutrofizaci, šíření invazních či expanzivních druhů apod. Proto zde bývají hlavními potřebnými zásahy odstraňování dřevin, odvoz svrchních eutrofizovaných vrstev půdy a mechanické narušování (viz příklad „Obnova písčiny v rámci záchranného programu pro hvozdík písečný český“, dále též kapitoly o vojenských prostorech a postindustriálních stanovištích).

Obnova mozaikovitého managementu

Rozvoj techniky umožnil zemědělcům sklízet desítky hektarů luk během jednoho či několika málo dnů, což se negativně odráží na biodiverzitě, především bezobratlých (viz výše). Podobně negativní vliv má i dlouhodobá příliš intenzivní pastva. Pro trvalé zachování druhové pestrosti rostlin i živočichů je tedy nutné travní porosty obhospodařovat mozaikovitě jak v čase, tak prostoru (čím více menších ploch, tím lépe) (Kirby 2001). Pravidelně by dle typu travního porostu mělo být sečeno (včetně shrabání a odvozu biomasy) maximálně 80–95 % výměry příslušné plochy. Dle možností by seč však měla proběhnout minimálně ve dvou, pokud možno i více termínech, vždy nejméně s měsíčním odstupem. Plochy kosené v jednom termínu nesmí tvořit velké jednotné celky, ale měly by být uspořádány v mozaice menších plošek.

Nezbytnost mozaikovitého managementu dokládá případová studie „Obnova heterogenity podhorských luk v zájmu ohroženého hnědáka chrastavcového“ nebo např. Konvička et al. (2005, 2008) a Marhoul (2010).

Zatravňování orné půdy

Po roce 1989 došlo k návratu soukromého vlastnictví a transformaci zemědělských družstev. Tyto změny přinesly také zatravnění více než 230 000 hektarů orné půdy. Zatravnění proběhlo buď samovolně po opuštění obdělávání orné půdy, nebo výsevem travních či travino-bylinných směsí.

a) Spontánní sukcese

Zatravnění 30–40 % pozemků proběhlo samovolně. V některých oblastech, zejména v pohraničí, zůstávaly pozemky ladem z důvodu rozpadu zemědělských družstev. V mnoha dalších oblastech bylo samovolné zatravnění záměrně využito jako beznákladový převod orné půdy na travní porosty, např. v režimu ekologického zemědělství.

Samovolně obnovující se porosty se dají využít jako nízkoprodukční pastviny již po několika letech od počátku sukcese. Méně často jsou takto zatravněné plochy v prvních letech sečeny, což lze vysvětlit nízkým výnosem nekvalitního sena (počáteční plevelová stádia). Plnohodnotná společenstva pastvin nebo luk se však budou vyvíjet delší dobu v závislosti na přírodních podmínkách a vzdálenosti od zdrojů semen cílových druhů (Lencová & Prach 2011, Prach et al. 2012).

Samovolné zatravnění je vhodné v případech, kdy není cílem získat produkční travní porost v krátkém čase a kdy je kladen důraz na odolnost a přirozenost vzniklého porostu.

b) Zatravnění komerční směsí

Přibližně polovina až dvě třetiny všech nově zatravněných pozemků v České republice vznikly výsevem komerčně dostupných travních směsí. Druhy, které se obvykle vyskytují v těchto směsích, jsou: psárka luční (*Alopecurus pratensis*), ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*), srha říznačka (*Dactylis glomerata*), kostřava rákosovitá (*Festuca arundinacea*), k. luční (*F. pratensis*), k. červená (*F. rubra*), bojínka luční (*Phleum pratense*), lipnice luční (*Poa pratensis* agg.), jilek vytrvalý (*Lolium perenne*) a j. mnohokvětý (*L. multiflorum*). Zatravnění komerčními směsmi trav se zpravidla uplatňuje v souvislosti s intenzivní zemědělskou výrobou. Pokud však takto vzniklé porosty nejsou následně hnojeny a nacházejí se v blízkosti druhově bohatých společenstev, jsou obohacovány lučními druhy z okolí a časem se mohou druhovým složením přiblížit i polopřirozeným porostům (Lencová & Prach 2011).

V České republice jsou zatím k zatravňování jen omezeně využívány komerční druhově bohaté směsi, které kromě kulturních travin a jetelovin obsahují i semena dalších dvouděložných. Osivo několika firem se uplatňuje především v zahrádkářství a sadovnictví.

c) Zatravnění regionální druhově bohatou směsí

Jedinou oblastí v České republice, kde byla k zatravnění větších ploch orné půdy použita druhově bohatá směs regionálních trav a bylin, je CHKO Bílé Karpaty. Iniciátorem tohoto postupu byla nevládní organizace ZO ČSOP Bílé Karpaty ve Veselí nad Moravou ve spolupráci se Správou CHKO Bílé Karpaty a Výzkumnou stanicí travinářství Zubří. Doposud bylo touto směsí od roku 1999 zatravněno více než 500 hektarů orné půdy (Jongepierová 2008, Mitchley et al. 2012,



Obr. 3. Drahňovická mokřadla ve středních Čechách představují zachovalý komplex vlhkých pcháčových luk na více než 6 ha. (M. Kloudys)



Obr. 4. Obnovený travní porost 4 roky po vysetí regionální semenné směsi, CHKO Bílé Karpaty. (I. Jongepierová)

Prach et al. 2012) – viz příklad „Obnova druhově bohatých luk v Bílých Karpatech“. V několika dalších oblastech se použití regionálních směsí připravuje nebo začíná využívat z iniciativy nevládních organizací (Litovelské Pomoraví, Karlovarsko).

Závěr

Z výše uvedeného vyplývá, že za posledních dvacet let se rozloha travních porostů v České republice díky jejich obnově zvýšila, až na výjimky však zatím nedošlo k výraznému zvýšení jejich biodiverzity. Další osud travních porostů je navíc závislý na dotacích z MŽP ČR, MZe ČR a Evropské unie. V současné době dochází k podstatnému omezování financí poskytovaných z MŽP ČR, což může mít katastrofální dopad i na udržení zachovalých travních společenstev. Z těchto prostředků je totiž financována péče zejména o zbytky nejcennějších polopřirozených porostů, které často vyžadují ruční údržbu nebo speciální zásahy. Vedle jejich nedozírné přírodní a kulturně-historické hodnoty jsou takové porosty nenahraditelné také jako zdrojové plochy pro šíření vzácných druhů na nově zatravňované či degradované lokality.

Literatura

Hájková P., Roleček J., Hájek M., Horsák M., Fajmon K., Polák M. & Jamrichová E. (2011): Prehistoric origin of extremely species-rich semi-dry grasslands in the Bílé Karpaty Mts. (Czech Republic and Slovakia). – *Preslia* 83: 185–204.

Hrázský Z. (2006): Zatravňování v České republice. – In: Jongepierová I. & Poková H. (eds), *Obnova travních porostů regionální směsí, Metodická příručka pro ochranu přírody a zemědělskou praxi*, pp. 15–20, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou.

Chytrý M. (ed.) (2007): *Vegetace České republiky. 1. Travná a keříčková vegetace. Vegetation of the Czech Republic. 1. Grassland and heathland vegetation.* – Academia, Praha.

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

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

Kirby P. (2001): *Habitat management for invertebrates – a practical handbook.* – The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy.

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

Konvička M., Beneš J., Čížek O., Kopeček F., Konvička O. & Vítáz 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.

Konvička M. & Mládek J. (2006): Dotační tituly ve vztahu k ochraně biodiverzity. – In: Mládek J., Hejčman M., Pavlů V. & Geisler J. (eds), *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*, pp. 89–90, Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.

Královce J., Pocová L., Jonášová M., Macek P. & Prach K. (2009): Spontaneous recovery of an intensively used grassland after cessation of fertilizing. – *Applied Vegetation Science* 12: 391–397.

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.


Marhoul P. (2010): Kobyłka zavalitá na jičínských loukách versus zemědělské dotace. – *Ochrana přírody* 2010/2: 12–13.

Mitchley J., Jongepierová I., Fajmon K. (2012): Regional seed mixtures for the re-creation of species-rich meadows in the White Carpathian Mountains: results of a 10-yr experiment. – *Applied Vegetation Science*, DOI: 10.1111/j.1654-109X.2012.01183.x.

Piro Z. & Wolfová J. (eds) (2008): *Zachování biodiverzity karpatských luk.* – FOA, nadační fond pro ekologické zemědělství, Praha.

Prach K., Jongepierová I. & Řehouňková K. (2012): Large-scale restoration of dry grasslands on ex-arable land using a regional seed mixture: establishment of target species. – *Restoration Ecology* Doi: 10.1111/j.1526-100X.2012.00872.x

Veen P., Jefferson R., de Smidt J. & van der Straaten J. (2009): *Grasslands in Europe of high nature value.* – KNNV Publishing, Zeist.

Lokalizace	 Niva řeky Lužnice na 135,5 kilometru v PR Horní Lužnice na Třeboňsku 48°51'10" N, 14°54'39" E; nadmořská výška 455 m
Ochranný status	CHKO (Třeboňsko), Biosférická rezervace UNESCO, PR
Ekosystém	Mozaika nivních luk, mokřadů, tůní a vrbových porostů; experiment byl proveden na degradovaných nivních loukách (<i>Deschampsia cespitosae</i> a <i>Magno-Caricion gracilis</i>).
Obnovená plocha	675 m ²
Finanční podpora	Experiment byl částí výzkumného projektu prováděného Botanickým ústavem Akademie věd České republiky (viz Prach et al. 1996)

Výchozí stav a obnovná opatření

Experiment byl založen v úseku nivy, který byl pravidelně kosen do pozdních 60. let 20. století, poté byl opuštěn a ponechán bez managementu. V roce 1989 byl vymezen pás o délce 135 m a šířce 5 m mezi břehem řeky a úpatím terasy, který začal být znovu kosen lehkou mechanizací. Vegetace byla kosena třikrát ročně během prvních tří let experimentu, tj. v roce 1989, 1990 a 1991, a poté dvakrát ročně z důvodu menšího nárůstu biomasy v období 1992 a 1993. Všechna pokosená biomasa byla odstraněna. Od roku 1994 lokalita opět nebyla udržována.

Cíle

Zabývali jsme se těmito hlavními otázkami: (a) Jak rychlá je obnova zanedbaných nivních luk? (b) Do jaké míry jsou cílové luční druhy

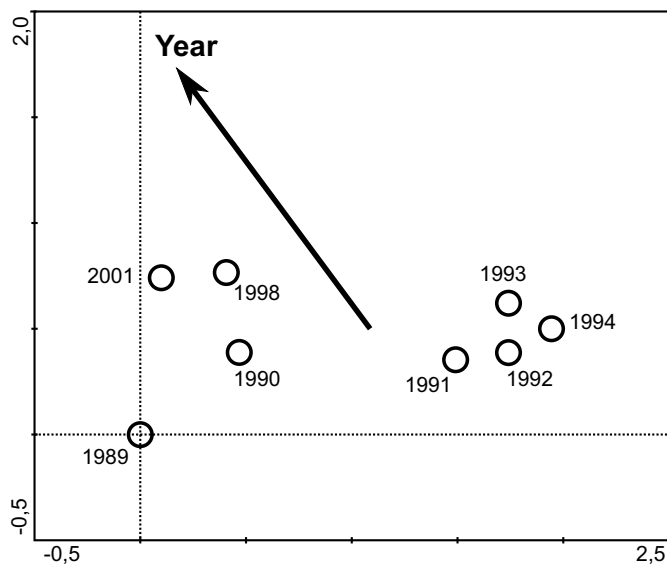
schopné se spontánně uchytit? (c) Liší se rychlost a průběh obnovy a následné degradace po opětovném opuštění?

Metodika

Uprostřed koseného pásu byl vyznačen transekt a v každém 1 m² podél tohoto transektu byly zaznamenány vegetační snímky na začátku června před prvním kosením. Byla vizuálně odhadnuta pokryvnost všech přítomných druhů v procentech. Zároveň byl zhotoven seznam druhů pro celý kosený pás. Vegetační snímky byly v letech konání experimentu pořizovány každoročně a byly zopakovány po 4 a 7 letech poté, co se lokalita přestala kosit. Cílové druhy byly definovány jako takové, které charakterizují třídu *Molinio-Arrhenatheretea* v evropském klasifikačním systému, za použití seznamu v práci Ellenberg et al. (1992).



Obr. 1. Niva řeky Lužnice. (K. Prach)



Obr. 2. DCA (Detrended Correspondence Analysis) vegetačních snímků (byly užity centroidy) z celého obnoveného pásu v jednotlivých letech. Převzato z práce Prach (2007).

Výsledky

Byly pozorovány velmi rychlé změny v druhovém složení a v pokryvnosti zastoupených druhů, které následovaly jak po obnovení pravidelného kosení, tak po jeho zastavení (Tab. 1). U chřastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*), dominantního druhu na začátku experimentu, mírně vzrostla jeho dominance po prvním roce kosení, ale pak velmi rychle klesla. Nicméně po ukončení kosení chřastice opět velmi rychle dosáhla své předchozí dominance. Kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), převládající na nekosených sušších vyvýšených místech, začala ustupovat ihned a v posledním roce experimentu téměř zmizela (průměrná pokryvnost byla pouze 0,001 %). Typický dominantní druh obhospodařovaných nivních luk v oblasti, psárka luční (*Alopecurus pratensis*), přibýval až do čtvrtého roku experimentu, poté stagnoval a po ukončení kosení ustoupil. Mnoho typických lučních druhů se objevilo po dvou sezónách kosení a další přibýly v dalších dvou letech. Většina těchto druhů po ukončení kosení zase ustoupila. Největší nárůst v počtu druhů byl zaznamenán během druhého a třetího roku experimentu (Tab. 1). Během experimentu se počet druhů zvýšil téměř třikrát. Podobný trend byl patrný i v případě druhové hustoty (tj. počtu druhů na 1 m²), která se zvýšila dvojnásobně za pouhé dva roky. Počet cílových druhů dosáhl vrcholu ve čtvrtém roce experimentu a opět klesl, když bylo kosení ukončeno.

Z výsledků DCA (Detrended Correspondence Analysis) vegetačních snímků vyplývá, že největší změna ve vegetaci se odehrála ve dru-

hém roce experimentu (1990) (Obr. 2). Po ukončení kosení (1994) trvalo pouze čtyři roky, než se vegetace přiblížila stavu v prvním roce experimentu. První osa (eigenvalue 0,508) představuje management, zatímco druhá osa (eigenvalue 0,052) částečně souvisí s časem.

Závěry

Jak obnova, tak degradace studovaných nivních luk byla velmi rychlá. Obnova typické obhospodařované nivní louky z degradovaného stavu trvala čtyři roky. Po ukončení kosení se pokryvnost zastoupených druhů i počet druhů vrátili po sedmi letech zpět, téměř přesně k hodnotám před začátkem experimentu (Tab. 1). Degradace tedy byla jen mírně pomalejší než obnova. Rychlá obnova byla zřejmě podpořena skutečností, že jen 150 m proti proudu od místa experimentu se nacházejí pravidelně obhospodařované louky podobného druhového složení a všechny nově uchycené luční druhy zde byly zaznamenány. Diaspory druhů byly pravděpodobně přineseny při častých, většinou každoročních záplavách. Rychlá degradace byla zjevně urychlena tím, že byl experimentální pás úzký (pouze 5 m široký) a že do něj vegetativním šířením snadno pronikly klonální dominantní druhy z okolních degradovaných luk – chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*).

Nové poznatky a perspektivy

Obnovení kosení lze doporučit pro celou nivu, která je v současné době velmi zanedbaná. Pokud toto není možné, mělo by se kosit spíše několik velkých namísto mnoha malých částí nivy. Management musí být pravidelný; je-li přerušen byt jen na několik let, můžeme očekávat opět rychlou degradaci.

Poděkování

Tato studie byla podporována z grantu GAČR P505/11/0256.

Literatura


- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Paulißen D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Ed. 2. – Scripta Geobotanica 18: 1–248.
- Prach K. (2007): Alluvial meadows under changing management: Their degradation and restoration. – In: Okruszko T., Maltby E., Szatylowicz J., Sviatkov D. & Kotowski W. (eds), Wetlands: Monitoring, modelling and management, pp. 265–271, Taylor and Francis, London.
- Prach K., Jeník J. & Large A.R.G. (1996): Floodplain ecology and management. The Lužnice River in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe. – SPB Academic Publishing, Amsterdam.

Tab. 1. Změny v průměrné procentuální pokryvnosti tří hlavních druhů s největší dominancí a některé charakteristiky druhové diverzity podél experimentálního transektu. Podle práce Prach (2007).

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1998	2001
<i>Alopecurus pratensis</i>	14.4	20.3	21.8	26.5	33.1	30.4	23.5	11.6
<i>Phalaris arundinacea</i>	28.0	35.1	9.5	4.4	0.7	0.9	32.8	37.0
<i>Urtica dioica</i>	18.4	7.8	2.6	0.2	0.1	0.0	1.8	13.6
Průměrný počet druhů na 1 m ²	4.0	7.3	8.9	6.9	8.1	8.2	5.0	4.5
Počet druhů ve snímkových plochách	23	35	55	60	62	57	27	27
Počet cílových druhů	4	5	16	20	22	20	7	7
Celkový počet druhů na koseném pásu	28	48	61	71	79	70	31	29



Obr. 3. Zachovalá část nivy řeky Lužnice v CHKO Třeboňsko. (J. Ševčík)

Lokalizace	 Jihovýchodní část Středočeského kraje 49°30'–49°52' N, 14°30'–15°10' E; nadmořská výška 280–630 m
Ochranný status	CHKO (Blaník – 8 lokalit), MZCHÚ (5 lokalit), EVL (4 lokality)
Ekosystém	Mokřadní louky různých typů, v optimálním případě s vyvinutou škálou společenstev podle gradientu vlhkosti: nevápnitá mechová slatiniště (<i>Caricion canescenti-nigrae</i>), vlhké pcháčové louky (<i>Calthion palustris</i>), střídavě vlhké bezkolencové louky (<i>Molinion caeruleae</i>) a podhorské a horské smilkové trávníky (<i>Violion caninae</i>)
Obnovená plocha	63 ha na 28 lokalitách
Finanční podpora	Vlastní prostředky, dobrovolnická práce, Krajský úřad Středočeského kraje, Krajský úřad Kraje Vysočina, krajinotvorné programy MŽP ČR, OPŽP
Náklady	Jednorázové odstranění náletu dřevin (42 ha) – 1,05 mil. Kč; každoroční seč 1–2× ročně (též posun seče na vybraných lokalitách) – 20 000 Kč/ha

Výchozí stav

Do šedesátých let 20. století byly extenzivně obhospodařované vlhké louky relativně hojnou součástí Podblanické krajiny, včetně zastoupení vzácných druhů rostlin (Zelený 1976). Při následné plošné intenzifikaci zemědělské výroby došlo na lučních lokalitách často k úpravě vodního režimu, eutrofizaci a ochuzení diverzity. Druhově bohatší louky se zachovaly obvykle jen na okrajích katastrů. V posledních dvaceti letech jsou tyto zbytky mokřadních luk pro změnu ohroženy ponecháním ladem. Vyskytuje se zde přitom celá řada vzácných a zvláště chráněných druhů rostlin, například prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), všivec lesní (*Pedicularis sylvatica*), rosnatka

okrouhlostá (*Drosera rotundifolia*), vachta trojlistá (*Menyanthes trifoliata*), tolije bahenní (*Parnassia palustris*), hadí mord nízký (*Scorzonera humilis*), mochna bahenní (*Potentilla palustris*), upolín nejvyšší (*Trollius altissimus*) nebo hořec hořepník (*Gentiana pneumonanthe*).

Český svaz ochránců přírody (ČSOP) Vlašim se od počátku činnosti zaměřil na obnovu a udržení hospodaření na mokřadních loukách. Aktivitu spojené s monitoringem lokalit, jednáním s vlastníky pozemků a realizací vlastních opatření jsou zastřešovány programem Pozemkový spolek pro přírodu a památky Podblanicka. Od roku 1990 jsou postupně realizována obnovná opatření na 28 lokalitách. Na dalších 10 lokalitách je sledována přítomnost vzácných a zvláště chrá-



Obr. 1. Ručně kosené slatiniště Na pramenech s bohatým výskytem suchopýru úzkolistého (*Eriophorum angustifolium*), Podblanicko. (M. Kloudys)

něných druhů, monitorovány jsou tedy i lokality, na kterých zatím obnovná opatření nebyla realizována nebo jsou připravována.

Jedním ze sledovaných druhů je prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), jehož výskyt poměrně dobře indikuje zachovalé vodní poměry mokřadní louky a jehož početnost koresponduje s přítomností nebo absencí hospodaření.

Abiotické podmínky

Na lokalitách se vyskytují podmačené až zrašelinělé půdy. Objevují se i místa se stagnující povrchovou vodou – buď přírodní, nebo jako uměle vytvořené tůně. Některé lokality mají narušený vodní režim různými úpravami (otevřené odvodňovací kanály, potrubní odvodňovací systémy), které omezují možnosti rozšíření cílových druhů.

Cíle

Obnovení a stabilizace biodiverzity mokřadních luk Podblanicka včetně udržení populací vzácných druhů.

Obnovná opatření

1990–2000	Zjišťování stavu jednotlivých lokalit a přítomnosti vybraných druhů na lokalitách. Zjišťování vlastnických poměrů na lokalitách a kontaktování vlastníků. Asanační zásahy (výřezy náletů, redukce křovin, seč jednou ročně) na pilotních 10 lokalitách.
2001–2005	Asanační zásahy (výřezy náletů, redukce křovin, seč jednou ročně) na většině lokalit, udržovací management (seč jednou ročně) na většině lokalit. Na 13 lokalitách byly vytvořeny tůně pro obojživelníky. Kontaktována byla většina vlastníků pozemků na lokalitách. Vzhledem k tomu, že se ne vždy podařilo zajistit souhlasy vlastníků s provedením managementu pro celou výměru lokalit, byly na lokalitách i plochy bez managementu, nebo plochy sečené jednou za dva roky.
2006–2011	Pravidelné každoroční obhospodařování lokalit sečí – v nižších a středních polohách na konci června a v červenci, ve vyšších polohách v srpnu. Druhá seč probíhá na vybraných lokalitách v říjnu. Seče se křovinořezy nebo ručně vedenou sekačkou se žací lištou. Posečená hmota je ručně shrabána na hromady a mechanickým ramenem naložena na nákladní automobil k odvozu na kompostování. Specifickými formami managementu jsou pročišťování stružek, posun seče na vybraných plochách nebo záměrné ponechávání vybraných ploch v daném roce bez seče. Na vybraných lokalitách je sledována početnost vybraných druhů a jejich prostorová distribuce.

Výsledky

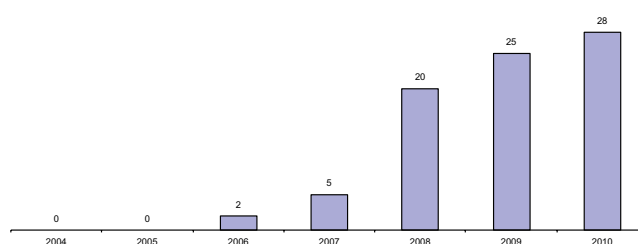
Po realizaci asanačního managementu reaguje populace prstnatce májového na obnovení hospodaření obvykle zvýšením počtu zaznamenaných kvetoucích jedinců, které se dostaví dříve nebo později po obnově seče (Obr. 3). Kvetoucí jedinci přitom pocházejí jednak z přežívajících jedinců na lokalitě (kteří z důvodu zakrytí stařínou a zastínění nekvetli), jednak ze semenné banky. Nárůst počtu kvetoucích jedinců se následně zpomaluje.

Zjištěná početnost kvetoucích jedinců prstnatce májového na sledovaných lokalitách se pohybovala od 0 do cca 1000 jedinců. Na obnovených a dlouhodobě obhospodařovaných lokalitách (Řísnice, Blažejovice) jsou populace prstnatců stabilní (Dykyjová 2003), s kolísáním počtu kvetoucích jedinců podle průběhu vegetační sezóny daného roku (Řísnice), případně s mírným růstem (Blažejovické



Obr. 2. Prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*) v PR Podlesí v CHKO Bláns, kde se vyskytuje velmi silná populace v rámci Podblanicka. Na lokalitě je rozdílným managementem (posun seče, vynechání seče, seč dvakrát ročně) vytvářena mozaika. (M. Kloudys)

louky). Na lokalitách s krátkodobě obnovenou sečí je rozkolísanost počtu kvetoucích jedinců vyšší (Tisek). V případě absence hospodaření (nezájem vlastníků o hospodaření – Smrčiny) naopak dochází k postupnému snižování počtu kvetoucích jedinců.



Obr. 3. Početnost kvetoucích jedinců prstnatce májového (*Dactylorhiza majalis*) na lokalitě Drahňovická mokřadla, kde byl v roce 2005 proveden asanační management a následně postupně rozšiřovány sečené plochy.

Nové poznatky a perspektivy

Z vývoje populací prstnatce májového na sledovaných lokalitách vyplývá, že hospodaření je nutnou podmínkou existence druhu na lokalitě. Možnosti rozšiřování druhu na lokalitách jsou po zabezpečení seče (optimálně fázové) limitovány provedenými úpravami vodních poměrů v minulosti (odvodňovací příkopy, drenážní systémy). Odstranění odvodňovacího systému s obnovou zamokření vyžaduje zpravidla finančně náročný samostatný projekt.

Veřejná podpora

Péče o lokality v CHKO Blaník (7) je podporována Správou CHKO Blaník, péče o maloplošná chráněná území ve Středočeském kraji (2) Krajským úřadem Středočeského kraje, péče o maloplošná chráněná území v kraji Vysočina (1) Krajským úřadem Kraje Vysočina a péče o lokality bez zvláštní územní ochrany pak AOPK ČR, obcemi i vlastníky pozemků. Vlastní asanační zásahy prováděli a následnou udržovací péči provádí členové ČSOP Vlašim, dobrovolníci, spolupracovníci i sami vlastníci pozemků. Vlastníci pozemků jsou pro dlouhodobou kontinuitu péče o lokality klíčovými partnery a je nezbytné, aby byli srozuměni s významem lokality pro ochranu přírody.

Poděkování

Sběr části podkladových údajů byl podpořen z programu Ochrana biodiverzity ČSOP, který získal dotaci MŽP ČR v roce 2010.

Literatura

Dykyjová D. (2003): Ekologie středoevropských orchidejí. – Kopp, České Budějovice.


Zelený V. (1976): Chráněné a méně známé rostliny Podblanicka. – Středočeské nakladatelství a knihkupectví, Praha.



Obr. 4. Ruční sečení Řísnických luk na Podblanicku. (M. Kloudys)

Obnova druhově bohatých luk v Bílých Karpatech

Ivana Jongepierová, Karel Prach & Klára Řehounková

Lokalizace	 Bílé Karpaty 48°50'–49°05' N, 17°19'–17°55' E; nadmořská výška 250–610 m
Ochranný status	CHKO, Biosférická rezervace UNESCO, EVL (2)
Ekosystém	Druhově bohaté suché louky (<i>Bromion erecti</i> , <i>Cirsio-Brachypodium pinnati</i>)
Obnovená plocha	500 ha na 34 lokalitách
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR, SAPARD, Agroenvironmentální programy
Náklady	20 000 Kč/ha na zatravnění

Výchozí stav

V druhé polovině 20. století byly v Bílých Karpatech rozorány louky na stovkách hektarů. Díky změnám v zemědělství po roce 1989 vznikla potřeba obnovy luk na desítkách rozsáhlých polí. Některá byla ponechána spontánní sukcesi, ale většina byla zatravněna použitím komerčních travinobylinných směsí. Tyto směsi jsou však připravovány s cílem vysoké produkce a neodpovídají místním specifickým podmínkám. Postrádají většinu běžných bylin, z nichž některé jsou z hlediska zdravotního a výživářského důležité pro zvířata. Toto, stejně jako ztráty druhové a genetické diverzity, bylo důvodem, proč na začátku devadesátých let 20. století zahájila základní organizace ČSOP Bílé Karpaty přípravu regionální travinobylinné směsi ve spolupráci se Správou CHKO Bílé Karpaty a Výzkumnou stanicí travinářskou (VST) v Zubří.

Abiotické podmínky

Půdní chemické analýzy (přibližně v 5 cm hloubce) indikují neutrální nebo mírně bazické půdy (pH 6,12–8,86) a poněkud variabilní obsah živin, zřejmě ovlivněný vedle přírodních podmínek předchozím způsobem obhospodařování orné půdy. Obsah organické hmoty tvoří 7,33 až 16,08 %, celkový dusík má hodnoty mezi 1309 a 3828 mg.kg⁻¹, a fosfáty mezi 16 až 161 mg.kg⁻¹.

Průměrná roční teplota je 7 až 9 °C, průměrné roční srážky jsou mezi 500 až 800 mm.

Cíle

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



Obr. 1. Vojšice, Hrubá Vrbka, plocha zatravněná v roce 2002. (I. Jongepierová)

Obnovná opatření

1993–1995	Semena běžných lučních druhů byla sbírána na druhově bohatých loukách Bílých Karpat a množena na záhonech u několika místních zemědělců a ve VST Zubří.
1999	Byla vyseta první regionální travinobylinná směs. Obsahuje 85–90 % trav, 3–5 % jetelovin a 7–10 % dalších bylin (váhová procenta). Dle možností každoročně obsahuje 20–30 druhů. Optimální výsevek je 17–20 kg.ha ⁻¹ . Do roku 2011 bylo místními zemědělci každoročně zatravněno okolo 30–50 hektarů.
1999–2006	Používání kombajnu ke sběru místních trav, zvláště sverepu vzpřímeného (<i>Bromus erectus</i>).
2007	Semena (převážně trav) sklízena kartáčovým sběračem, který byl sestaven podle vzoru vyvinutého britskou společností Emorsgate Seeds.
1999–2004, 2009	Sledována sukcese po zatravnění na pokusných trvalých plochách na lokalitě Výzkum (cévnaté rostliny, půdní fauna); (Jongepierová et al. 2007; Jongepierová 2008; Mitchley et al. 2012).
2009	Velkoplošné sledování sukcese po zatravnění na 34 lokalitách (cévnaté rostliny) (Prach et al. 2012).

Managementová opatření

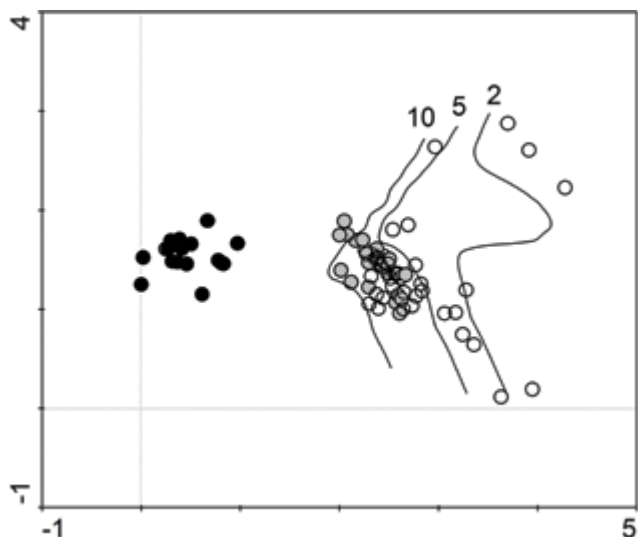
- kosení 2× ročně alespoň v prvních dvou letech po zatravnění je potřebné k omezení plevelů, poté na suchších lokalitách stačí 1× ročně
- brzká seč (červen) potlačuje trávy a podporuje byliny
- podzimní pastva otav podporuje biodiverzitu
- výsadba soliterních stromů, především dubů a lip, ke zlepšení vzhledu krajiny a k dalšímu zvýšení biodiverzity

Metodika

V roce 2009 byly na každé z 34 lokalit zatravněných regionální směsí semen zapsány 3 fytocenologické snímky, které byly srovnány s referenčními trvalými loukami (20 lokalit) (Obr. 2). Celkem bylo na všech studovaných lokalitách zapsáno 373 druhů cévnatých rostlin, 102 z nich bylo klasifikováno jako cílové druhy, zbytek byly buď plevely nebo běžné luční druhy.

Výsledky

Čtyřicet čtyři cílových druhů bylo vyseto na obnovované lokality, všechny kromě jednoho se uchytily (98 %) na jedné nebo více zatravněných lokalitách. Dvacet sedm druhů se rozšířilo spontánně a 31 cí-



Obr. 2. Nepřímá gradientová analýza (DCA) luk zatravněných regionální travní směsí (prázdná kolečka) ve srovnání se složením regionálních směsí použitých na zatravnění právě těchto luk (šedě) a trvale existujících luk v nejbližším okolí (černě). Izočáry vyjadřují dobu od osetí regionální travní směsí. Je patrné, že po 10 letech druhové složení luk dobře odpovídalo složení použitých travních směsí a obnova druhově bohatých polopřirozených luk je zatím zhruba na poloviční cestě. Převzato z Prach et al. 2012.

lových druhů doposud na zatravněných lokalitách nalezeno nebylo, zapsány byly pouze na referenčních lokalitách. Celkově bylo na zatravněných lokalitách zapsáno 248 druhů. Avšak pouze čtyři druhy dosáhly hodnot pokryvnosti srovnatelných s referenčními lokalitami. Jsou to trávy svehp vzpřímený (*Bromus erectus*), kostřava červená (*Festuca rubra*), medyněk vlnatý (*Holcus lanatus*) a trojštět žlutavý (*Trisetum flavescens*). Většina cílových druhů, vysetých i spontánně uchycených, měla na obnovených plochách dosud nízké hodnoty pokryvnosti. Nejúspěšnějšími spontánně uchycenými cílovými druhy byly pupava obecná (*Carlina vulgaris*) a jahodník trávnice (*Fragaria viridis*). Mezi vzácné druhy, které se spontánně šíří na zatravněné lokality, jsou např. kozinec dánský (*Astragalus danicus*) a hořec křížatý (*Gentiana cruciata*) (Prach et al. 2012).

V další současné práci (Mitchley et al. 2012), hodnotící desetiletý maloplošný pokus na plochách osetých regionální semennou směsí, byly tendence v podstatě podobné velkoplošnému sledování, t. j. druhové složení zatravněných ploch se vyvíjí směrem k druhovému složení referenčních lokalit.



Obr. 3. Kartáčový sběrač osiva. (I. Jongepierová)

Nové poznatky a perspektivy

Předběžná analýza dosud získaných dat ukázala, že pro zdárnou obnovu luk zatravněných regionální travní směsí (a asi i těch zatravněných jinými způsoby), je důležitá časná seč. Dosud se doporučovala pozdní seč, která by měla podpořit byliny a tudíž diverzitu travních porostů.

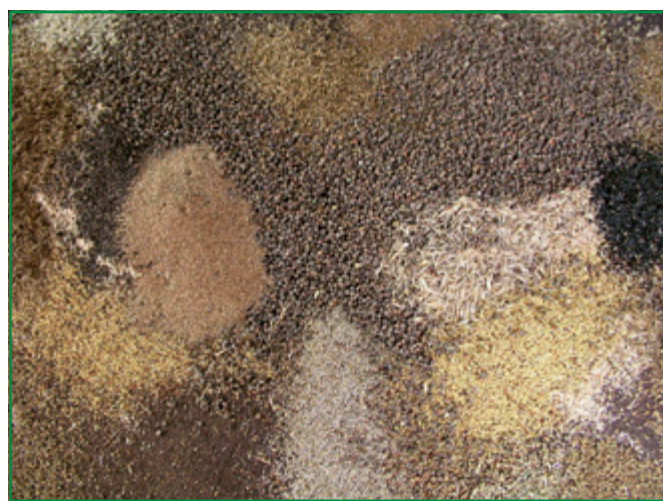
Vedle použití regionálních travních směsí může být považován za vhodné obnovní opatření i přenos zeleného sena.

Veřejná podpora

Zájem zemědělců o zatravnění dalších ploch.

Poděkování

Práce byla podpořena těmito granty: GAČR P504/10/0501, P505-11-0256 a RVO67985939




Obr. 4. Regionální semenná směs. (P. Šrámek)

Literatura

- 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.
- Mitchley J., Jongepierová I. & Fajmon K. (2012): Regional seed mixtures for the re-creation of species-rich meadows in the White Carpathian Mountains: results of a 10-yr experiment. – *Applied Vegetation Science* 15: 253–263.
- Prach K., Jongepierová I. & Řehounková K. (2012): Large-scale restoration of dry grasslands on ex-arable land using a regional seed mixture: establishment of target species. – *Restoration Ecology* Doi: 10.1111/j.1526-100X.2012.00872.x

Pastva suchých trávníků v CHKO Český kras

Hana Mayerová, Tomáš Tichý, Petr Heřman, Kateřina Čiháková & Zuzana Münzbergová

Lokalizace	 CHKO Český kras; 49°52'–50°00' N, 14°02'–14°21' E; nadmořská výška 199–499 m
Ochranný status	CHKO, NPR, NPP, EVL
Ekosystém	Hlavním typem vegetace jsou suché trávníky, patřící převážně do svazu <i>Festucion valesiacae</i> ; přechody do svazů <i>Alyso-Festucion pallentis</i> , <i>Seslerio-Festucion pallentis</i> a <i>Bromion erecti</i>
Obnovená plocha	25 ha
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR
Náklady	18 000 Kč/ha na pastvu

Výchozí stav

Krajina Českého krasu je obývána člověkem nepřetržitě zhruba 7 tisíc let (Stolz & Matoušek 2006). S tímto lidským osídlením byla téměř od počátku spojena pastva domácích zvířat, která patří mezi významné krajinotvorné vlivy (Mládek et al. 2006, Poschlod & WallisDeVries 2002). Vzhledem k relativně nízké úživnosti suchých trávníků na mělké půdě na vápenci byla v Českém krasu velmi rozšířena pastva ovcí a koz, snášejících méně kvalitní píci i skalnatý terén.

Pastva udržovala části krajiny bezlesé i v období zapojeného lesa a podporovala tak druhy rostlin i živočichů vázané na otevřená stanoviště (Konvička et al. 2005). Z ochrannářského hlediska tak pastva v tomto smyslu hrála pozitivní roli v udržování druhové rozmanitosti. Ve 20. století rozsah pastvy výrazně poklesl, především po druhé

světové válce, zhruba z 10 000 na 100 ovcí a koz na území Českého krasu (Novák & Tlapák 1974). Spolu s poklesem pastvy se výrazně změnila i tvář krajiny, rozsáhlé plochy bezlesí zarostly dřevinami, ať už samovolně, především v nepřístupných polohách, nebo uměle (lesnická výsadba).

Zbylé plochy trávníků degradují zvyšující se pokryvností dominantních travin na úkor konkurenčně slabších druhů, snižuje se druhová pestrost rostlin i bezobratlých, mizí otevřené plošky půdy, hromadí se stařina a snižuje se pestrost mikrostano-
višť.

Cíle

Obnovení a udržení kvality biotopu suchých trávníků i krajinného rázu utvářeného pestrou mozaikou lesní a nelesní vegetace.



Obr. 1. Pastva ovcí a koz na dvou hektarech suchých trávníků obklopených lesem na lokalitě Pání hora u Bubovic. (T. Tichý)

Managementová opatření

2005(2006)–2011: rotační nátlaková pastva (Mládek et al. 2006, Pavlů et al. 2003) v elektrických oplůtcích smíšeným stádem ovcí a koz (poměr zhruba 3 : 1) v období od dubna do října; stádo o celkovém počtu zhruba 100–130 kusů na lokalitu; přítomnost koz je důležitá pro omezování dřevin a spásání i vyšších travin ve stadiu kvetení (metání).

Na každé lokalitě stádo strávilo několik týdnů jednou nebo dvakrát během sezóny, oplůtky se přesouvaly po lokalitě každých 2–7 dní v okamžiku silného spasení porostu, zátěž se měnila během sezóny podle přirůstání biomasy. Během pastvy se ponechávaly nepasené pásy pro reprodukci rostlin a bezobratlých s proměnlivým umístěním mezi jednotlivými cykly pastvy.

Metodika monitoringu pastvy

Před zavedením pastvy byly založeny trvalé plochy (1 × 1 m) pro monitoring vegetace. Plochy jsou vždy v páru pasená a kontrolní, chráněná klecí před okusem; na lokalitách Pání hora a Zlatý kůň bylo sledováno vždy 8 párů ploch, na lokalitě Šanův kout 11 párů. Na těchto plochách byla každý rok před započatím pastvy zaznamenávána procentická pokryvnost jednotlivých druhů.

Monitoring bezobratlých probíhal na modelové skupině motýlů; v případě denních druhů transektovým sčítáním (Heřman & Vrabec 2010), v případě druhů aktivních v noci především lákáním na světelné zdroje v pevně stanovených pozorovacích bodech (data doposud nezpracována); doplnkově též dalšími metodami – lákáním na vnadidlo nebo syntetické feromony a sledováním vývojových stadií.

Pro dlouhodobý monitoring stavu populací vzhledem k pastevnímu managementu na lokalitách byly prioritně vybrány indikační druhy splňující předpoklady jednoznačné vazby na dané biotopy, metodicky dobře monitorovatelné a regionálně ochrannářsky významné: okáč metlicový (*Hipparchia semele*), který má v území patrně početně nejsilnější populace v ČR, soumračník proskurníkový (*Pyrgus cartami*), lišejníkovec šedavý (*Paidia rica*) a osenice bělopásná (*Euxoa vitta*).

Výsledky

Vegetace

Po šesti letech managementu je statisticky průkazný vliv pastvy na počet druhů i na druhové složení trvalých ploch. Počet druhů je vyšší na pasených plochách na všech třech lokalitách. Nejvýraznější je přitom nárůst počtu druhů na pasených plochách na lokalitě Šanův kout (Obr. 4), která je ze všech tří lokalit druhově nejchudší. Vegeta-



Obr. 2. Koniklec luční český (*Pulsatilla pratensis* subs. *bohemica*) roste na suchých nebo skalních trávnících. (T. Tichý)

ce pasených a nepasených ploch se od započetí managementu v roce 2005 vyvíjí průkazně rozdílně. Rozdíl mezi pasenými a nepasenými plochami je nejlépe vidět na reakci jednotlivých druhů na pastvu (Obr. 6). Na pasených plochách se daří typickým stepním druhům, jejichž společnými znaky jsou nižší vzrůst, trsnatost či tvorba přizemní listové růžice; často se jedná o druhy jednoleté. Jsou to např. ostřice nízká (*Carex humilis*), kostrava walliská (*Festuca valesiaca*), mochna písečná (*Potentilla arenaria*), hlaváč žlutavý (*Scabiosa ochroleuca*), písečnice douškolistá (*Arenaria serpyllifolia* agg.), šalvěj luční (*Salvia pratensis*), huseník chlupatý (*Arabis hirsuta*), penízek prorostlý (*Thlaspi perfoliatum*), mateřídouška vejčitá (*Thymus pulegioides*) a rozrazil časný (*Veronica praecox*). Naproti tomu na plochách kontrolních se lépe daří konkurenčně silnějším druhům zapojenějším trávníků. V této skupině je více travin a bylin s vyšším vzrůstem, např. vousatka prstnatá (*Bothriochloa ischaemum*), pěchava vápnomilná (*Sesleria caerulea*), válečka prapořitá (*Brachypodium pinnatum*), chrastavec rolní (*Knautia arvensis*), sverep vzpřímený (*Bromus erectus*), pelyněk ladní (*Artemisia campestris*), čistec přímý (*Stachys recta*) či ožanka kalamandra (*Teucrium chamaedrys*). Také sem patří několik druhů z čeledi bobovitých (*Fabaceae*), které jsou často zvířaty preferenčně spásány, což zhoršuje jejich přežívání na pasených plochách, např. štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*) nebo čičorka pestrá (*Securigera varia*).



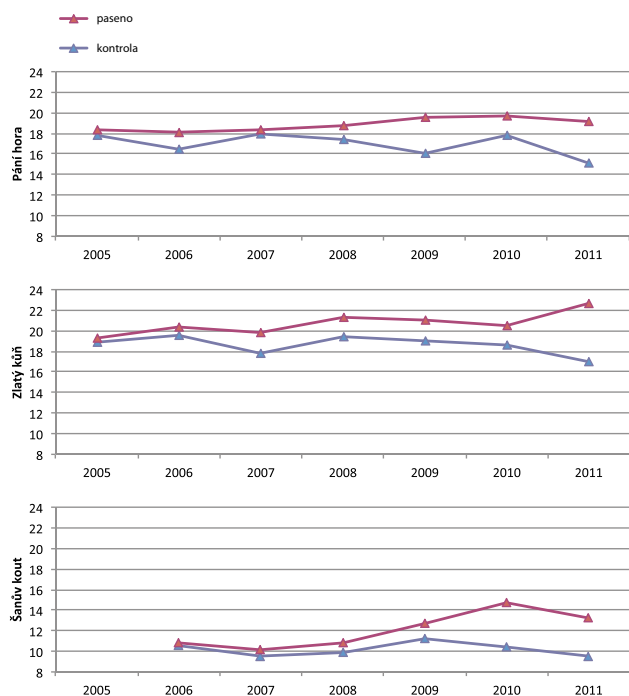
Obr. 3. Modrásek rozchodníkový (*Scolitantides orion*) je vzácným druhem obývajícím skalní výchozy na pasených lokalitách. (P. Heřman)

Motýli: předběžné výsledky

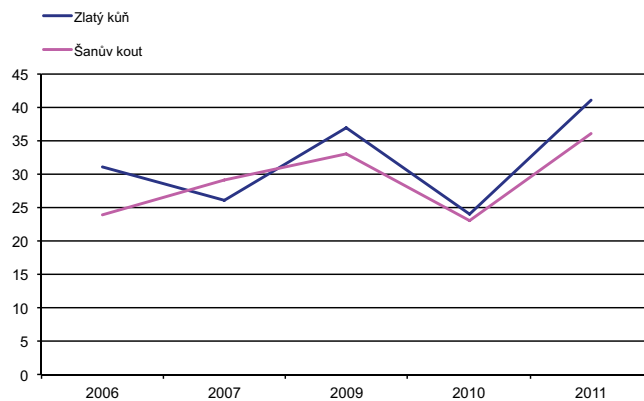
Na sledovaných plochách bylo v sezónách 2005–2011 zjištěno celkem 62 druhů denních motýlů. Necelá třetina z nich (18 druhů, tj. 29 %) je ochrannářsky významná, tj. zahrnuje druhy podléhající legislativní ochraně nebo zařazené do červeného seznamu (Farkač et al. 2005).

Vliv pastevního managementu je v krátkodobém horizontu pouze jedním z faktorů ovlivňujících pozorovanou diverzitu (Obr. 5), kde je patrný výkyv druhů v roce 2010, způsobený především deštivým počasím).

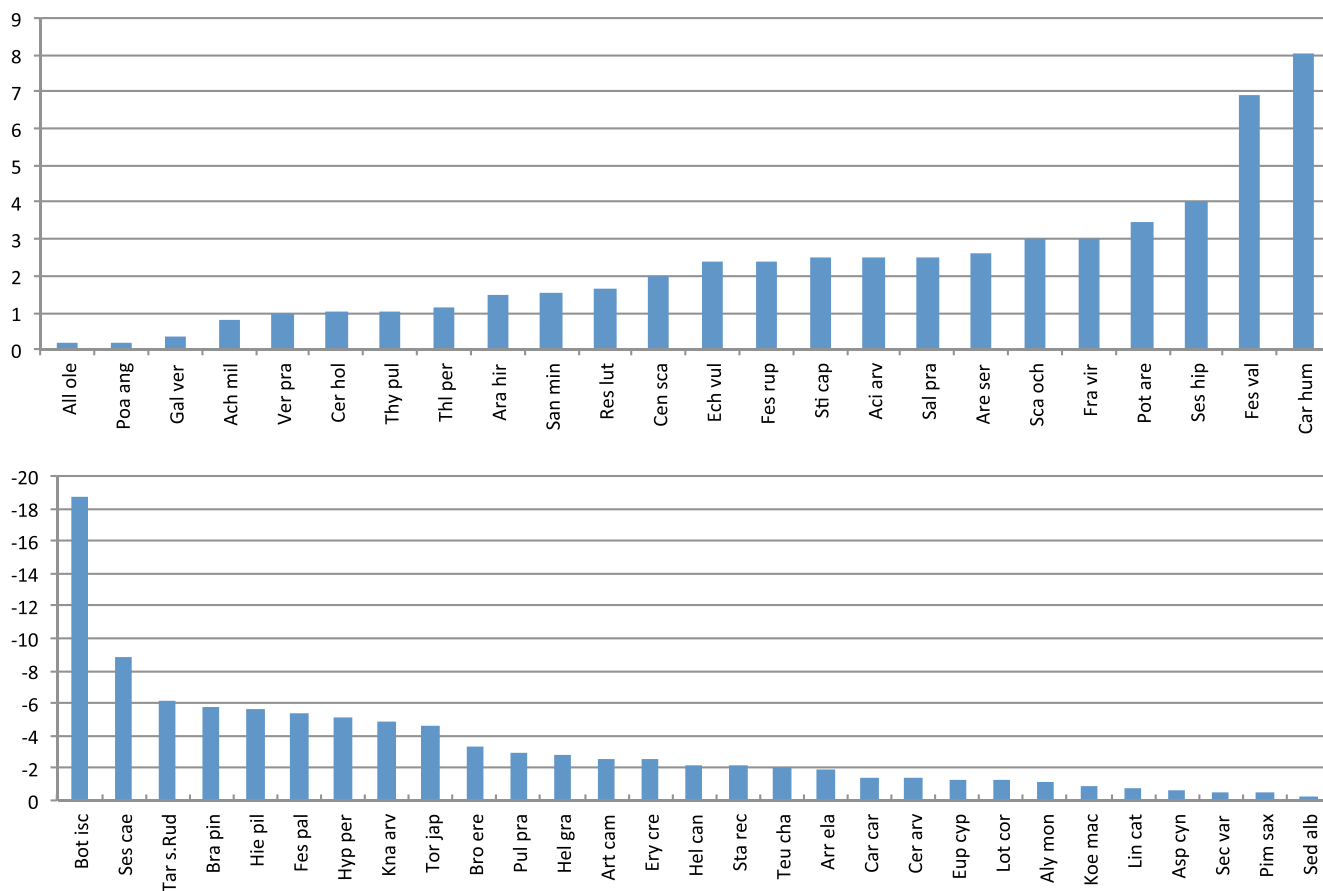
Extenzivní mozaikovitá pastva jako ideální způsob managementu vyhovuje dle známých biotopových nároků téměř polovině zjištěných druhů (29 druhů, tj. 46,8 %), a je tak jedním z optimálních prostředků k zachování, případně posílení, jejich populací na lokalitách. Např. soumračník žltoskvřinný (*Thymelicus acteon*) zvýšil v sezóně 2011 svou četnost na území NPP Zlatý kůň z ojedinělého nálezu v sezóně 2009 (jeden exemplář) na devět pozorovaných kusů v sezóně 2011.



Obr. 4. Průměrný počet druhů na třech lokalitách Pání hora, Zlatý kůň a Šanův kout v letech 2005–2011. Vliv interakce pastvy a času na průměrný počet druhů na plochu testován analýzou variance; hladina významnosti $p < 0,05$.



Obr. 5. Počty druhů denních motýlů, zachycené na dvou lokalitách s pastevním managementem (Zlatý kůň a Šanův kout). Sezóna 2008 nebyla z metodických důvodů hodnocena.



Obr. 6. Reakce jednotlivých druhů na pastvu. Kladná hodnota: druhům se lépe daří na plochách pasených. Záporná hodnota: druhům se daří lépe na plochách kontrolních. Reakce na pastvu byla definována jako pokryvnost na pasené ploše v roce 2011 minus pokryvnost v roce 2005 (popř. 2006) minus stejný rozdíl na ploše kontrolní. Tyto hodnoty byly následně zprůměrovány přes všechny plochy a lokality. Zkratky druhů sestávají ze tří počátečních písmen vědeckého rodového a druhového názvu.

Závěr

Pastevní management obnovený na sledovaných lokalitách průkazně přispívá k zachování suchých trávníků a udržení vysoké druhové bohatosti stejně jako k obnově žádoucího stavu společenstev a zvyšování diverzity pomocí zvyšování heterogenity mikrostanovišť na malé škále. Jedná se tedy o vhodný způsob managementu těchto lokalit, a to i co se týče zvolené intenzity pastvy – jak poukazuje řada studií, nevhodně zvolená intenzita pastvy by na tomto typu stanovišť mohla vést k poklesu druhové bohatosti (Milchunas et al. 1988, Dostálék & Frantík 2008). Z metodického hlediska je podstatné zjištění, že dynamiku vegetace výrazně ovlivňovala meziroční variabilita a že tedy doposud nebylo možné vyslovit hodnověrné závěry dříve – po 3 letech monitoringu nebyl vliv pastvy statisticky průkazný (Mayerová et al. 2010).

Meziroční variabilita se projevuje i v případě denních motýlů v pozorovaném nárůstu počtu zachycených druhů mezi výchozí a dosud poslední sezónou monitoringu. Hodnocení odezvy na pastevní management oproti rostlinám je zde méně průkazné i z důvodu např. mobility dospělců, zpožděné odezvy na výskyt živné rostliny na lokalitě aj. Vzhledem k vyrovnané či v některých případech vzestupné abundanci indikačních druhů během sledovaného období však lze konstatovat pozitivní vliv vhodně nastaveného pastevního managementu, jehož významnější projev lze očekávat v rámci delší časové řady.

Literatura

Dostálék 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.

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. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Heřman P. & Vrabec V. (2010): Denní motýli (Lepidoptera: Rhopalocera) pastvou udržovaných ploch CHKO Český kras. – In: Konvička M. & Beneš J. (eds), V. Lepidopterologické kolokvium, Sborník abstraktů z konference 26. listopadu 2010, pp. 18–19, ENTÚ BC AV ČR, České Budějovice.

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

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.

Mládek 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., Pavlů 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.

Poschold P. & WallisDeVries M.F. (2002): The historical and socio-economic 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.



Obr. 7. Podzimní pastva na bývalých opuštěných a zarostlých lůmcích na Zlatém koni u Koněprus. V popředí klec kryjící kontrolní plochu proti okusu. (T. Tichý)

Obnova pastvy na ladem ponechaných podhorských travních porostech v Jizerských horách

Vilém Pavlů, Jan Gaisler, Lenka Pavlů, Vendula Ludvíková & Michal Hejman

Lokalizace	 Severozápadní část Jizerských hor 50°50' N, 15°06' E; nadmořská výška 420 m
Ochranný status	CHKO
Ekosystém	Hlavním typem travního společenstva jsou mezofilní polopřirozené louky (<i>Arrhenatherion elatioris</i>)
Experimentální plocha	5 ha

Výchozí stav

Po odsunu německého obyvatelstva po roce 1946 byl v této podhorské oblasti zachován mozaikovitý systém obhospodařování krajiny s ornou půdou a travními porosty. V 60. letech minulého století zde došlo ke zcelování pozemků, ale zůstal relativně vysoký podíl orné půdy. Poté v 70. letech byla většina orné půdy (proti trendu v celé České republice) zatravněna komerčními směskami semen a intenzivně obhospodařována pastvou a sečením. Po roce 1989 byla velká část trvalých travních porostů v oblasti z důvodu redukce stavu skotu ponechána ladem. Důsledkem byly silně degradované porosty s dominancí druhů bršlice kozí noha (*Aegopodium podagraria*), svízele bílé (*Galium album*), kerblíku lesního (*Anthriscus sylvestris*), pcháče rolního (*Cirsium arvense*), pýru plazivého (*Elytrigia repens*), psárky luční (*Alopecurus pratensis*). V porostu nebyly zaznamenány žádné semenáčky dřevin.

Abiotické podmínky

Podloží je tvořeno biotickou žulou, na které se vytvořily kamizemě s pH(KCl) 5,45, s obsahem organického C 4,5 %. Obsahy dostupných živin pro rostliny byly: 28 mg P kg⁻¹, 67 mg K kg⁻¹, 58 mg Mg kg⁻¹ půdy (podle Mehlicha 3). Průměrné dlouhodobé roční srážky v oblasti jsou 803 mm a průměrná roční teplota je 7,2 °C (meteorologická stanice Liberec).

Cíle

Sledování dlouhodobého vývoje mezofilních, ladem ponechaných travních porostů po znovuzavedení obhospodařování.

Obnovná opatření

1998	Založení pastevního experimentu na cca 5 let opušteném travním porostu.
1998–2011	Sledování vývoje travinných společenstev.



Obr. 1. Extenzivní pastvina. (V. Pavlů)

Managementová opatření v experimentu

— Intenzivní pastva, extenzivní pastva, neobhospodařovaná kontrola (Pavlů et al. 2006a, 2006b, 2007, 2008, 2009).

Výsledky

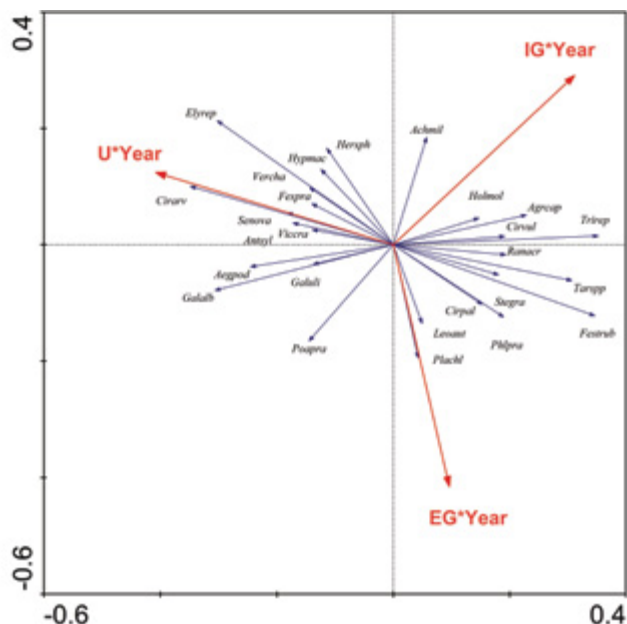
Po znovuzavedení obhospodařování došlo již v prvním roce k nárůstu podílu živých částí cévnatých rostlin a významnému úbytku stařiny. Od druhého roku obhospodařování se postupně zvyšoval počet lučních a pastevních druhů (cca 16 druhů/m² na začátku experimentu a cca 22 druhů/m² ve třetím roce) na úkor druhů ruderalních. Od třetího roku se začala zvyšovat hustota drnu (Pavlů et al. 2006b). Rozrůznění struktury porostu podle intenzity pastvy bylo patrné až od čtvrtého roku experimentu (Pavlů et al. 2007).

Druhovatost vyšších rostlin byla obdobná při intenzivní i extenzivní pastvě a nejnižší byla na neobhospodařované kontrole. Zejména plevelné druhy reprezentované vysokými dvouděložnými bylinami bršlicí kozí nohou (*Aegopodium podagraria*), svízelem bílým (*Galium album*), kerblíkem lesním (*Anthriscus sylvestris*), pcháčem rolním (*Cirsium arvense*), a vysokými travami pýrem plazivým (*Elytrigia repens*) a psárkou luční (*Alopecurus pratensis*) zůstaly nejpočetnější na neobhospodařované kontrole (Obr. 3) (Pavlů et al. 2008). Nejvíce rozšířenými druhy na intenzivně i extenzivně spásané pastvině byly psineček obecný (*Agrostis capillaris*), košťava červená (*Festuca rubra* agg.), bojínka luční (*Phleum pratense*), pampeliška (*Taraxacum* spp.), jetel plazivý (*Trifolium repens*), pryskyřník plazivý (*Ranunculus repens*) (Pavlů et al. 2007).

Hlavní rozdíl mezi intenzivní a extenzivní pastvou byl v podílu plošek s vysokým a nízkým porostem (Ludvíková et al. 2012), zatímco podíl plošek se středně spásaným porostem byl stejný. Floristické složení plošek se středním a vysokým porostem bylo při stejné intenzitě obdobné. Nejvíce se druhovým složením odlišovaly spásané plošky s nízkým porostem při extenzivní pastvě.



Obr. 2. Intenzivní pastvina. (V. Pavlů)



Obr. 3. Ordinační diagram RDA analýzy vývoje druhového složení travních porostů. Zkratky variant experimentu: EG – extenzivní pastva, IG – intenzivní pastva, U – neobhospodařovaná kontrola, * – interakce, Year – rok. Zkratky vyšších druhů rostlin jsou složeny z prvních tří písmen rodového a prvních tří písmen druhového jména. Převzato z Pavlí et al. (2006b).

Při dlouhodobém uplatnění extenzivní pastvy musíme počítat s postupným zarůstáním náletovými dřevinami, které je z důvodu nízkého pastevního tlaku vyšší než na intenzivně spásaných plochách, a z důvodu narušení porostu na extenzivně spásaném porostu vyšší než na neobhospodařovaných plochách (Obr. 4). Na intenzivně spásané pastvině se postupně po dlouhodobém obhospodařování objevují druhy patřící do svazu *Cynosurion* (Pavlu et al. 2007), zatímco na extenzivně spásané pastvině je jejich podíl minimální.

Nové poznatky a perspektivy

Předběžné výsledky ukazují, že znovuzavedením pastvy lze změnit druhové složení degradovaného travního porostu. Postupně se zvyšuje podíl lučních a pastevních druhů na úkor druhů ruderálních a hustý drn se začíná tvořit ve třetím roce, zvláště u intenzivní pastvy (Pavlů et al. 2006). Pastva může nahradit sečné obhospodařování, ale ne úplně z důvodu selektivní pastvy, narušování drnu a redistribuce živin (výkaly). Při intenzivní pastvě se v porostu častěji vyskytují i druhy ze svazu *Cynosurion*, zatímco při extenzivní pastvě je jejich podíl minimální. Tendence k zarůstání náletovými dřevinami je

na extenzivní pastvině vyšší (narušený povrch) než u neobhospodařovaných ploch. Výsledkem je mozaiková struktura s vyšší druhovou bohatostí rostlin, která také může poskytnout úkryt, potravu a hnízdní příležitosti pro další živočišné druhy.

Veřejná podpora

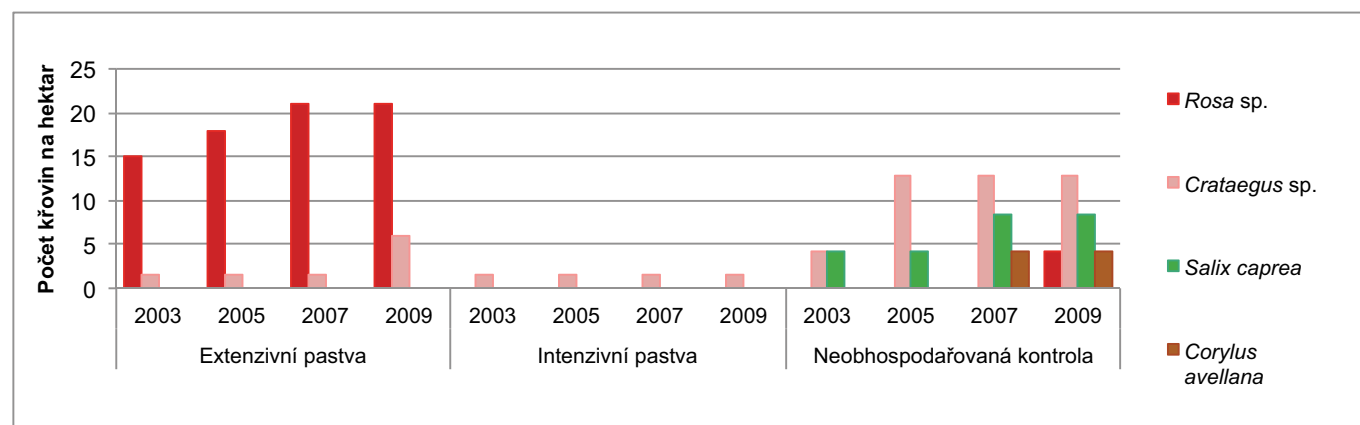
Zájem zemědělců o různé způsoby obhospodařování a jejich důsledky.

Poděkování

Práce byla podpořena těmito granty: MZe ČR 0002700604, MŽP ČR VaV SP/2D3/179/07, GAČR 526/03/0528, 521/08/1131.

Literatura


- Ludvíková V., Pavlů V., Pavlů L. & Gaisler J. (submitted): Structure of sward-height patches under intensive and extensive grazing management in Central Europe. – *Acta Oecologica*.
- Pavlů V., Gaisler J., Hejčman M. & Pavlů L. (2008): Effect of different grazing intensity on weed control under conditions of organic farming. – *Journal of Plant Diseases and Protection*, Special Issue XXI: 441–446.
- Pavlů V., Hejčman M. & Mikulka J. (2009): Cover estimation versus density counting in species rich pasture under different grazing intensity. – *Environmental Monitoring and Assessment* 156: 419–424.
- Pavlů V., Hejčman M., Pavlů L. & Gaisler J. (2007): Restoration of grazing management and its effect on vegetation in an upland grassland. – *Applied Vegetation Science* 10: 375–382.
- Pavlů V., Hejčman M., Pavlů L., Gaisler J. & Nežerková P. (2006a): Effect of continuous grazing on forage quality, quantity and animal performance. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 349–355.
- Pavlů V., Hejčman M., Pavlů L., Gaisler J., Nežerková P. & Meneses L. (2006b): Changes in plant densities in a mesic species-rich grassland after imposing different grazing management. – *Grass and Forage Science* 61: 42–51.



Obr. 4. Výskyt náletových dřevin v průběhu experimentu.

Obnova heterogenity podhorských luk v zájmu ohroženého hnědáška chrastavcového

Kamil Zimmermann, Petr Jiskra, Michala Kopečková & Martin Konvička

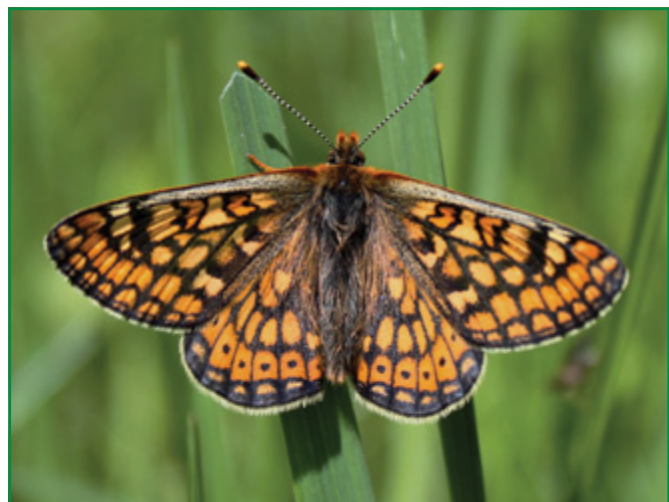
Lokalizace	 Západní část České republiky mezi Aší, Karlovými Vary a Mariánskými Lázněmi 50°27'–49°53' N, 12°5'–13°17' E; nadmořská výška: 420–970 m
Ochranný status	CHKO (Slavkovský les), Vojenský výcvikový prostor (Hradiště), 30 MZCHÚ, 18 EVL; kriticky ohrožený druh
Ekosystém	Polopřirozené podhorské luční biotopy. Převládají oligotrofní vlhké louky – střídavě vlhké bezkolencové louky svazu <i>Molinion caeruleae</i> a vlhké pcháčové louky svazu <i>Calthion palustris</i>
Obnovená plocha	101 lokalit o celkové rozloze 398 ha
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR, Agroenvironmentální programy
Náklady	Mozaikovitá seč 20 000–23 000 Kč/ha

Výchozí stav

Hnědásek chrastavcový (*Euphydryas aurinia*) je celoevropsky ohrožený druh chráněný evropskou směrnicí o stanovištích (92/43/EEC), který zaznamenal rapidní pokles v celé Evropě i České republice vinou ztráty polopřirozených a na živiny chudých lučních stanovišť. Na začátku 21. století bylo české ochráně přírody známo jen 7 kolonií. Intenzivní výzkum navýšil počet známých kolonií na 101 a odhalil citlivost druhu k eutrofizaci prostředí (Konvička et al. 2003) a příliš intenzivní seči, zejména v pozdním létě a časném podzimu (Hula et al. 2004). Od roku 2001 je sledován a hodnocen stav všech známých kolonií (Zimmermann et al. 2011). Ukázalo se, že tento hnědásek vyžaduje obhospodařování s velmi heterogenní strukturou travních porostů. Motýla ohrožuje buď sukcesní zarůstání vedoucí k hromadění stařiny (zanedbané lokality) nebo příliš častá celoplošná seč (příliš intenzivní management). Péče o louky proto musí balancovat mezi zanedbáním lokalit a příliš intenzivními zásahy. Zatímco v minulosti maloplošné hospodaření udržovalo různorodou biotopovou mozaiku na rozsáhlých územích, v jejichž rámci motýl vždy našel příznivá stanoviště pro svůj vývoj, moderní využívání krajiny jej zatlačilo do prostorově omezených biotopových plošek. Péče o louky nezajišťující různorodost výsledných ekologických podmínek může vážně ohrozit cíle ochrany přírody (Konvička et al. 2008).

Abiotické podmínky

Na většině lokalit se vyskytují na živiny chudé luční porosty situované v poměrně studeném, podhorském klimatu, většinou na kyse-
lých půdách.



Obr. 1. Hnědásek chrastavcový (*Euphydryas aurinia*). (K. Zimmermann)

Cíle

Podpora ohrožených druhů přes citlivější individuální přístup k jejich lokalitám. Zachování druhově bohatých travních porostů, zvyšování biodiverzity, zlepšování krajinné konektivity a krajinného rázu.

Historický kontext

Před r. 1960	Tradiční luční hospodaření s jemnozrnnou mozaikou využívání půdy (louky, stelivové louky, pastviny, orná půda) přerušeno odsunem německého obyvatelstva v roce 1946 a částečným znovuosídlením českým obyvatelstvem. Vznik velkého vojenského výcvikového prostoru. Relativně úzký pás podél česko–německé hranice zůstal vylištěný.
1960–1989	Dvojí efekt kolektivizace zemědělství zahrnoval na jedné straně scelení pozemků, rozorání mezí, meliorace rozsáhlých lučních ploch, zřízení mléčných farem a dokonce zornění horských luk (do 800 m n. m.), na straně druhé pak opouštění odlehlejších pozemků a jejich zarůstání. Úplné ztrátě oligotrofních luk zabránila ochrana řady lokalit jako zdrojů balneologických vod (např. snížená chemizace v zemědělství, lokální prevence proti odvodnění) pro nedaleké lázně, zřízení dvou vodárenských nádrží (Nové Stanovice, Podhora), existence CHKO Slavkovský les a VVP Hradiště (disturbance blokujiící sukcesní pochody způsobené aktivitami armády).
1990–2001	V letech po pádu komunismu došlo k opuštění mnoha pozemků v horských a podhorských oblastech. Některé dříve zorněné lokality byly osety komerční travní směsí a převedeny na louky, jiné začaly být užívány jako celoroční pastviny.
2001–souč.	Monitoring stavu všech známých lokalit hnědáška společně s každoročním sčítáním larválních hnízd.
2002–2007	Intenzivní lokální průzkum a monitoring všech známých kolonií. Narůstající znalosti o biotopových nárocích druhu. Důkaz zranitelnosti druhu uniformními celoplošnými sečemi. Vstup do EU přinesl nové finanční prostředky na management (agroenvironmentální programy), ale dotační pravidla vyžadující opakovanou celoplošnou seč mají destruktivní dopad na lokality motýla na zemědělské půdě.

Současnost	Většina lokalit mimo zemědělskou půdu je spravována místními ochrannými organizacemi, které respektují potřebu šetrné plošně diverzifikované péče. Péče o lokality na zemědělské půdě se postupně zlepšuje díky dohodám o modifikacích podmínek agroenvironmentálních opatření, jež umožňují mozaikovitou, v prostoru a čase rozrůzněnou seč.
------------	---

Managementová opatření

- Na loukách s výskytem hnědáka citlivější režim seče s dočasně neposečenými ploškami ponechanými do dalšího období, na pastvinách nižší počty pasených zvířat a dočasná vyloučení míst výskytu motýla z pastvy.
- Postupná modifikace dotačních podmínek v širším okolí lokalit ve smyslu rozrůznění hospodaření (dočasně nesečené plošky, posuny termínů seči).



Obr. 2. Příklad úspěšné obnovy sukcesně degradované lokality hnědáka chrastavcového. Odstranění keřů a citlivá seč usnadňují opětovnou rekolonizaci. (K. Zimmermann)

- Zavádění alternativních způsobů hospodaření, které napodobují tradiční extenzivní postupy. Jedním z nich je seč v pásech (vhodná pro rozsáhlejší území, kdy je ponecháno 10–20 % plochy neposečeno, poloha pásu se po každé seči mění), mozaikovitá seč (vhodná pro malá území nedostupná pro mechanizaci, rotace dočasně nesečených plošek, přednostně likvidovány konkurenčně dominantní druhy).
- Individuální přístup pro jednotlivé lokality.

Výsledky

V současné době je asi jedna třetina lokalit hnědáka chrastavcového (jak z hlediska rozlohy tak počtu ploch) v České republice obhospodařována pomocí citlivých přístupů, k nimž patří seč v pásech nebo mozaikovitá seč s dočasně nesečenými ploškami. Dočasně nesečené plochy umožňují lepší přežívání larválních hnízd a následně zvyšují lokální denzity motýla (Obr. 3B). Na další třetině lokalit chybí management a tyto plochy tak podléhají sukcesním změnám. Zde lokální počty stagnují nebo dokonce klesají (Obr. 3A). Poslední třetina lokalit je obhospodařována nevhodně za pomoci agroenvironmentálních opatření. Péče je zde příliš intenzivní, což způsobuje poklesy počtů (Obr. 3C). Byly pozorovány i případy spontánních rekolonizací zaniklých lokalit po obnovení vhodného managementu (redukce křovin a mozaiková seč), jak je vidět na Obr. 2 (Zimmermann et al. 2010, 2011).

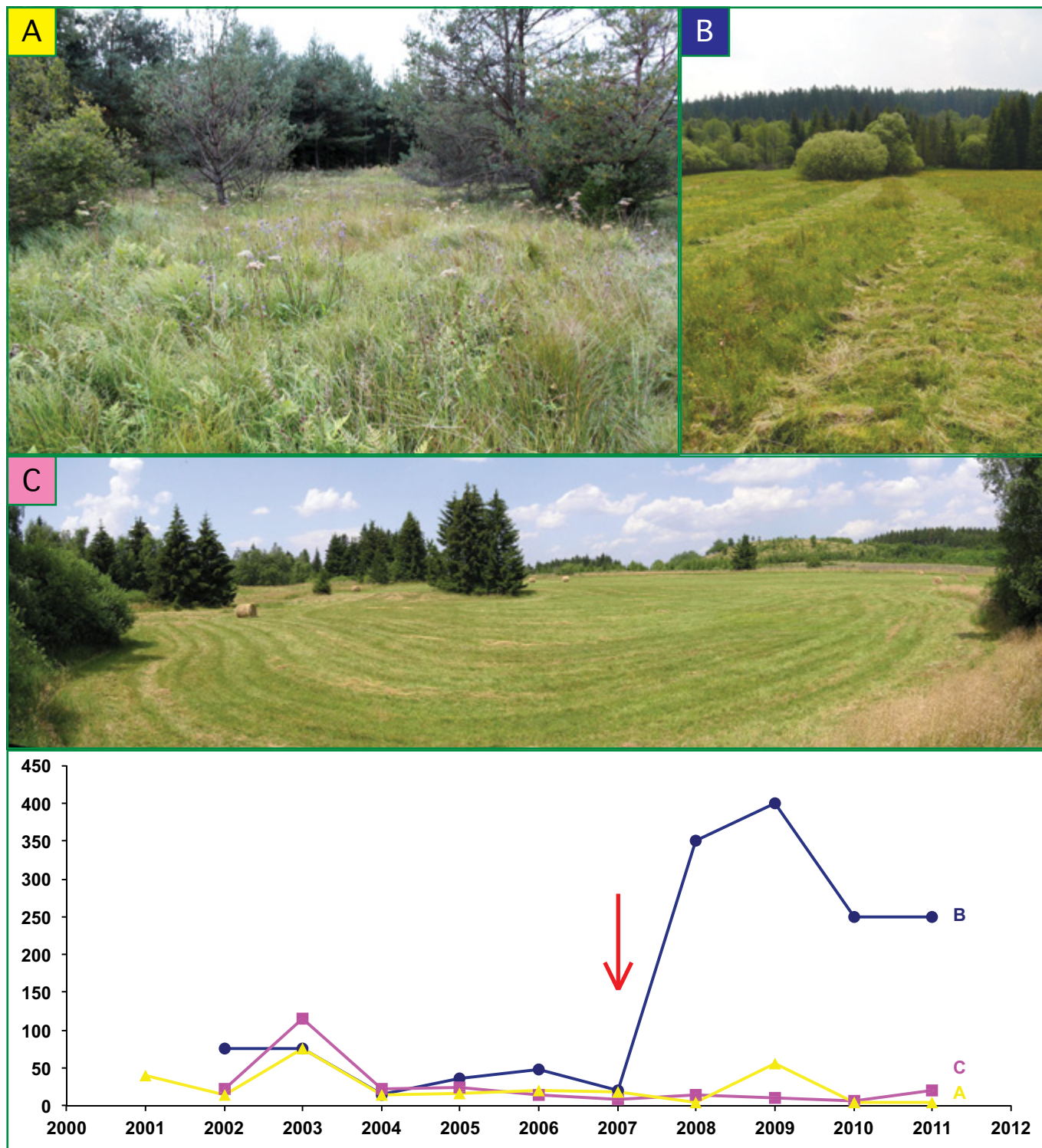
Obnova heterogenního managementu na vlhkých podhorských loukách prospívá i jiným citlivým druhům hmyzu, k nimž patří další denní motýli, například hnědásek rozrazilový (*Melitaea diamina*) nebo perletovec severní (*Boloria aquilonaris*), a noční motýli – prás-
tevník angreštový (*Rhyparia purpurata*) či světlopáska bahenní (*Del-
tote uncula*). Pozitivní dopady na obratlovce dokazuje skutečnost, že lokality hnědáka chrastavcového slouží jako hnízdiště ptáků jako be-
kasina otavní (*Gallinago gallinago*), chřástal polní (*Crex crex*) a jeřáb
popelavý (*Grus grus*).

Poděkování


Tato studie by podpořena z následujících projektů: Karlovarský kraj (D723/2007), monitoring druhů NATURA 2000 – AOPK ČR, MSMT LC-6073 a 6215648905, GACR – P505/10/2167 a 206/08/H044, Biologické centrum AV ČR v.v.i., Entomologický ústav (Z50070508), Přírodovědecká fakulta JČU MSM 6007665801.

Literatura

- Hula V., Konvička M., Pavlíčko A. & Fric Z. (2004): Marsh Fritillary (*Euphydryas aurinia*) in the Czech Republic: monitoring, meta-population structure, and conservation of an endangered butterfly. – *Entomologica Fennica* 15: 231–241.
- Konvička M., Beneš J., Čížek O., Kopeček F., Konvička O. & Vítáz L. (2008): How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* butterfly from its former stronghold. – *Journal of Insect Conservation* 12: 519–525.
- Konvička M., Hula V. & Fric Z. (2003): Habitat of pre-hibernating larvae of the endangered butterfly *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae): What can be learned from vegetation composition and architecture? – *European Journal of Entomology* 100: 313–322.
- Zimmermann K., Blažková P., Čížek O., Fric Z., Hula V., Kepka P., Novotný D., Slámová I. & Konvička M. (2011): Adult demography in the Marsh fritillary butterfly, *Euphydryas aurinia* (Rottenburg, 1775) in the Czech Republic: patterns across sites and seasons. – *European Journal of Entomology* 108: 243–253.
- Zimmermann K., Hula V., Fric Z. & Konvička M. (2010): Příběh evropsky významného druhu hnědáka chrastavcového: Devět let monitoringu a ochrany v západních Čechách. – In: Brabec J. (ed.), Přírodní fenomény a zajímavosti západních Čech, pp. 85–99, Mezi Lesy, Prostiboř.



Obr. 3. Desetiletý monitoring larválních hnízd hnědáčka chrastavcového dovoluje porovnat populační dynamiku na různě obhospodařovaných plochách. A – zanedbání a sukcesní zarůstání způsobují populační stagnaci; B – citlivá seč v pásích (červená šipka ukazuje počátek zavedení alternativních managementů v roce 2007) vedla k nárůstu meziročních počtů larválních hnízd. (D. Novotný); C – příliš intenzivní management, sestávající ze dvou sečí ročně, způsobující populační stagnaci kolonií. (K. Zimmermann)

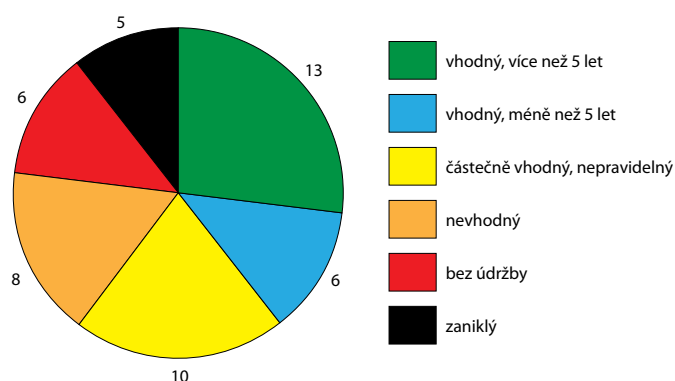
Lokalizace	 Jihozápadní a jižní Čechy 48°49'–49°24', 13°22'–14°51'; nadmořská výška 414–870 m
Ochranný status	CHKO (Blanský les – 1 lokalita), NP (Šumava – 1 lokalita), MZCHÚ (9 lokalit), EVL (všech 13 lokalit)
Ekosystém	Široké spektrum lučních typů řazených mezi subatlanské širokolisté suché trávníky (<i>Bromion erecti</i>), mezo-filní ovčíkové a kostravové louky (<i>Arrhenatherion elatioris</i>), podhorské a horské smilkové trávníky (<i>Violion caninae</i>) a místy i acidofilní suché trávníky (<i>Koelerio-Phleion phleoidis</i>)
Obnovená plocha	6,8 ha na 13 lokalitách
Finanční podpora	Vlastní prostředky na péči o MZCHÚ a EVL Jihočeského a Plzeňského kraje, krajinotvorné programy MŽP ČR, OPŽP
Náklady	Jednorázové (likvidace dřevin a náletu, srovnání lokality, posečení nebo pastva a narušení drnu): 6,8 ha – 1,01 mil. Kč; každoroční (seč 1–2× ročně nebo rotační pastva, narušení drnu): 36 tis. Kč/ha.

Výchozí stav

Hořeček mnohotvarý český (*Gentianella praecox* subsp. *bohemica*) je endemitem Českého masivu a subendemitem České republiky. Historický areál zahrnuje Českou republiku (většinu území kromě západních a severozápadních Čech a jihovýchodní a východní Moravy), severní Rakousko, západní část Dolního Bavorska a nejjihnější Polsko. Jde o striktně dvouletý druh, u kterého bylo v posledních desetiletích zaznamenáno radikální snížení počtu lokalit a velikosti populací (Königer et al. 2012). Tyto změny jsou spojeny zejména s celkovým úbytkem ploch pastevních a lučních enkláv, změnou agrotechnických postupů a fragmentací. Od roku 2000 byl taxon v celém areálu zaznamenán pouze na 113 lokalitách (z toho v ČR na 70). Z těchto 113 lokalit se však na 23 lokalitách v posledních pěti letech neobjevil žádný kvetoucí exemplář.

Tato studie je zaměřena na JZ a J Čechy, kde se nachází 50 recentních lokalit (viz Obr. 1). Na nich je více než 10 let sledována početnost populací a jejich management. Vyhodnocení obnovy populací bylo však provedeno pouze na 13 lokalitách, kde došlo ke kvalitním asanačním zásahům a podařilo se udržet optimální management alespoň čtyři roky.

Sledované lokality měly různé výchozí podmínky, a to jak ve stavu biotopu, tak ve velikosti populace hořečku mnohotvarého českého. Tři lokality byly víceméně pravidelně sečeny bez narušování drnu, čtyři lokality byly obhospodařovány velmi nepravidelně a došlo na nich k velkému nahromadění živé i odumřelé biomasy a šest lokalit bylo zarostlých náletem keřů a stromů, popř. výsadbou borovic (Obr. 5). Průměrný počet kvetoucích exemplářů (kvet. ex.) tři roky před



Obr. 1. Typ obhospodařování, jeho délka a kvalita na 50 lokalitách v jižních a jihozápadních Čechách, kde byl hořeček mnohotvarý český zaznamenán alespoň jedenkrát v letech 2000 až 2010.



Obr. 2. Kvetoucí hořeček mnohotvarý český (*Gentianella praecox* subsp. *bohemica*) pocházející po obnově lokality ze semenné banky. (R. Ouředník)

začátkem obnovy byl u tří lokalit nulový, u tří do 20 kvet. ex., u čtyř mezi 20 až 100 kvet. ex. a u tří více než 100 kvet. ex. Na základě studií populačně biologických charakteristik (souhrnně Brabec et al. 2011, Brabec & Zmeškalová 2011, Bucharová et al. 2012) bylo zjištěno, že tradičně doporučované pravidelné obhospodařování lokalit sečí nebo pastvou je vhodné doplnit víceméně pravidelnou disturbancí drnu.

Abiotické podmínky

Chemické analýzy půd ukazují široké rozmezí abiotických podmínek na sledovaných 13 lokalitách. Půdní reakce v hloubce cca 5 cm

kolísá od kyselé (pH 4,7) po mírně zásaditou (pH 7,7), s čímž koreluje i obsah vápenatých ($661\text{--}7898\text{ mg.kg}^{-1}$) a hořečnatých ($52\text{--}1204\text{ mg.kg}^{-1}$) iontů. Stanoviště jsou málo až středně úživná, celkový obsah uhlíku je mezi 0,9 až 11,9 %, dusíku 0,1 až 0,8 % a výměnného fosforu mezi 2,8 až 19,3 mg.kg^{-1} .

Cíle

Obnovení a stabilizace recentních populací hořečku mnohotvarého českého.

Obnovná opatření

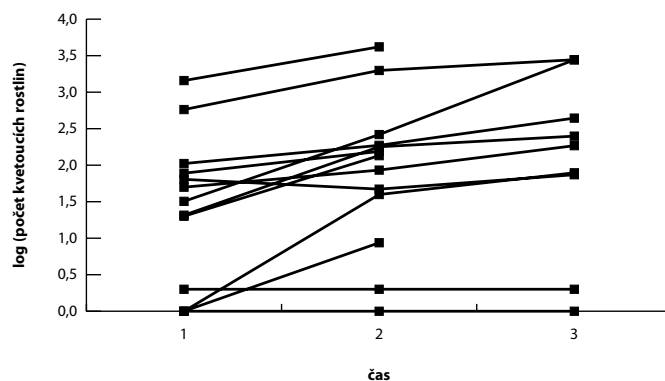
2000–2005	Od roku 2000 první experimentální studie mapující vliv různých typů managementu (bez obhospodařování, seč, seč s distrubancí) a načasování obhospodařování (červen, říjen/listopad). Doporučení pro ochranu přírody v podkladech záchranného programu (Brabec 2003).
2005–2008	Velkoplošné asanační (9 případů) nebo optimalizační (3 případy) zásahy na daných lokalitách. V jednom případě proběhla asanace již v roce 1995 (0,1 ha). Asanační zásahy zahrnovaly vyřezání většiny dřevin s částečným nebo kompletním vytrháním pařezů, kompletní vysečení a vyčištění plochy, narušení drnu vláčením nebo výhrabem (viz Obr. 5–8) a v jednom případě též srovnání plochy lehkou mechanizací.
2006–2011	Pravidelné každoroční optimalizované obhospodařování lokalit. Mezické luční typy: první seč květen–červen, druhá seč říjen/listopad, narušení drnu vyvláčením, vertikutací nebo výhrabem koncem října, v listopadu nebo v předjaří do poloviny dubna. Suché luční typy: jeden až tři roky po asanačním zásahu seč dvakrát ročně (květen–červen, říjen/listopad) a každoroční narušení drnu; následně přechod na jednu seč do roka (buď květen–červen, nebo říjen/listopad) a ob rok narušení drnu vyvláčením, vertikutací nebo výhrabem koncem října, v listopadu nebo v předjaří do poloviny dubna.
1999–2011	Každoroční pravidelný monitoring všech známých recentních populací hořečku mnohotvarého českého.
2011	Schválení záchranného programu pro hořeček mnohotvarý český (viz www.zachranneprogramy.cz), zpracování zásad obhospodařování (Brabec & Zmeškalová 2011) – důraz na důležitost narušování drnu a pravidelnost managementu.



Obr. 3. Hořečky jsou opylovány blanokřídlými. (J. Brabec)

Výsledky

Vyhodnocení obnovy populací bylo provedeno na 13 lokalitách. Jak ukazuje Obr. 4, obnova lokality a zavedení optimálního managementu s narušováním drnu vedlo v 10 případech v následujících třech letech k rychlému (většinou několikanásobnému) nárůstu počtu kvetoucích exemplářů. K obnově populace nedošlo na dvou lokalitách (na obou se v období pěti let před zásahem objevil max. 1 kvet. ex. ročně). V jednom případě došlo nejprve k mírnému propadu počtu kvet. ex., následně však začala populace mírně růst.



Obr. 4. Změna průměrného počtu kvetoucích exemplářů před obnovou lokality (čas 1 = průměr ze tří let, tj. dva roky před obnovou a v roce obnovy), tři roky po obnově lokality (čas 2 = průměr ze tří let následujících po roce obnovy) a za poslední 3 roky (čas 3 = průměr z let 2009 až 2011). Poslední hodnota není uvedena, pokud management začal po roce 2007 (a čas 3 by se rovnal čas 2).

Nové poznatky a perspektivy

Doposud doporučované obhospodařování lokalit hořečku mnohotvarého českého zahrnovalo nejčastěji pravidelnou seč (často byla doporučována seč na vyšší strniště, aby nedošlo k poškození mladých rostlin) nebo extenzivní pastvu. Při obnově, stabilizaci a udržování lokalit je však potřeba seč na co nejnižší strniště s kvalitním výhrabem, popř. intenzivní rotační pastva. Cílem je narušení drnu a vytvoření menších ploch volné půdy (gaps) před vzházením semenáčků, ke kterému dochází každoročně od přelomu dubna a května.

Management nesmí být prováděn v období dlouhivého růstu, květu a zrání hořečků, tj. cca od července do poloviny října. Ideální je naopak intenzivní obhospodařování (seč 2× ročně, rotační pastva) v období od poloviny října do konce června následujícího roku. Obhospodařování v podzimním a jarním období sice vede k částečnému narušení vývoje rostlin (posečení a následné kompenzační větvení) či přímému zničení přízemních růžic semenáčků, zároveň však snižuje konkurenci a umožňuje vzházení semen z krátkodobé i dlouhodobé semenné banky, což ztráty až desetinásobně kompenzuje. Jak dokládají experimentální studie (Brabec et al. 2011, Bucharová et al. 2012), vzházení ze semenné banky je nejdůležitější a zároveň obhospodařování nejlépe ovlivnitelnou fází životního cyklu tohoto dvouletého taxonu.

Veřejná podpora

Péči o třináct studovaných lokalit s optimálním obhospodařováním organizačně zajišťuje pět různých orgánů ochrany přírody. Od roku 2011 jsou aktivity koordinovány AOPK ČR jako součást záchranného programu pro tento hořeček.

Vlastní asanační zásahy prováděly a péči provádějí různé subjekty – vlastníci (2 případy), nájemci (1), soukromí zemědělci (4), specializované firmy (4) a nevládní organizace (2). Velmi důležitá zejména

v nastartování pravidelné péče či optimalizaci obhospodařování byla na sledovaných lokalitách i práce dobrovolníků. Nejčastěji se jednalo o doplnění obhospodařování o narušení drnu, ve dvou případech však dobrovolníci samostatně provedli asanační zásah a po 3 roky lokalitu po dohodě s vlastníkem udržovali.

Poděkování

Práce byla podpořena těmito granty: GA UK 268/1999/B BIO/PřF, MŠMT VaV 2B06178.

Literatura

Brabec J. (2003): Studie hořečku mnohotvarého českého (*Gentianella praecox* ssp. *bohemica*) jako podklad pro záchranný program taxonů rodu *Gentianella* v ČR – Ms.; Závěrečná zpráva, MŽP ČR, Praha.

Brabec J., Bucharová A. & Štefánek M. (2011): Vliv obhospodařování na životní cyklus hořečku mnohotvarého českého (*Gentianella praecox* subsp. *bohemica*). – *Příroda* 31: 85–109.

Brabec & Zmeškalová (eds) (2011): Zásady péče o lokality hořečku mnohotvarého českého. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, a Muzeum Cheb, p. o. Karlovarského kraje.

Bucharová A., Brabec J. & Münzbergová Z. (2012): Effect of land use and climate change on the future fate of populations of an endemic species in central Europe. – *Biological Conservation* 145: 39–47.

Chytrý M. (ed.) (2007): Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace. Vegetation of the Czech Republic 1. Grassland and heathland vegetation. – Academia, Praha.

Königer J., Rebernig C. A., Brabec J., Kiehl K. & Greimler J. (2012): Spatial and temporal determinants of genetic structure in *Gentianella bohemica*. – *Ecology and Evolution* 2: 636–648.



Obr. 5. Pohled na Kozlovskou stráň 18. 9. 2004. V letech 2003 až 2007 nekvetly na lokalitě žádné exempláře hořečku mnohotvarého českého. Po postupně došlo k úplnému zapojení porostu borovic. (J. Brabec)



Obr. 6. Kozlovská stráň 2. 3. 2007. Asanační zásah v předjaří 2007. (R. Ouředník)




Obr. 7. Kozlovská stráň 2. 3. 2007. Asanační zásah v předjaří 2007. (R. Ouředník)



Obr. 8. Kozlovská stráň 29. 5. 2009. Obnažené plochy po podzimní seči a jarním výhrabu s narušením drnu. (R. Ouředník)

Obnova písčiny v rámci záchranného programu pro hvozdík písečný český

Anna Šlechtová & Jiří Bělohoubek

Lokalizace	 Kleneč, nedaleko Roudnice nad Labem, severní Čechy 50°23' N, 14°15' E; nadmořská výška 200–220 m
Ochranný status	NPP, EVL, kriticky ohrožený druh
Ekosystém	Otevřené trávníky vátých písků s paličkovcem šedavým (<i>Corynephorion canescentis</i>)
Obnovená plocha	0,55 ha
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR, EEA Finanční mechanismus EHP a Norský finanční mechanismus
Náklady	1 108 000 Kč (celkové náklady za 3 roky)

Výchozí stav

Hvozdík písečný český (*Dianthus arenarius* subsp. *bohemicus*) je světlomilným druhem, který roste ve společenstvech otevřených trávníků písčin a písčitých půd. Nezbytnou podmínkou pro vzcházení semenáčků i jejich dalšího vývoje je přítomnost otevřených (disturbovaných) plošek. Druh není schopen obstát v konkurenci s travinami a dalšími kompetičně silnějšími druhy na nenarušovaných stanovištích.

Hlavními příčinami ohrožení druhu jsou (1) upuštění od tradičního hospodaření a následná sukcese a (2) zalesnění ze 40. let 20. století, kdy byly na lokalitě hvozdíku sázeny borovice (*Pinus sylvestris*) a akáty (*Robinia pseudacacia*).



Obr. 1. Letecký pohled na NPP Kleneč (červeně hranice, zeleně ochranné pásmo). Hvozdík písečný český se vyskytuje v segmentu A (99 % populace), B a C.



Obr. 2. Trs hvozdíku písečného českého (*Dianthus arenarius* subsp. *bohemicus*) na obnovené písčině dva roky po zásahu v roce 2011. (A. Šlechtová)

Již od konce 80. let 20. století byla prováděna záchranná opatření v NPP Kleneč s cílem zachránit kriticky ohroženou populaci endemického hvozdíku písečného českého (na jedné ze dvou existujících lokalit), jejíž stav byl již v té době kritický. Na lokalitě přežívalo okolo 200 posledních trsů. Populace byla posilována výsadbami rostlin z kultury i přímými výsevy (vždy materiálem pocházejícím z Kleneče). Realizována byla i péče o stanoviště druhu, která zahrnovala odstranění náletových dřevin a expanzních travin, narušování drnu a kosení. Vše probíhalo podle plánu péče, ale bez významného úspěchu.

V 90. letech na lokalitě stále přežívalo jen posledních 200 starých trsů a záchrana tohoto druhu pro českou flóru byla přinejmenším nejistá.

Abiotické podmínky

Fyzikální vlastnosti substrátu patří k nejdůležitějším ekologickým faktorům pro úspěšný vývoj druhu. Pokud je štěrkopískový substrát převrstven humusovou vrstvou, konkurenčně silnější traviny zarůstají stanoviště hvozdíku a způsobují nejprve stagnaci a následně postupný ústup jeho populace. Humusová vrstva vznikla v průběhu let bez pastvy a kosení napomáhá zarůstání náletovými dřevinami.

Půdní chemické analýzy (z cca 5 cm hloubky) potvrdily, že půda je silně až velmi silně kyselá (pH 3,43–5,38) – rozdíly souvisejí s mocností humusové vrstvy. Obsah živin se pohybuje mezi 0,62 a 5,38 %, celkový obsah dusíku mezi 0,58 a 0,261 % a obsah fosforu mezi 3,8 a 44,8 mg.kg⁻¹ (Macurová et al. 2008).

Cíl

Zajistit dlouhodobě stabilní populaci hvozdíku písečného českého v NPP Kleneč.

Obnovná opatření

1999	Z téměř 1 500 m ² byla stržena humusová vrstva o mocnosti 20–40 cm až na štěrkopískový podklad. Tento zásah byl navržen spíše intuitivně. Další roky se na obnažené ploše objevilo velké množství malých semenáčků.
2008	MŽP ČR přijalo Záchranný program pro hvozdík písečný český. Proveden pedologický průzkum (Macurová et al. 2008) zaměřený na stratigrafii jednotlivých půdních vrstev, který umožnil výběr ploch pro stržení humusové vrstvy v následujících letech.
2009	Bylo zopakováno mechanické stržení drnu na další ploše o rozloze 1 500 m ² v těsné blízkosti již dříve stržené plochy. Opatření bylo realizováno na přelomu léta a podzimu v souladu s managementovými doporučeními z entomologických průzkumů z let 2008–2009. Hmyz je v této části roku aktivní a proto může snadno opustit narušovanou část lokality a přesunout se jinam.
2010	Humusová vrstva byla stržena z dalších dvou menších ploch o celkové rozloze 2 500 m ² .

Managementová opatření

A) Pravidelná

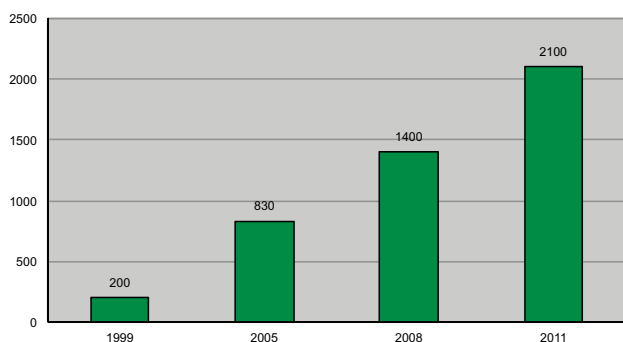
- Dvakrát ročně mozaikovitě kosení v souladu s nároky zaznamenaného hmyzu – jednotlivé segmenty jsou koseny po čtyřmetro- vých pruzích, přičemž liché a sudé pruhy jsou koseny s čtyřtýden- ním odstupem.
- Odstraňování semenáčků náletových dřevin.
- Narušování půdního povrchu.

B) Po stržení humusového horizontu

Pokud je svrchní humusová vrstva stržena až na štěrkopískový substrát, pravidelný management není potřeba okolo 5 let po obnově. Nejpozději do 10 let je nutné zahájit pravidelný management (kosení, odstraňování semenáčků náletových dřevin, narušování drnu).

Pokud není stržena svrchní humusová vrstva zcela, je třeba s ko- sením začít ihned v následujícím roce po stržení drnu.

Po stržení drnu v roce 2009 a 2010 byly provedeny výsevy hvozdí- ku písečného českého do vymezených monitorovacích ploch a vzchá-



Obr. 3. Počet kvetoucích trsů hvozdíku písečného českého v NPP Kleneč v jednotlivých letech. První údaj odpovídá době před obnovou biotopu.



Obr. 4. Stržení humusové vrstvy v roce 2009. (J. Bělohoubek)



Obr. 5. Obnovená písčina rok po zásahu v roce 2010. V pozadí je vidět porost po první fázi mozaikovitě seče. (J. Bělohoubek)


zení semenáčků bylo monitorováno třikrát ročně v průběhu sezóny. V roce 2012 budou data z tohoto monitoringu využita pro zpracování populačního modelu.

Výsledky

Z monitoringu populace hvozdíku písečného českého (Obr. 3) vyplývá, že stržení drnu vedlo k významnému nárůstu populace tohoto druhu. Před obnovou biotopu byla veškerá opatření na podporu dru- hu (výsevy, výsadby) neúspěšná, po obnově byla úspěšnost přežívání semenáčků téměř 5 % (podíl přeživších semenáčků k počtu vysetých semen, Špalová 2010).

Literatura

- Bělohoubek J. (2008): Záchranný program pro hvozdík písečný čes- ký (*Dianthus arenarius* subsp. *bohemicus* (Novák) O. Schwarz). – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Ústí nad Labem. (Do- stupné na: http://www.nature.cz/publik_syst2/files146/zp_hvoz- dik_pisecny_cesky_s_prilohami.pdf)
- Macurová H., Janderková J., Sedláček J. & Petruš J. (2008): Základní rozbory půdy a pedologické poměry v NPP Kleneč. – Ms.; závěr. zpráva, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Špalová Z. (2010): Populační dynamika druhu *Dianthus arenarius* subsp. *bohemicus* z roku 2010. – Ms.; závěr. zpráva, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Lokalizace	 Hřebenové partie Krkonoš nad horní hranicí lesa 50°41'–50°48' N, 15°29'–15°47' E; nadmořská výška 1250–1600 m
Ochranný status	NP, Biosférická rezervace UNESCO, EVL, ptačí oblast
Ekosystém	Zájmové území je tvořeno mozaikou různých typů vegetace alpského bezlesí, zejména přirozenými porosty kosodřeviny (<i>Pinion mugo</i>), alpskými trávníky (<i>Juncion trifidi</i> , <i>Nardo strictae-Caricion bigelowii</i>), alpskou a subalpínskou keříčkovou vegetací (<i>Loiseleurio procumbentis-Vaccinion</i> , <i>Genisto pilosae-Vaccinion</i>) a subalpínskou vysokobylinnou vegetací (<i>Calamagrostion villosae</i> , <i>Calamagrostion arundinaceae</i> , <i>Adenostylion alliariae</i>)
Obnovená plocha	43 ha
Finanční podpora	OPŽP, krajinnotvorné programy MŽP ČR
Náklady	120 000–550 000 Kč/ha (cena bez DPH), konkrétní cena je závislá na dostupnosti lokality, použité technologii apod.

Výchozí stav

Porosty kosodřeviny (borovice kleče – *Pinus mugo*) jsou jednou z nejvýznamnějších vegetačních formací v Krkonoších. Přirozeně se v současné době vyskytují na cca 1500 ha. Dalších přibližně 680 ha tvoří uměle založené porosty. Podnětem pro zalesňování alpského 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 2002). 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). Druhé období trvalo od roku 1952 do roku 1992, kdy byly výsadby zastaveny na popud Správy KRNP. Došlo při něm k zalesnění dalších 292 ha území nad horní hranicí lesa (Lokvenc 2002). Původní představy navrhovatelů o rozsahu výsadeb v poválečném období však byly podstatně větší. Po vzniku Krkonošského národního parku (KRNP), resp. 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 125 ha).

Výsledkem multidisciplinárních výzkumů, prováděných od počátku devadesátých let 20. století do současnosti (včetně srovnání s tundrovými procesy a fenomény v tundře Skandinávie), bylo nejen definování oblasti nad horní hranicí lesa a v ledovcových karech jako krkonošské arkticko-alpské tundry (Soukupová et al. 1995, Štursa et al. 2010), ale také 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. 2002, Vaněk 2004) a zároveň nepříznivě ovlivňují abiotické i biotické podmínky krkonošské tundry – dochází tak např. ke zmenšování a mizení otevřených ploch alpského bezlesí s travinobylinnou vegetací, redukci populací na ně vázaných rostlin a živočichů, včetně druhů zvláště chráněných, ohrožených a endemických, k mechanickému poškozování geomor-



Obr. 1. Plocha výsadeb kosodřeviny s plovoucími kameny v popředí na Labské louce před provedením managementového zásahu v roce 2010. (J. Vaněk)



Obr. 2, 3, 4. Ukázky použitých způsobů redukce porostů kosodřeviny v Krkonoších v roce 2010. (K. Antořová, K. Antořová, J. Vaněk)

fologických 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 2002, Harčarik 2002, Sekyra et al. 2002, Wild & Wildová 2002).

Právě množství těchto nově získaných poznatků nejenom potvrdilo oprávněnost ukončení projektu zalesňování alpského bezlesí kosodřevinou v roce 1992, ale také vedlo k přípravě managementového plánu, který naopak výsadby 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 východním pro realizaci obnovného managementu alpského bezlesí v místech poválečných výsadeb kosodřeviny. Předmětem navrženého managementu se staly poválečné výsadby proto, že mají nejvýznamnější vliv na přírodní hodnoty dotčeného území (mnohdy byly realizovány v místech velmi hodnotných biotopů, navíc technologií, která umožňuje v poměrně krátké době značné zapojení výsadeb, a tedy negativní ovlivnění až eliminaci ostatních složek krkonošské arkticko-alpské tundry, včetně narušení přirozených přírodních procesů). Managementový plán navrhuje provést redukci výsadeb kosodřeviny celkem na 180 ha 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).

Cíle

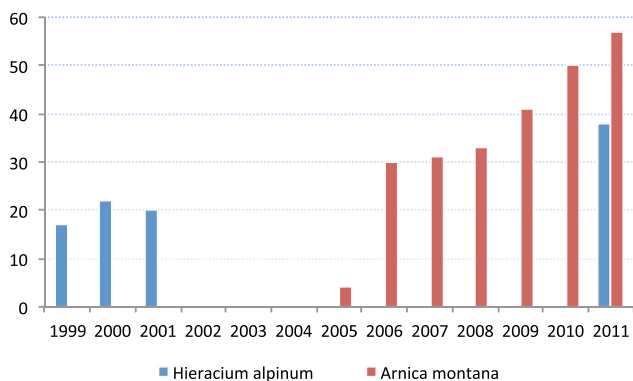
Napodobení přírodě blízké struktury alpského bezlesí v místech uměle založených porostů kosodřeviny, obnova přirozených procesů, zachování a místy obnovení geobiodiverzity krkonošské tundry.

Managementová opatření

1982	Odstranění výsadeb kosodřeviny na severním svahu Studniční hory na ploše cca 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.
2012	Redukce výsadeb kosodřeviny by měla pokračovat i na dalších navržených lokalitách dle managementového plánu, poté bude alpské bezlesí v Krkonoších ponecháno bez zásahu.

Monitoring managementu

— 1997, 1999, 2009, 2010 – monitoring změn tvarů povrchu tundrových půd na Studniční hoře



Obr. 5. Stav populací druhů jestřábníku alpského a prhy arniky na monitorovací ploše (10 × 20 m a 1 × 1 m) na Pančavské louce a jejich reakce na redukci kosodřeviny provedenou v roce 2005. Jestřábník alpský nebyl v letech 2002–2010 monitorován.

- od roku 2005 – monitoring spontánní sukcese s prhou arnikou (*Arnica montana*) v místech po odstranění kosodřeviny na Pančavské louce
- od roku 2011 – monitoring prostorové distribuce kosodřeviny a vybraných ohrožených druhů rostlin na trvalých plochách na Pančavské a Labské louce (tyto plochy byly založeny v letech 1995 a 1998)

Výsledky

Na lokalitách, kde již byly porosty kosodřeviny redukovány, byly a jsou postupně zakládány monitorovací plochy na sledování vybraných složek prostředí (např. monitoring změn tvarů povrchu tundrových půd, posunu plovoucích kamenů, mikroklimatických podmínek, sukcese na plochách po odstranění kosodřeviny apod.). První výsledky potvrzují poměrně rychlé osídlování uvolněných ploch přirozenou vegetací z okolí, včetně druhů vzácných a ohrožených jako jestřábník alpský (*Hieracium alpinum* agg.), prha arnika (*Arnica montana*), ostřice Bigelowova (*Carex bigelowii*). Obr. 5 znázorňuje změny v abundanci jestřábníku alpského a prhy arniky v trvalých monitorovacích plochách na Pančavské louce. U jestřábníku alpského byl jeho aktuální stav vyhodnocen v roce 2011, tedy deset let po původním monitoringu (Paštálková 2006) a 6 let po vyřezání kosodřeviny. Prha arnika je sledována pravidelně od její kolonizace ploch po odstranění keřů kleče. Na žádné lokalitě nedošlo k šíření nežádoucí vegetace (např. synantropní). Relevantní data však budou k dispozici až v následujících letech.

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 části biomasy vrtulníkem, štěpkování apod.) je projekt obnovy alpského bezlesí v místech poválečných výsadeb kosodřeviny v navrženém rozsahu proveditelný a ekonomicky 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 a zároveň je to území s největšími omezeními pro běžného návštěvníka Krkonoš. Situace je, na rozdíl např. od Jeseníků, komplikovanější také v tom, že kosodře-

vina je v Krkonoších dřevinou původní. Dlouhodobá diskuze s lesníky při přípravě managementového plánu vedla k jeho pochopení a akceptaci odbornou veřejností. Realizace projektu redukce kosodřeviny v letech 2010–2011 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 a doufáme, že jej budou akceptovat i v dalších letech.

Poděkování

Shromáždění a analýza počátečních informací byla podpořena následujícími granty: WWF Grant No. MMO3, MŽP ČR GA 1573/94, MŽP ČR VaV/620/4/97, MŽP VaV/610/3/00.

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. – 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.; závěr. zpráva (WWF No. MMO3), Správa Krkonošského národního parku, Vrchlabí.
- Lokvenc T. (1995): Analýza antropogenně podmíněných změn porostů dřevin klečového stupně v Krkonoších. – Opera Corcontica 32: 99–114.
- Lokvenc T. (2002): History of the Giant Mts. dwarf pine (*Pinus mugo* Turra ssp. *pumilio* Franco). – Opera Corcontica 38: 21–42.
- Paštálková H. (2006): Vegetační dynamika v porostech kleče horské v Krkonoších. – Ms.; disert. pr., Správa Krkonošského národního parku, Vrchlabí.
- Pilous V. & Kociánová M. (1992): Návrh redukce výsadeb kosodřeviny v oblasti nad horní hranicí lesa v Krkonoších. – Ms.; podklad pro LHP, Správa Krkonošského národního parku, 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.
- Soukupová L., Frantík T. & Jeník J. (2002): 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. (2002): 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.; závěr. zpráva (MŽP ČR VaV/620/4/97), Správa Krkonošského národního parku, Vrchlabí.
- Vaněk J. (ed.) (2004): Komplexní analýza dlouhodobých změn krkonošské tundry. – Ms.; závěr. zpráva (MŽP ČR VaV/610/3/00), Správa Krkonošského národního parku, Vrchlabí.
- Wild J. & Wildová R. (2002): Interactions between dwarf pine shrubs and grasslands vegetation under different management. – Opera Corcontica 39: 17–33.



Mokřady a vodní toky



V současné době významně sílí snahy o obnovu mokřadů a přirozeného charakteru vodních toků a jejich ekologických funkcí v krajině (např. Verdonschot et Nijboer 2002, Palmer et al. 2004, Dudgeon et al. 2006). Hlavním důvodem jsou stále důraznější se projevující důsledky narušených ekologických vazeb a procesů, které se projevují nejen ve vodním režimu krajiny, koloběhu živin či poklesu biodiverzity, ale i zvyšující se četností dopadů extrémních povodňových situací, které zasahují i do běžného fungování lidské společnosti.

Historie lidských zásahů do vodních toků a mokřadů je na území České republiky v mnohém podobná situaci ve zbytku Evropy. Již od středověku měnila charakter potoků a řek výstavba jezů a náhonů a z koryt řek byly odstraňovány velké překážky (Cílek 2002, Just et al. 2005). K rozmachu vodohospodářských úprav zejména na větších tocích však došlo až v 19. století. V té době byly prováděny první protipovodňové regulace a byly zahájeny zesplavňovací úpravy Labe a Vltavy. Objevily se také první regulační úpravy menších vodních toků i návazné odvodňování pozemků v zájmu získávání zemědělské půdy (Just et al. 2005). Dokonce již ve 40. letech 19. století byla v Čechách využita první trubková drenáž, která se později stala nejčastějším způsobem odvodnění zemědělských pozemků (Vašků 2011).

Liniové regulace toků a zásahy do vodního režimu krajiny pokračovaly s rostoucí intenzitou i v následujícím 20. století. V jeho druhé polovině byly navíc podpořeny tehdejšími socialistickým hospodařením, které způsobilo další rozsáhlé změny v krajině. Především v té době došlo v souvislosti s kolektivizací a intenzifikací zemědělského hospodaření k velkoplošnému odvodňování a úpravám malých toků.



Obr. 1. Meandry potoka Křivice, NP České Švýcarsko. (Z. Patzelt)



Obr. 2. Revitalizovaný úsek toku Polečnice u Kájova. (T. Just)

Tyto zásahy vyvrcholily v 70. a 80. letech, kdy se v rámci tzv. náhradních rekultivací posunuly i do hospodářsky nepřilíživých oblastí. Došlo tím ke zničení velkého množství přírodně cenných území (Just et al. 2005), často navíc zbytečně a bez očekávaného efektu. Po změně politických poměrů na počátku 90. let 20. století byla většina těchto aktivit utlumená nebo zcela ustala (např. plošné odvodňování). Technokratický přístup k péči o vodní toky i pohled na existenci mokřadů v krajině je však zejména ve vodohospodářském a zemědělském sektoru silně zakořeněn a ke změnám dochází jen pomalu. To se projevilo např. po velkých povodních, které postihly Českou republiku v uplynulých 20 letech (1997, 2002), kdy na řadě míst včetně volné krajiny byla opět upřednostněna striktně technická protipovodňová opatření.

Výsledkem nastíněného vývoje je celkově neutěšený aktuální stav vodních toků a mokřadů na území České republiky. V současné době je trubkovou drenáží odvodněna přibližně čtvrtina výměry zemědělských půd. K roku 1995 je evidováno přes milion hektarů takto odvodněných pozemků (1 064 999 ha, Kulhavý et al. 2006). Mimo to pravděpodobně existuje ještě asi 450 tis. ha odvodněných zemědělských pozemků, které se z nejrůznějších příčin do evidence nedostaly. Z původních 1300 ha mokřadů, vykazovaných v 50. letech 20. století, dnes zbývá přibližně jen 350 tis. ha (Just et al. 2003). K roku 1989 je dále evidováno celkem 14 167 km upravených malých vodních toků a 11 712 km odvodňovacích kanálů (otevřených i zatrubněných) (Vašků 2011). Celková délka toků (76 000 km) byla zkrácena o 1/3 a to převážně u větších toků, délka evidovaných regulovaných toků činí dle údajů správců toků cca 21 tis. km (Simon et al. 2008). Přirozený charakter velkého toku je v ČR vzácným a téměř neznámým fenoménem (Prach et al. 2003).

Rozsáhlé změny vodního prostředí, které v naší krajině proběhly od konce 19. do konce 20. století, zřetelně přesáhly únosnou míru. Kromě ztráty značného podílu přírodních hodnot a celkového ochuzení diverzity krajiny se projevují zrychlením běžných i povodňových odtoků z krajiny, zvýšením rizik a škod při extrémních povodňových situacích, zmenšením zásob mělké podzemní vody a zesíleným dopadem suchých period, zesíleným vyplavováním živin z půd či zhoršením samočisticích procesů v krajině (Just et al. 2005). Potřeba revitalizací jako nápravných opatření ke zlepšení současného stavu je více než zřejmá a pomalu se dostává do povědomí nejen úzce zaměřených odborníků či zájmových skupin, ale i široké veřejnosti.

Revitalizace vodních toků a jejich niv

Hlavním cílem revitalizace potoků a řek je zlepšení jejich ekologického stavu a obnova funkcí, které ztratily v důsledku technických regulací. V řadě případů dochází k takové obnově samovolnou renaturací, při které se uplatňuje zejména postupné zanášení koryt splaveným materiálem, zarůstání vegetací či rozpad neudržovaných technických úprav a objektů. Přestože se jedná o dlouhodobý proces, mohou mít samovolné renaturace v úhrnu i značný revitalizační efekt, pokud nejsou zastaveny opakovanou údržbou (Just et al. 2005). Fungují spíše u menších vodních toků s jednoduššími vodohospodářskými úpravami (např. u napřímených, ale nezpevněných koryt), v podobě náhlých povodňových renaturací však mohou lokálně zasáhnout i větší vodní toky.

Přestože samovolné renaturace jsou důležitým obnovným procesem v krajině a je třeba je podporovat, ve většině případů nelze přírodní stav toků a jejich niv obnovit jinak než technickou revitalizací. Ta je nutná hlavně u silně upravených a pozměněných toků (se silně zahlobenými, zpevněnými koryty) a prakticky u všech regulovaných větších toků. Představuje soubor technických opatření, která iniciují a umožňují následné působení přírodních procesů (Prach et al. 2003).

Má-li být revitalizace úspěšná, měla by vést nejen k obnově přirozené morfologie koryta vodního toku, ale také k obnově jeho dynamiky včetně rozlivů a korytotvorných procesů, k propojení vodního toku s říční nivou a podpoře členitosti celého poríčního koridoru. Následné zvýšení biodiversity a obnova přirozených funkcí a služeb ekosystémů tekoucích vod (ucelený seznam podává například Haslam 2008)

včetně zvýšení retence vody v krajině by měly být zajištěny přírodními procesy bez dodatečných nákladů.

V České republice se revitalizace vodních toků staly realitou v roce 1992, se vznikem dotačního Programu revitalizací říčních systémů Ministerstva životního prostředí (PRŘS). Zejména v počátcích ale narážely na četné problémy včetně nepochopení pracovníků vodohospodářské sféry. Do našeho prostředí nebyly přeneseny osvědčené zkušenosti z vodohospodářsky pokročilých zemí Evropy a v prvních letech byla obtížně přijatelná již jen představa odstraňování technických typů opevnění. Finanční prostředky se příliš nedařilo investovat do podélných revitalizací vodních toků a byly využívány hlavně na výstavbu a obnovu malých vodních nádrží (většinou rybníků) a to často značně problematickým způsobem, kdy se jednalo spíše o technické nádrže a ne o obnovu přírodních biotopů.

Ačkoli celospolečenská podpora revitalizace toků a niv byla deklarována státní politikou již v 90. letech 20. století (Státní program ochrany přírody a krajiny zpracovaný MŽP ČR v roce 1998), první skutečně liniové revitalizace vodních toků se u nás začaly objevovat až kolem roku 2000 a to zejména v jihočeském regionu. Významnou akcí byla například revitalizace potoka Milná na Šumavě a zejména pak revitalizace horních tří kilometrů drobného potoka Borová u Chvalšín na Českokrumlovsku. Tam bylo dřívější technické koryto nahrazeno novým, vlnitým, mělkým korytem přírodě blízkého charakteru. Správnost takového řešení následně prověřila povodeň v roce 2001 (na úrovni stoleté vody), kterou revitalizované koryto přestalo jen s drobnými tvarovými změnami. Díky rozlivu vody v potoční nivě



Obr. 3, 4, 5, 6. Obnova (1999–2000) dvou dříve zatrubněných toků v polích, Dolní Moravice, severní Morava. Po vyjmutí betonových trubek a utěsnění vzniklé rýhy bylo bagry vytvořeno povrchové mělké a členité koryto a vybudováno několik retenčních nádrží. Celý široký prostor mezi rybníčky byl následně osázen autochtonními dřevinami v rámci realizace lokálních biokoridorů. (L. Bureš)



Obr. 7, 8. Ukázka drobného vodního toku v otevřené krajině před (2007) a po revitalizaci (2010), Pekelský potok, Podblanicko. (T. Just)

zde byl navíc podstatně zmírněn průběh přívalové vlny. Na základě vyhodnocení povodňové události bylo zjištěno, že ze závěrného profilu revitalizovaného úseku potoka vycházela povodňová kulminace zhruba o 20 % menší, než jaká by odpovídala stavu před revitalizací (Matoušek 2002). Toto zjištění se stalo důležitým mezníkem pro podporu revitalizace toků jako významného protipovodňového opatření. Významným revitalizačním počinem byla také obnova zaplavovaných lužních lesů na soutoku Moravy a Dyje na jižní Moravě. Ačkoli jarní povodňování zde bylo z velké části umožněno obnovou technického díla v podobě sítě lesních kanálů, zdejší komplex lužních lesů při povodni v roce 1997 zadržel až 60 mil. m³ vody a významně přispěl k omezení povodňových škod níže po toku (Prach et al. 2003).

Další revitalizační projekty se po roce 2000 začaly objevovat hlavně ve východočeském a středočeském regionu. Jenom postupně se však prosazovaly projekty navrhující mělká a relativně plochá koryta s přirozeně malou průtočnou kapacitou. Naopak návrhy nadměrně kapacitních koryt (vycházející z hluboce zakořeněné obavy, že „koryto bude příliš malé a voda se do něj nevejde“), či sklony k vytváření nedostatečně členitých, zbytečně úpravných tvarů koryt a okolního terénu byly běžným standardem. Až později byl kladen větší důraz na podporu samovolné sukcese vegetace a častěji byla akceptována základní pravidla, že: a) nejde o revitalizaci, pokud není odstraněno nevyhovující technické opevnění, b) obnova širšího potočního pásu je lepší než jen pouhá obnova koryta. Při komplexnějších revitalizacích vodního toku včetně potočního pásu s aluviálními mokřady sehrály místy důležitou roli obce (zejména ve středních Čechách), které byly schopny získat potřebné pozemky v okolí toku. Ve většině případů byl ovšem zájem o revitalizaci opět podmíněn tím, že obec současně získala dotaci na výstavbu nebo rekonstrukci rybníka.

Určitým mezníkem ve vývoji byl rok 2007, kdy byl zaveden poměrně významný dotační titul v rámci OPŽP. Přestože zpočátku byly kvůli nesprávně nastaveným finančním mechanismům opakovány staré chyby s podporou obnovy rybníků, počet skutečných liniových revitalizací toků roste. V souvislosti se vstupem ČR do EU se také stále příznivěji projevují požadavky evropské směrnice na zlepšení ekologického stavu vodních toků. Dochází, i když jen pozvolna, k výraznějšímu zapojení správců vodních toků a revitalizační opatření jsou dnes zapracována i v plánech povodí. Díky tomu se objevují i první návrhy na revitalizaci větších toků, přestože správci toků jsou i nadále limitováni obtížemi při získávání potřebných pozemků či nedořešenými pravidly nakládání s revitalizovanými plochami mimo vlastní koryta. Průkopnickou pozici má opět jihočeský region, kde revitalizaci úseku Polečnice u Kájova, tedy vodního toku větší velikosti s dosti dyna-

mickým průtokovým režimem, provedl státní podnik Povodí Vltavy. Podobně se připravuje i poměrně rozsáhlý záměr revitalizace delšího úseku Stropnice pod Novými Hradý. Současně přitom probíhají revitalizace menších toků realizované institucemi státní ochrany přírody (AOPK ČR) nebo obecními samosprávami. Příkladem může být revitalizace Černého potoka v Krušných horách (viz případová studie) nebo revitalizace nevhodně odvodněného území s vlásečnicovým tokem v Domašíně u Vlašimi.

Z hlediska obnovy biodiverzity vodních toků je důležitou součástí prováděných revitalizací také zajištění průchodnosti toků a obnova jejich migrační propustnosti. OPŽP již podpořil řadu staveb podpo-



Obr. 9. Roklanský potok, NP Šumava. Příklad jednoho ze vzácných přírodních toků v České republice. (I. Bufková)

rujících kontinuitu vodních toků v podobě rybích přechodů. Příklad obnovy rybního přechodu a jeho vlivu na biodiverzitu vodního toku je popsán v případové studii „Revitalizační efekty přírodě blízkého bypasu u migrační bariéry na řece Blanici“. Nově se mezi revitalizačními projekty objevují i první přírodě blízké, protipovodňově orientované úpravy koryt vodních toků v intravilánech. Ty se plánují např. v nivě Vltavy v pražském Karlíně a v Libni, nebo na Blanici ve Vlašimi. Zajímavě pojatá revitalizace byla provedena např. i na umělém původně kanalizovaném náhonu v Chrudimi.

Souhrnně lze konstatovat, že v současné době na území ČR převažují liniové revitalizace drobných toků zaměřené především na obnovu přirozené geomorfologie a trasy toku. Často se však jedná jen o lokální řešení, někdy jenom v délce několika set metrů (hlavně u dřívějších projektů), v lepších případech několika kilometrů. Pozitivní je, že zejména novější projekty stále častěji akceptují poznatky z oblasti říční morfologie a celkem s úspěchem dochází k obnově původní trasy i tvaru koryta včetně jeho vyměšlení, obnovy členitosti břehů, dna i přirozeného substrátu, včetně drobných geomorfologických prvků a různorodých gradientů proudění v toku. Revitalizace větších toků s výraznými geomorfologickými prvky (např. stržené břehy, pískové a šterkové lavice či ostrovy) stejně jako komplexní obnova členitého a zaplavovaného koridoru říční nivy jsou zatím jen ojedinělé. Také podíl splavených kusů dřeva v tocích je relativně nízký příp. jsou tyto prvky v korytě fixovány, vzhledem k obavám z možných škod, které mohou způsobit při extrémních povodních. Přitom tyto fenomény ovlivňují nejen celkovou diverzitu prostředí, ale také funkční procesy včetně vazeb na retenci vody či zachycení a návrat živin do systému (Prach et al. 2003, Giller a Malmquist 2008, Bukaveckas 2007).

Mimořádně důležitým aspektem revitalizace vodního toku jsou přirozené rozlivy. Mnohé revitalizace v ČR sice obnovují přirozený průběh koryta toků, jejich přirozená dynamika a rozlivy však byly ještě donedávna spíše tlumeny nejrůznějšími opatřeními (např.

zpevněním břehů nebo přílišným zahloubením koryta) a s rozlivy se vzhledem k vlastnictví okolních pozemků počítalo jen v omezené míře. Přitom rozlivy přispívají k celkově vysoké retenční kapacitě říční krajiny a díky svému objemu mají tlumivý účinek i na postupující povodňovou vlnu (Langhammer a Vilímek 2004). Jsou důležitým mechanismem zachycení živin a splavenin v krajině a díky své erozně akumulární činnosti udržují dynamiku, stanovištní pestrost a biodiverzitu říční nivy (Prach et al. 2003).

Přetrvávajícím nedostatkem dosavadní praxe je i nadále nízká koordinace revitalizací a celkové protipovodňové ochrany, která je obvykle vysloveně technického rázu a bývá zaměřená právě opačným směrem. Na řadě míst byly renaturované prvky spontánně vytvořené po extrémních povodních dokonce zpětně odstraňovány (Litavka v roce 2002). Pozornost vodohospodářů a ochránců přírody a krajiny by se také neměla upínat jenom k náročným revitalizačním investičního charakteru. Důležité je komplexní pojetí revitalizací zahrnující omezování negativních vlivů v rámci celého povodí a již zmíněné častější využívání samovolných renaturačních procesů. Mezi investičními revitalizacemi a samovolnými renaturacemi vodních toků je totiž velmi široký prostor pro různá „lehčí“ a úspornější vodohospodářsko-ekologická opatření, schopná vhodně iniciovat, podporovat, korigovat a doplňovat přirozené obnovné procesy.

V současné době se také příliš nezdůrazňuje, že revitalizované toky a jejich okolí mohou mít vedle příznivého dopadu na krajinu a protipovodňové funkce i další pozitivní socioekonomický dopad, neboť přitahují návštěvníky a zvyšují rekreační potenciál. Zvláště to platí o oblastech poblíž velkých měst či o rozlehlých nížinách, kde zemědělství odstranilo i poslední zbytky přírodě blízkých ekosystémů. To lze pozorovat jak po úspěšně dokončených větších revitalizačních projektech, tak i po spontánní renaturaci způsobené silnými povodněmi, u nás hlavně v r. 1997 a 2002.



Obr. 10. Roklanský potok v NP Šumava s náplavy dřeva, důležitými komponenty přírodních toků. (I. Bufková)



Obr. 11, 12. Tvorba tůní a mokřadů s výsadbou dřevin na 5,6 ha v lokalitě Hladoměř, střední Čechy. Vlevo: tůň na jaře 2011; sušší části jsou pokryty zeleným senem. Vpravo: vegetace v létě 2011. (T. Just)

Obnova dalších mokřadů v krajině

V posledních dvou desetiletích se pohled na mokřady a jejich úlohu v krajině i u nás pozvolna mění a stále častěji jsou realizovány projekty na jejich obnovu. Významnou roli v tomto procesu sehrály dostupné dotační tituly počínaje již zmíněným Programem revitalizace říčních systémů či Programem péče o krajinu (oba v garanci MŽP ČR) až po současné dotace z fondů EU (OPŽP).

Tůně a mělké stojaté vody

V celkovém objemu projektů zaměřených na obnovu mokřadů v České republice zatím převládají spíše projekty zabývající se dílčí obnovou či znovuoživením stávajících mokřadních stanovišť. Velmi často se jedná o lokální obnovu tůní jako vhodných biotopů pro podporu obojživelníků a jiných mokřadních živočichů vázaných na mělké stojaté vody. Existuje celá řada příkladů obnovených drobných tůní v rámci stávajících, mnohde i dosti degradovaných lučních a lesních mokřadů (např. na Jihlavsku, okolí Havírova, Kozmické louky u Opavy, Na Plachtě u Hradce Králové).

V řadě případů jsou takto ožiována i pozdější sukcesní stadia aluviálních tůní, které „zestály“ a zazemnily se v důsledku izolace říční nivy od vlastního vodního toku a vlivu záplav (Litovelské Pomoraví, Votočnice na Sázavě, tůně na Starém Labi, tůně v lučních lesích na soutoku Moravy a Dyje apod.). Výsledky sledování v oblasti Litovelského Pomoraví ukázaly, že nově obnovené biotopy tůní jsou poměrně rychle kolonizovány a zvyšují biodiverzitu vodních bezobratlých živočichů v území (Šmaková & Rulík 2000). Vytváření mělkých tůní bývá také součástí šetrné revitalizace některých lomů a pískoven (např. Mokrá v Moravském krasu, Betlém na jižní Moravě, pískovny na Třeboňsku). Význam těchto opatření přitom spočívá především v podpoře cenných druhů a společenstev a celkovém obohacení biodiverzity, lokálně je také patrný jejich příznivý dopad na vodní režim. Při plánování těchto projektů je nicméně důležité dobře znát a zohledňovat výchozí stav biotopů i nároky různých složek biodiverzity (např. vegetace – bezobratlí – drobní obratlovci). Vedle státních institucí (AOPK ČR) se na obnově mělkých tůní v krajině podílí velkou měrou i řada nevládních organizací (zejména ČSOP). Dalším velmi častým typem projektů je obnova mokřadních biotopů v návaznosti na více či méně technická díla vytvořená člověkem, jako jsou přírodní litorály rybníků a navazující mokřady, nebo dna umělých poldrů v záplavových územích.

Obnova lučních mokřadů

Zejména v poslední době jsou díky vhodným dotačním titulům (Program péče o krajinu, agroenvironmentální programy) běžně a celkem úspěšně prováděna opatření na obnovu lučních mokřadů v podobě obnovení šetrného managementu (nejčastěji ruční kosení

a prořezávky dřevin). Tato opatření jsou primárně zaměřena na podporu cenných společenstev a druhové pestrosti a vesměs se týkají slabě až středně silně narušených mokřadů, které je možné tímto způsobem „znovuoživit“ a zachovat. Nejčastěji, nikoli však výlučně, jsou prováděna v rámci velkoplošných i maloplošných chráněných území. Zavedením vhodného managementu potlačujícího konkurenčně silné dominantní druhy nebo pozdní sukcesní stadia s dřevinami jsou obnovovány hlavně nejrozumnější luční bylinné mokřady či rašelinné a slatinné louky, vlhké bezkolencové louky a kontinentální zaplavované louky, a dále i pěnovecová prameniště nebo slaniska (Veleba 1993, Hájek 2005). Ačkoli tyto projekty se zpravidla netýkají hydrologicky zcela zničených mokřadů a obvykle nebyvají spojeny se zásadní



Obr. 13. Obnova druhově bohaté rašelinné louky s výskytem orchidejí po znovuzavedení tradičního způsobu údržby ručním kosením v NP Šumava. (I. Bufková)

obnovou vodního režimu, jejich význam pro zachování a podporu biodiverzity v krajině je mimořádný. Podrobnější ukázka v podobě případových studií je uvedena v sekci Louky – „Obnova a následná degradace nivních luk“ a „Obnova obhospodařování mokřadních luk na Podblanicku“.

Z hlediska celkové nápravy vodního režimu v krajině mají pak zásadní význam projekty zaměřené na obnovu přirozených hydrologických poměrů plošně odvodněných a silně degradovaných mokřadů v rámci zemědělské půdy. Na rozdíl od předchozích projektů jsou však opatření na nápravu rozvráceného vodního režimu mokřadů relativně méně častá – hlavními omezeními jsou především vlastnické poměry a přetrvávající intenzivní hospodaření na silně odvodněných pozemcích. Komplikací je také evidence drenážních těles (zejména zatrubněné drenáže) jako stavebních objektů s potřebou údržby (vyhl. Mze 225/2001 Sb.). Současné snahy o obnovu vodního režimu mokřadů na zemědělských pozemcích se navíc střetávají s hospodářskými zájmy zemědělských subjektů, které jsou podporovány jinými dotačními tituly na ochranu a údržbu krajiny (agroenvironmentální programy), a to paradoxně i v cenných chráněných územích. Přesto byly v poslední době celkem úspěšně realizovány některé projekty zaměřené na plošné zrušení trubkových drenáží na zemědělské půdě. Mnohé z nich byly provedeny v návaznosti na revitalizaci drobných napřímených toků v zemědělské krajině (např. Domašín u Vlašimi, Ploučnice).

Obnova rašelinišť

V relativně velkém podílu jsou v České republice revitalizovány rašelinné mokřady, které sice nejsou příliš hojné, avšak díky jejich mimořádné hodnotě je jim věnována značná pozornost. Revitalizace rašelinišť přitom mohou zahrnovat poměrně složitou obnovu silně poškozených průmyslově těžených vrchovišť (viz případová studie „Revitalizace průmyslově těženého rašeliniště Soumarský Most“), ale také obnovu plošně netěžených lokalit degradovaných nejčastěji v důsledku odvodnění (případová studie „Revitalizace odvodněných rašelinišť na území NP Šumava“). Klíčovým opatřením je v obou případech obnova přirozeného vodního režimu, který je základním předpokladem pro opětovné nastartování rašelinotvorného procesu

a obnovu ekologických funkcí a struktur rašelinného biotopu. Důležité je zvýšení hladiny podzemní vody na požadovanou úroveň a její stabilizace, obnova přirozených odtokových poměrů a zadržení dostatečného množství vody v systému v období sucha. Revitalizaci rašelinišť je optimální provádět v rámci celkové nápravy vodního režimu v daném subpovodí, nikoli odtřezně. Důležité je v případě těchto biotopů i udržení odpovídající nízké trofie prostředí a šetrnost provedení, kdy až na výjimky nelze využít těžkou techniku.

Revitalizace rašelinišť má vedle pozitivního dopadu na vodní režim a biodiverzitu v krajině velký význam i z hlediska koloběhu uhlíku a uvolňování skleníkových plynů (Charman 2002). Během uplynulých dvaceti let proběhla v České republice řada úspěšných projektů revitalizace rašelinišť na Šumavě, v Krušných Horách a Jizerských horách, na Třeboňsku, ve Slavkovském lese a v Krkonoších (Lanta et al. 2006).

Závěrem lze konstatovat, že na území České republiky byla v průběhu uplynulých 20 let realizována řada poměrně úspěšných projektů na obnovu vodních toků a mokřadů, jejich podíl vůči celkové výměře narušených a degradovaných úseků a ploch je však stále velmi nízký. Jedním z důvodů je i skutečnost, že ačkoli revitalizace toků a mokřadů jsou přínosem pro zdravé fungování krajiny i lidskou společnost, jejich bezprostřední dopad na dotčené vlastníky půdy či místní komunity nemusí být vždy pozitivní. Zhodnocení těchto přínosů je navíc často diskutabilní; a postavit ho na pevný základ kvantifikací není často možné pro nedostatek či nedostupnost konkrétních dat. Kombinováním ekosystémových služeb a hodnotit je holistickým způsobem by proto bylo jistě přínosné. Sečtené přínosy vyjádřené i v ekonomických (finančních) ekvivalentech pak mohou být srozumitelné a přesvědčivé i pro rozhodující činitele (Turner et al. 2008, Pithart et al. 2010).

Literatura

- Bukaveckas P. (2007): Effect of channel restoration on water velocity, transient storage, and nutrient uptake in a channelized stream. – *Environmental Science & Technology* 41: 1570–1576.
- Cílek V. (2002): Krajiny vnější a vnitřní. – Dokořán, Praha.
- Charman D. (2002): Peatlands and environmental change. – John Wiley & Sons Ltd., Chichester.




Obr. 14. Obnovená tůň, Blazice, Hostýnské vrchy. (M. Gírgel)



Obr. 15. Obnova vodního režimu NPR Božídarské rašeliniště, Krušné hory. (P. Marek)

- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.-I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.-H., Soto D., Stiassny M.L.J. & Sullivan C.A. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. – *Biological Reviews* 81: 163–182.
- Giller P.S. & Malmqvist B. (2008): *The biology of streams and rivers*. – Oxford University Press, New York.
- Hájková P., Hájek M. & Kintrová K. (2009): How can we effectively restore species richness and natural composition of a *Molinia*-invaded fen? – *Journal of Applied Ecology* 46: 417–425.
- Haslam H.W. (2008): *The riverscape and the river*. – Cambridge University Press, New York.
- Just T., Matoušek V., Dušek M., Fischer D. & Karlík P. (2005): Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. – 3. ZO ČSOP Hořovicko, Praha.
- Kulhavý Z., Soukup M., Doležal F. & Čmelík M. (2006): Zemědělské odvodnění drenáží. Racionalizace využívání, údržby a oprav. – Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha.
- Langhammer J. & Vilímek V. (2004): Vliv antropogenních změn na průběh a následky povodní. – In: Herber V. (ed.), *Sborník 20. Výroční konference fyzikogeografické sekce ČGS, Přírodovědecká fakulta MU, Brno*.
- Lanta V., Mach J. & Holcová V. (2006): The effect of dam construction on the restoration succession of spruce mires in the Giant Mountains (Czech Republic). – *Annales Botanici Fennici* 43: 260–268.
- Matoušek V. (2002): Stoletá povodeň na revitalizovaném potoce Borová. – *Vodní hospodářství* 52/10: 5–11, příloha VTEI.
- Palmer M.A., Bernhardt E.S., Allan J.D., Alexander G., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C.N., Shah J.F., Galat D.L., Gloss S., Goodwin P., Hart D.D., Hassett B., Jenkinson R., Kondolf G.M., Lave R., Meyer J.L., O'Donnell T.K., Pagano L. & Sudduth E. (2005): Standards for ecologically successful river restoration. – *Journal of Applied Ecology* 42: 208–217.
- Pithart D., Křováková K., Žaloudík J., Dostál T., Valentová J., Valenta P., Weyskrabová J. & Dušek J. (2010): Ecosystem services of natural floodplain segment – Lužnice River, Czech Republic. – In: Brebie C. (ed.), *Flood recovery, innovation and response II*, pp. 129–139, WIT Press, Southampton (UK).
- Prach K., Pithart D. & Francírková T. (2003): Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách. – Botanický ústav AV ČR, Třeboň.
- Simon O., Fiala D., Kožený P. & Fricová K. (2008): Zdroj, transformace a transport přirozeného POC – jako ekosystémová služba přirozené říční nivy? – In: Pithart D., Benedová Z. & Křováková K. (eds), *Ekosystémové služby říční nivy, Sborník příspěvků z konference 28.–30. 4. 2008 Třeboň*, pp. 191–199, Ústav systémové biologie a ekologie AV ČR, v.v.i., Vodní hospodářství, Třeboň.
- Šmaková A. & Rulík M. (2000): Vývoj oživení v nově vytvořených tůních v CHKO Litovelské Pomoraví. – In: Pithart D. (ed.), *Sborník příspěvků z konference „Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen“, Lužnice u Třeboně, 2.–3. 3. 2000*, pp. 132–134, Botanický ústav AV ČR, Třeboň.
- Turner R.K., Georgiou K. & Fisher B. (2008): Valuing ecosystem services. The case of multi-functional wetlands. – Earthscan, London.
- Vašků 2011: Zlo zvané meliorace. – *Vesmír* 90: 440–444.
- Verdonschot P.F.M. & Nijboer R.C. (2002): Towards a decision support system for stream restoration in the Netherlands: An overview of restoration projects and future needs. – *Hydrobiologia* 478: 131–148.

Lokalizace	 PR Černá louka v Krušných horách 50°44'4" N, 13°53'26" E; nadmořská výška 690–760 m
Ochranný status	PR, Ptačí oblast, EVL, Ramsarská lokalita (Krušnohorská rašeliniště)
Ekosystém	Luční mokřady a prameniště, luční rašeliniště (<i>Montio-Cardaminetea</i> a <i>Scheuchzerio palustris-Caricetea nigrae</i>), vlhké a mezofilní louky (<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>), drobné vodní toky
Obnovená plocha	7,4 ha, celková délka revitalizovaných úseků potoka 4 km
Finanční podpora	OPŽP, Svobodný stát Sasko, AOPK ČR, krajinotvorné programy MŽP ČR
Náklady	Cca 1,3 mil. Kč (2001–2003), cca 6,6 mil. Kč (2008–2010)

Výchozí stav

Na území PR Černá louka je zamokření důležitým faktorem formujícím charakter biotopů. Hlavním tokem je Černý potok o délce úseku cca 1,9 km, který je dotován menšími čtyřmi přítoky. Po druhé světové válce zde došlo k radikální proměně krajiny. Původní německé obyvatelstvo bylo vysídleno a nově přistěhovaní lidé nenavázali na dřívější způsoby hospodaření.

Největším zásahem na dnešním území rezervace však byla snaha o zúrodnění převážně lučních pozemků pomocí velkoplošného odvodnění. Rozsáhlé meliorační práce započaly již v šedesátých letech a pokračovaly až do konce osmdesátých let 20. století. Výsledkem bylo napřímení a zahlobnutí Černého potoka a jeho přítoků. Do kanalizovaných toků byly svedeny hlavníky drenážních řadů, které byly vybudovány na desítkách hektarů území. Velmi negativně se projevilo také povrchové odvodnění a těžba rašeliny ve vrchovištním rašeliništi v prameništi Černého potoka. Výsledkem byla postupná degradace zamokřených a rašeliništních stanovišť. Změny v trase přirozených

koryt vodních toků, jejich degradace a zásadní změny v přirozeném vodním režimu byly hlavním důvodem pro realizaci revitalizačních opatření, které započaly vytvářením dílčích tůní a drobnými úpravami na korytech a vyústily v projekt komplexní obnovy vodního režimu na území rezervace.

Řešené území je také významnou lokalitou celé řady vzácných a na mokřadní biotopy vázaných rostlinných druhů, např. vachty trojlísté (*Menyanthes trifoliata*), tučnice obecné (*Pinguicula vulgaris*) a živočišných druhů, např. bahňáků a obojživelníků. Při prováděných zásazích bylo nutné zohlednit aspekt ochrany a péče o tyto druhy.

Abiotické podmínky

Mírně svažité terén má průměrný sklon přibližně 3 %. Hlavním typem geologického podloží jsou nejstarší horniny krušnohorského krystalinika protetického stáří, převážně ortoruly, granulity a migmatity, protnuté žilou ryolitu variského stáří. Krystalinikum je v nivě kryto čtvrtohorními svahovými, převážně hlinitokamenitými sedi-



Obr. 1. Úsek nivy Černého potoka po revitalizaci v roce 2010. (J. Rous)

menty, s minimálním krytím orníci v průměrné mocnosti 0,15 m. Roční úhrny srážek se pohybují v rozmezí 700–900 mm (průměrné dlouhodobé roční úhrny srážek činí 850 mm, dle ČHMÚ). Průměrný roční průtok v Černém potoce nad důležitým levobřežním přítokem (Mokřadní potok) je 24,5 l.s⁻¹. Průměrný roční průtok tohoto přítoku je pak dalších 7,2 l.s⁻¹.

Cíle

Celková náprava narušeného vodního režimu, nastartování přírodního dynamického vývoje potočního koridoru a zastavení další degradace cenných mokřadních biotopů. Uvedená opatření jsou základním předpokladem pro podporu druhové rozmanitosti včetně stabilizace lokálních populací i spontánního návratu žádoucích mokřadních druhů, např. bekasiny otavní (*Gallinago gallinago*). Vedlejším kladným efektem jsou také protipovodňové aspekty, zejména ve snížení rychlosti odtoku, resp. zpomalení povodňové vlny a rozložení do širšího časového snímku.

Obnovná opatření

1998–2001	Zpracování studie a projektové dokumentace projektu dílčí revitalizace.
2001–2003	Zahájena dílčí stavební část revitalizace (EPS Servis, s.r.o.) – bylo vybudováno 26 tůní, provedeny dílčí změny v regulovaném korytě a obnoveny dva úseky s původním korytem.
2006–2007	Vypracování investičního záměru na komplexní revitalizaci.
2008	Zadání a zpracování projektové dokumentace (Teren design, AOPK ČR).
2009–2010	Realizace komplexní revitalizace Černého potoka a jeho přítoků (EPS Servis, s.r.o.).

Revitalizační postup a metody

Návrh obnovy koryta vycházel ze zásad revitalizací vodních toků. Prioritou bylo snížení kapacity nových koryt, a to zvláště snížením jejich hloubky. Dalšími kritérii bylo dodržení přirozeného podélného sklonu, přírodě blízkého tvaru příčného profilu koryta a přirozené členitosti na proudná a „tíšinová“ místa. Tato kritéria nebylo možné dodržet případnými úpravami stávajících kanalizovaných koryt, proto bylo přistoupeno k návrhu nového trasového vedení v terénu s výkopem koryta, zavedením do zbytků původního nebo usměrněné vyvedení toku volně do nivních luk.

Nové koryto Černého potoka bylo kapacitně navrženo na převedení cca 30 denní (max. 1leté) vody (dle údajů ČHMÚ). Bylo konstruováno ve tvaru obdélníku až široké „pánve“ s průměrnou hloubkou cca 0,2 metru, místy maximálně do 0,5 m. Šířka dna se mění v průměru od 0,6 metru na počátku revitalizovaného úseku koryta až na 1 metr na jeho stavebním konci. Nebylo podmínkou „za každou cenu“ šířku koryta vždy dodržet v uvedených parametrech, ale flexibilně respektovat nejen terén, ale i půdní resp. geologické prostředí. Podélný profil nových tras v návrhu maximálně respektoval přirozený spád území a příznivého celkového sklonu bylo dosaženo jednak meandrací koryt (přiměřenou místním podmínkám) a hlavně také vkládáním přírodě blízkých proudných úseků (peřeje, kamenné skluzy, prahy a nízké stupně) mezi klidnější úseky tůní. Nové koryto bylo řešeno i na hlavním levobřežním přítoku Černého potoka s obdobnými parametry (hloubka 0,2 m a šířka ve dně 0,6 m). Na ostatních dvou menších přítocích byl nově navržen postup volného vylití vody do prostoru nivy z napřímeného koryta, který byl v lokalitě v malém rozsahu vyzkoušen již v minulosti při počátku revitalizační činnosti

a dobře se osvědčil. Zahloubená a napřímená (kanalizovaná) koryta byla přitom přerušena příčnými objekty (hrazením), aby již dále nemohla drénovat řešené území.

Výsledky

Změny, ke kterým došlo v řešeném území po revitalizaci, jsou shrnuty v následující tabulce:

Obnovené biotopy	
Celková délka revitalizovaných úseků toku (včetně úprav kanalizovaných koryt a vyvedení vody do nivy)	4 030 m
Celková plocha území pro přirozený rozliv povodní Q100 („meandrační“ pás v nivě)	74 000 m ²
Celková plocha tůní s mokřady (obnovených nebo nově vzniklých mokřadních biotopů)	9 630 m ²
Plocha nových i obnovených mokřadních biotopů s klidnou i tekoucí vodou	43 000 m ²

Hodnocení efektu revitalizace bylo provedeno z pohledu ovlivnění průtokového režimu (V. Rous, 2011, nepubl.). Za pomoci 2D hydrodynamického modelu SRH-2D byl porovnán průběh povodňových vln Černým potokem před a po provedené revitalizaci. Byl zjištěn malý vliv revitalizace toku na celkový kulminační průtok kromě povodní s malou dobou opakování (N1, N2 a N5 – snížení kulminace max. o několik jednotek až desítek litrů), ale velmi významný vliv na zpoždění povodňové vlny. Na modelovém úseku v celkové délce cca 1 km toto zpoždění na revitalizovaném toku činilo u 1leté povodně až 2 hodiny oproti původnímu regulovanému stavu a u 100leté povodně to stále bylo nezanedbatelných cca 20 minut. To v důsledku může znamenat i snížení kulminačního průtoku dále po proudu z důvodu zpoždění „dotoku“ vody z různých přítoků. V lokalitě dále probíhá sledování meandrace nově vybudovaného koryta (Neruda, nepubl.). I zde je však pro zhodnocení a interpretaci výsledků zapotřebí déletrvající časová řada dat.



Obr. 2. Úsek nivy Černého potoka před revitalizací v roce 2005. (J. Rous)



Obr. 3, 4. Úsek nivy Černého potoka před revitalizací (vlevo, 2008) a po revitalizaci (vpravo, 2011). (P. Kříž)

Kromě toho jsou v území sledovány dopady revitalizace na vegetaci a faunu (AOPK ČR a ČSOP Fergunna, 2007–2011). Vzhledem k relativně krátkému post-revitalizačnímu období jsou získané výsledky zatím jen předběžné. I tak bylo v nově vytvořených tůních již zaznamenáno výrazné zvýšení početnosti obojživelníků (např. stovky kusů ropuchy obecné (*Bufo bufo*), skokana hnědého (*Rana temporaria*) a desítky kusů čolka obecného (*Triturus vulgaris*). V obnovených mokřadních plochách, vytvořených zejména vyvedením menších přítoků volně do prostoru nivy, došlo k zvýšenému výskytu některých ptáčích druhů vázaných na vlhké louky a mokřady, např. chřástala polního (*Crex crex*) a bekasiny otavní (*Gallinago gallinago*). V jednorázovém průzkumu v roce 2011 bylo zjištěno cca dvacet druhů vážek. V prostoru nivy se výrazně rozšířila vachta trojlístá (*Menyanthes trifoliata*).

Nové poznatky a perspektivy

Rozsahem jde o první takovouto stavbu v celém Ústeckém kraji a svým pojetím i ojedinělou v České republice, neboť projekt řeší obnovu vodních toků včetně rozsáhlé zaplavované nivy. Jsou zde uplatněny nové postupy v návrhu tvaru a směrového vedení koryt, které byly umožněny zejména dobrou spoluprací mezi investorem, projekční kanceláří a realizační firmou.

Veřejná podpora

Revitalizace byla provedena ve spolupráci s nevládní organizací, na studii, přípravě a realizaci etap revitalizací spolupracovali členové Českého svazu ochránců přírody ZO Teplice – Fergunna. Lokalitu již navštívilo množství zájemců odborné i laické veřejnosti od nás i ze zahraničí a je využívána ke vzdělávání vysokoškolských studentů.

Poděkování

Monitoring na lokalitě je podporován v rámci přeshraničního projektu Pestrý-Bunt.


Literatura

- Anonymus (2009): Revitalizace Černého potoka a jeho přítoků v přírodní rezervaci Černá louka – dokončení. – Terén Design, s.r.o., Teplice.
- Bernard J.M., Fripp J. & Robinson K. (2007) (eds): National Engineering Handbook. Part 654 – Stream restoration design. – United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
- Doll B.A., Grabow G.L., Hall K.R., Halley J., Harman W.A., Jennings G.D. & Wise D.E. (2003): Stream restoration: a natural channel design handbook. – NC Stream Restoration Institute, NC State University, North Carolina.
- Just T. (ed.) (2003): Revitalizace vodního prostředí (Restoration of aquatic habitats). – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Just T., Matoušek V., Fischer D. & Karlík P. (2005): Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. 1. – ZO ČSOP Hořovicko, Praha.
- Lai Y.G. (2008): SRH-2D version 2: Theory and user's manual. – U.S. Department of Interior, Bureau of Reclamation, Denver.
- Ondráček Č. (2006): Plán péče pro PR Černá louka pro období 2007–2016. – Ms.; management plan, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, KS Ústí nad Labem. (Dostupné na: http://www.kr-ustecky.cz/vismo/dokumenty2.asp?id_org=450018&id=1438949&p1=85758)

Revitalizační efekty přírodě blízkého bypassu u migrační bariéry na řece

Blanici

Petr Hartvich & Petr Dvořák

Lokalizace	 Bypass u jezu na řece Blanici v Bavorově u Vodňan 49°12'23" N, 14°09'08" E; nadmořská výška 420 m
Ochranný status	Významný krajinný prvek, říční biokoridor
Ekosystém	Říční ekosystém v aluviu
Obnovená plocha	6 říčních kilometrů toku Blanice (říční km 34,8 až 40,8)
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR
Náklady	Cca 498 000 Kč

Výchozí stav

Řeka Blanice pramení ve výšce 972 m n. m. na Šumavě a ústí do Otavy v nadmořské výšce 362 m n. m. Na svém toku dlouhém 93,3 km má spád 5,15 % a průměrný průtok na dolním toku 4,23 m³.s⁻¹. Z horské Šumavy vstupuje do Prachatické vrchoviny, protéká Bavorovskou pahorkatinou a až k ústí má charakter rovinatého toku se zbytky ramenných systémů. S potřebou odběrů vody pro mlýny, pily, hamry a později vodní elektrárny byly postupně na celém toku vystavěny vzdouvací objekty. Fragmentace řeky na úseky se stojatou vodou a úseky s regulovaným průtokem významně změnila charakter říčního ekosystému a ovlivnila přirozený vývoj rybích populací (Hartvich et al. 2004).

Vysoké vzdouvací objekty trvale působí jako migrační bariéry, jež ryby směrem proti proudu nepřelapou. Ve fragmentovaném toku má ztráta protiproudových migrací ryb dlouhodobě negativní vliv na výměnu genetických informací při rozmnožování oddělených rybích populací, jejichž početnost a odolnost se postupně snižuje. Ryby, které se nechají splavit při povodních do spodních úseků řeky, se už nedostanou zpět na svá stanoviště (Peter 1998, Lucas & Baras 2001).

Zajištění průchodnosti migrační bariéry je základním předpokladem pro obnovu a udržení druhové diversity a zdravého stavu populací původních druhů ichtyocenózy ve vodních tocích. Proto se budují na migračních překážkách rybí přechody, které umožňují rybám i ostatním vodním živočichům překonávat migrační bariéry a zajišťují jejich pohyb po celém vodním toku. Rybí přechody jsou stavby, které jsou buď součástí migrační bariéry nebo jsou umístěné na pozemku vedle ní a převádí průtok z horní vody pod bariéru (těleso jezu nebo hráze). Rybí přechod potom funguje jako obtok (bypass) okolo migrační bariéry. Tyto rybí přechody se projektují tak, aby byly svým

uspořádáním, strukturou a prouděním vody velmi blízké poměrům v přírodních tocích (Kubečka et al. 1997, Cowx & Welcomme 1998, Gebler 2009, Lusk et al. 2011).

V celém podélném profilu Blanice je postaveno 17 pevných nebo pohyblivých příčných bariér (přehrada, jezy), které jsou pro ryby s výjimkou rybního přechodu u jezu v Zábrdí migračně neprůchodné. Říční kontinuum nejvíce narušuje Husinecká přehrada na říčním km 57,8 (61 ha, délka vzdutí 3,5 km, max. hloubka 25,5 m). Pod přehradou na toku Blanice při jižním okraji Bavorova je v říčním aluviu migračně nepropustný jez, kde byl k dispozici na pravém břehu pozemek porostlý listnatými dřevinami a část bývalého slepého ramene s ústím do řeky pod jezem. Pro možné využití přírodního terénu byl jako nejvhodnější typ rybního přechodu navržen přírodě blízký bypass (dále jen bypass).

Obnovná opatření

Revitalizována byla migrační bariéra jezu na Blanici (říční km 37,9), kde byl v průběhu roku 2002 postaven bypass s cílem umožnit migrace ryb proti proudu okolo tělesa jezu. Bypass dlouhý 35 m vede z nadjezí přírodním terénem kolem tělesa jezu a ústí do řeky 20 m pod jezem. Průměrný spád je přibližně 5 %. Situační umístění tohoto přírodě blízkého bypassu ukazuje Obr. 3. Při hodnotách okolo středního průtoku Q_{180} v řece protéká rybím přechodem až 250 l.s⁻¹.

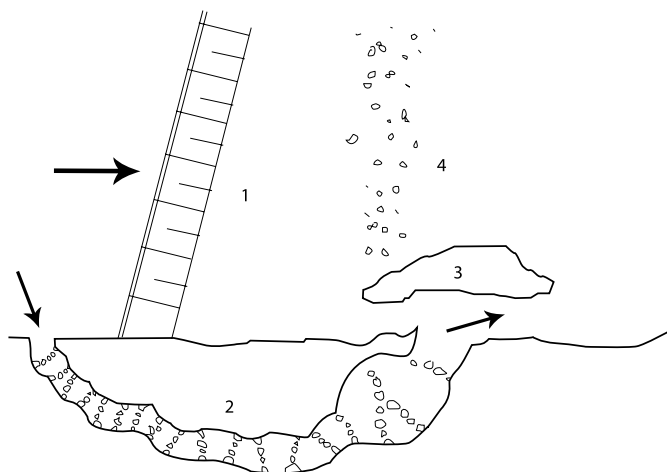
Horní, bystřinná část bypassu začíná vtokovým objektem umístěným nad jezem. V této horní části o šířce 2,5 m je k potřebnému vzdutí vody pevně uloženo do dna devět balvanitých prahů (přehrážek). Mezi balvany jsou ponechány mezery o šířce 7 až 16 cm, kterými proplouvají ryby proti proudu jak u hladiny, tak i u dna. Na dně je uložen hrubý štěrka a menší kameny, které výrazně zpomalují rychlost



Obr. 1. Horní bystřinný úsek bypassu. (P. Dvořák)



Obr. 2. Bystřinný a spodní fluviatilní úsek bypassu. (V. Šámal)



Obr. 3. Umístění přírodně blízkého bypassu u migrační bariéry. 1 – migrační bariéra (těleso jezu); 2 – bypass s balvanitými prahy; 3 – štěrkový ostrov v podjezí. 4 – štěrkopískové nánosy pod vodou.

proudění ve spodní vrstvě vody. Rozdíl hladin mezi jednotlivými prahy není vyšší než 15 cm a hloubka vody se pohybuje od 0,3 do 0,5 m.

Pro dolní, pomalu tekoucí část byl vyčištěn zbytek dřívějšího slepého ramene. Šířka dolního úseku se pohybuje v rozmezí 3 až 5 m a jeho spád je jen 2 %. Několik balvanitých prahů zde tvoří hlubší tůň s maximální hloubkou do 1 m. Místa jsou mělkiny nad naplavenými sedimenty, které vznikají při povodňových průtocích v řece.

Managementová opatření

- Péče o bypass po povodních, na jaře a na podzim: vyčištění koryta a balvanitých prahů od naplavenin (listí, větve, předměty); kontrola funkce norné stěny před vtokovým objektem.
- Odstraňování sedimentů k udržení migrační průchodnosti: bahnitě usazeniny v nadjezí před vtokem vody do bypassu; nánosy písku a štěrku v podjezí před výtokem vody z bypassu do proudnice řeky.
- Podle potřeby provádět sezonní monitoring diverzity ichtyofauny.

Výsledky

Ke zjištění druhové diverzity ryb (Hartvich et al. 2004) byl bypass v průběhu roku 2002 jednou měsíčně monitorován (s výjimkou období zámruzu hladiny a období povodní). Vtokový profil byl při tom vždy zahrazen deskou, aby se zastavil průtok vody a mohly se přítomné ryby sbírat, případně odlovit pomocí elektrického proudu. Spodní úsek se proti úniku ryb zajistil přepažením hustou sítí. Odlovené ryby byly určeny a změřeny podle běžných ichtyologických metod a okamžitě vráceny do vody.

V průběhu prvního monitorovacího období byl v bypassu zjištěn výskyt kriticky ohrožené mihule potoční (*Lampetra planeri*) a 13 druhů ryb ze 6 čeledí (Tab. 1). Podle preference jednotlivých ekologických skupin byly početně nejvíce zastoupeny druhy reofilní (8), eurytopní (5) a jeden limnofil – lín obecný (*Tinca tinca*). Celková abundance ichtyofauny činila 610 ks vážících dohromady 8939 g. V druhové skladbě početně převažovala střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*) a okoun říční (*Perca fluviatilis*). Ve spodní části bypassu bylo nalezeno i několik jedinců kriticky ohroženého raka říčního (*Astacus astacus*).

V dalším monitorovacím cyklu (leden až listopad 2003) se počet druhů zvýšil na 18 (Hartvich et al. 2004) – přibýly druhy ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), parma obecná (*Barbus barbus*), perlín ostrobříchý (*Scardinius erythrophthalmus*) a úhoř říční (*Anguilla anguilla*). Celková abundance a biomasa ichtyofauny činila 993 ks a 7867 g. Zjištěné druhové složení, s výjimkou vranky obecné (*Cottus gobio*), odpovídá i výsledkům, které uvádí Krupauer (1984) pro Blanic nad Husineckou přehradou a později Křížek et al. (2004) pro horní a střední Blanic.

Nové poznatky a perspektivy

1. Travní porosty a nálety dřevin (vrby, olše) trvale zpevňují a chrání břehy bypassu před erozí. Otevřený vtokový objekt přenáší kolísání průtoků v řece také do bypassu. Bypass umožňuje bez ohrožení jeho konstrukce převádět i část povodňových průtoků v řece. Volně uložené balvany ve vodě podél břehů bypassu zpomalují proudění vody, zabráňují boční erozi a zvyšují úkrytovou kapacitu

Tab. 1. Druhové složení, početnost a hmotnost ichtyofauny (jedinci/g) v jednotlivých měsících při prvním monitoringu v bypassu. Pozn.: reofilní = proudomilné ryby; limnofilní = ryby stojatých či pomalu tekoucích vod; eurytopní = ryby s málo vyhraněnými nároky na rychlost proudění vody.

Druh	Ekologická skupina	IV. ind./g	VI. ind./g	VII. ind./g	IX. ind./g	X. ind./g	XI. ind./g	XII. ind./g
<i>Gobio gobio</i>	eurytop	12/151		1/5	16/106	2/7	16/148	8/100
<i>Leuciscus leuciscus</i>	reophil	43/441	12/502	20/1079	59/136	1/45	3/5	5/183
<i>Leuciscus cephalus</i>	reophil	7/134	8/459		7/510		2/13	2/37
<i>Tinca tinca</i>	limnophil							1/4
<i>Thymallus thymallus</i>	reophil			2/17	1/67			2/243
<i>Lota lota</i>	reophil	1/105			1/30	2/220	1/140	
<i>Barbatula barbatula</i>	reophil		2/14	5/47	4/22	1/35		
<i>Perca fluviatilis</i>	eurytop	5/177	8/247	6/224	22/410	1/100	5/160	4/33
<i>Rutilus rutilus</i>	eurytop	1/6	1/20		4/17		1/64	2/47
<i>Salmo trutta m. fario</i>	reophil	6/166	3/83	4/213	3/30		1/125	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	reophil	3/16	4/11	11/48	2/6		1/0,8	1/2
<i>Pseudorasbora parva</i>	eurytop	14/16	2/11	120/49	80/207	11/41	12/9	15/34
<i>Esox lucius</i>	eurytop			1/100	5/637	2/225		
Petromyzonidae: <i>Lampetra planeri</i>	reophil				1/11			1/10



Obr. 4. Odstraňování naplavenin z bypassu při sníženém průtoku. (P. Dvořák)

- pro ryby. Hrubý štěrk na dně je vhodným substrátem pro osídlení bentosem.
2. Výsledky monitoringu ukázaly, že ryby bypassem nejen migrují, ale i na různě dlouhou dobu ho osidlují. Evidovaných 18 druhů ryb a mihulí v bypassu odpovídá druhovému složení zjištěnému ichtyologickými výzkumy na horní a střední Blanici. Migrace ryb v bypassu probíhají vzhledem k početnému druhovému zastoupení v průběhu celého roku s výjimkou období se zamrzlou hladinou v zimě.
 3. Sledování migrační průchodnosti rybích přechodů přináší mnoho aktuálních poznatků nejen pro ichtology a ochránce přírody, vodohospodáře, projektanty či stavitele rybích přechodů, ale u funkčních staveb, jaká je v Bavorově, i pro rybářské hospodáře, kteří tak mohou zjistit skutečný stav ichtyofauny v rybářských revírech.

Veřejná podpora

Migrační prostupnost vodních toků v podélném profilu stanovuje vodní zákon č. 254/2001 Sb. o vodách v některých případech jako povinnou. V zákoně č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny jsou uvedeny základní povinnosti při obecné ochraně přírody včetně významných krajinných prvků jako jsou vodní toky. Pozitivní veřejný zájem o výstavbu rybích přechodů je prezentován i v zákoně č. 99/2004 o rybářství. Výstavbu bypassu na Blanici podpořil obecní úřad a místní organizace Českého rybářského svazu v Bavorově. Bypass je veřejně přístupný všem zájemcům o jeho prohlídku.

Poděkování


Autoři děkují za podporu z projektu CENAKVA CZ.1.05/2.1.00/01.0024 a GA JU 047/2010/Z. Dále děkují za cenné rady projektanta a stavitele rybiho přechodu Ing. Zdeňku Linhartovi, za poskytnutí důležitých údajů a informací Ing. Vladimíru Šámalovi a za všestrannou pomoc při terénních pracích Miroslavu Fencovi z Bavorova.

Literatura

- Cowx I.G. & Welcomme L.R. (eds) (1998): Rehabilitation of rivers for fish. – Fishing News Books, Oxford.
- Gebler J.R. (2009): Fischwege und Sohlengleiten. – Verlag Wasser und Umwelt, Walzbachtal.
- Hartvich P., Dvořák P. & Holub M. (2004): Výskyt ryb v rybím přechodu na řece Blanici v Bavorově. – Biodiverzita ichtyofauny České republiky 5: 93–98.
- Krupauer V. (1984): Kvalitativní a kvantitativní složení ichtyofauny v horním toku Blanice. – Sborník Vysoké školy zemědělské České Budějovice, řada zootechnická 2: 2–18.
- Křížek J., Dubský K. & Randák T. (2004): Ichtyologický průzkum řeky Blanice pramenící v CHKO Šumava. – In: Vykusová B. (ed.), VII. Česká ichtyologická konference, sborník příspěvků z odborné konference s mezinárodní účastí pořádané ve Vodňanech 6.–7. 5. 2004 v rámci XIV. Vodňanských rybářských dnů, pp. 11–15, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany.
- Kubečka J., Matěna J. & Hartvich (1997): Adverse ecological effects of small hydropower stations in the Czech Republic: 1. Bypass plants. – Regulated Rivers: Research and Management 13: 101–113.
- Lucas C.M. & Baras E. (2001): Migration of freshwater fishes. – Blackwell Science, Oxford.
- Lusk S., Hartvich P. & Lojkásek B. (2011): Migrace ryb a migrační prostupnost vodních toků. – Biodiverzita ichtyofauny České republiky 8: 5–67.
- Peter A. (1998): Interruption of the river continuum by barriers and the consequences for migratory fish. – In: Jungwirth M., Schmutz S. & Weiss S. (eds), Fish migration and fish bypasses, pp. 99–112, Fishing News Books, Oxford.

Revitalizace odvodněných rašelinišť na území NP Šumava

Ivana Bufková & František Stíbal

Lokalizace	 Šumava 48°59'–49°0' N, 13°47'–14°28' E; nadmořská výška 750–1200 m
Ochranný status	NP, Biosférická rezervace UNESCO, EVL, Ramsarská lokalita (Šumavská rašeliniště)
Ekosystém	Otevřená vrchoviště s vegetací nízkých keřů, trávníků a šlenků, blatkové bory na údolních vrchovištích, přechodová rašeliniště, rašelinné a podmáčené smrčiny (<i>Oxycocco-Sphagnetum</i> , částečně také <i>Scheuchzeria palustris</i> - <i>Caricetum nigrae</i> a <i>Piceion excelsae</i>)
Obnovená plocha	Cca 500 ha (19 rašelinných komplexů), celkem téměř 60 km zablokovaných odvodňovacích kanálů
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR, Správa NP a CHKO Šumava
Náklady	Celkem 12,5 mil. Kč

Výchozí stav

Většina rašelinišť na území NP Šumava byla v minulosti ovlivněna lidskou činností zejména ve spojitosti s lesnickým hospodařením, zemědělstvím nebo těžbou rašeliny (Schreiber 1924, Bufková et al. 2010). Asi nejzávažnější dopad měly nejrůznější zásahy do vodního režimu, zejména v podobě povrchového odvodnění. Nově provedená inventarizace rašelinišť odhalila, že téměř 70 % rašelinišť v území bylo v minulosti ovlivněno odvodněním. Intenzita jejich poškození je ovšem poměrně rozdílná a do značné míry je dána intenzitou osídlení i způsobem využívání krajiny. Např. povrchové odvodňovací systémy z přelomu 19. a 20. století nebo starší jsou sice velmi časté, nicméně jsou relativně mělké a z hlediska poškození rašelinišť méně významné. Velmi závažným problémem jsou naproti tomu sice lokální, ale hluboké a razantně provedené odvodňovací systémy z 60.–80. let minulého století (Obr. 2).

Výsledky průzkumu rovněž ukázaly, že odvodnění provedené v minulosti způsobilo významné degradační změny v ekologii i struk-

tuře postižených rašelinišť (Bufková et al. 2008) a negativně ovlivnilo jejich biodiverzitu, včetně lokálních populací vzácných a reliktních druhů. Tato zjištění byla pak hlavním impulsem pro zahájení dlouhodobého projektu „Revitalizace šumavských rašelinišť“, který je v území realizován již od roku 1999. Revitalizační program je od roku 2005 úzce propojen s projekty zaměřenými na výzkum a monitoring rašelinišť. Ve zjednodušené formě byl však monitoring rašelinišť, zaměřený na sledování hladiny podzemní vody a její základní chemismus, prováděn již od roku 1996.

Abiotické podmínky

Všechna revitalizovaná rašeliniště sledovaná v rámci detailního monitoringu se nachází v oblasti šumavských plání (cca 1000 m n. m.). Živiny chudé a kyselé geologické podloží je tvořeno hlavně pararulami s lokálním výskytem granitoidů. Průměrná roční teplota je 3,2 °C a roční úhrny srážek se pohybují v rozmezí 1200–1330 mm (Svobodová et al. 2002).



Obr. 1. Zablokované odvodňovací rýhy na vrchovišti čtyři roky po revitalizaci (Březnické slatě). (I. Bufková)



Obr. 2. Razantně odvodněné rašelinné smrčiny před revitalizací (Ztracená slat'). (I. Bufková)

Cíle

Hlavními cíli revitalizačního programu jsou především a) obnovení přirozených (resp. přirozenému stavu blízkých) hydrologických podmínek, b) podpora rašelinotvorné vegetace a rašelinotvorných procesů, c) zachování přirozené biodiverzity rašeliníšť a d) zapojení veřejnosti do záchrany rašeliníšť v území.

Obnovná opatření

Revitalizace odvodněných rašeliníšť vychází z konceptu cílové hladiny podzemní vody. Cílová hladina v tomto pojetí znamená úroveň hladiny podzemní vody, které by mělo být provedenými opatřeními dosaženo. Tato cílová hladina odpovídá úrovni podzemní vody na nenarušených rašeliníštích a pochopitelně je pro různé typy rašeliníšť odlišná.

Hlavní metodou revitalizace je pak zablokování odvodňovacích kanálů systémem dřevěných hrází (Obr. 1) a v následném kroku jejich částečné vyplnění přírodním materiálem. Hodnoty cílové hladiny vody a sklonu terénu jsou přitom 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 jsou pak především v hlubokých kanálech částečně (do 2/3 objemu) vyplněny rašelinou, větvi, hatěmi 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 rašelinných biotopů jsou veškerá opatření prováděna ručně bez použití těžké techniky.

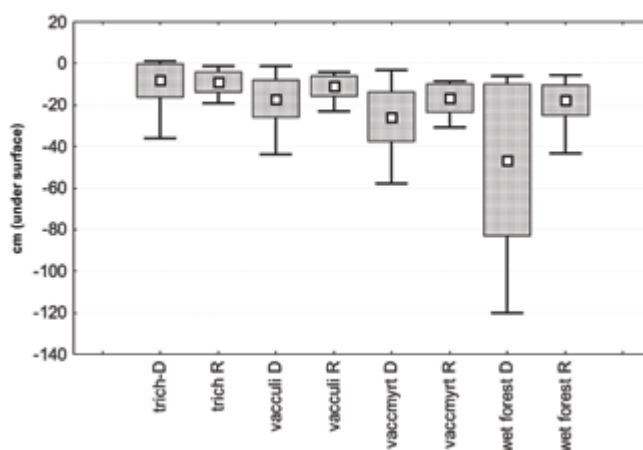
Všechna revitalizační opatření jsou chápána jako časově omezené příp. jednorázové zásahy (většinou po období 1–2 let), jejichž účelem je znovunastolení přirozených či přirozenému stavu blízkých podmínek. Po jejich provedení se předpokládá samovolný vývoj biotopu řízený samoregulací včetně autogenní sukcese rostlinného pokryvu zahrnující vývoj rašelinotvorné vegetace.

V návaznosti na revitalizace byly od roku 2005 sledovány rašelinné komplexy v různých stádiích poškození. Celkem bylo založeno 97 trvalých ploch pro sledování vegetace se sondami pro záznam hladiny podzemní vody. Hladina podzemní vody byla měřena manuálně ve všech sondách přibližně ve čtrnáctidenních intervalech. Automatický záznam hladiny podzemní vody pomocí piezometrů (s intervalem jedna hodina) byl registrován u 49 sond. Vzorky vody ze sond, odvodňovacích rýh, odtokových profilů a kontrolních toků byly odebírány měsíčně pro chemické analýzy (stanovení SO_4 , NO_3 , NH_4 , PO_4 , Ca, Mg, Al, Fe, pH, elektrické konduktivity a DOC (množství rozpuštěného uhlíku)). Odtok vody z odvodněných komplexů a množství srážek byly měřeny kontinuálně.

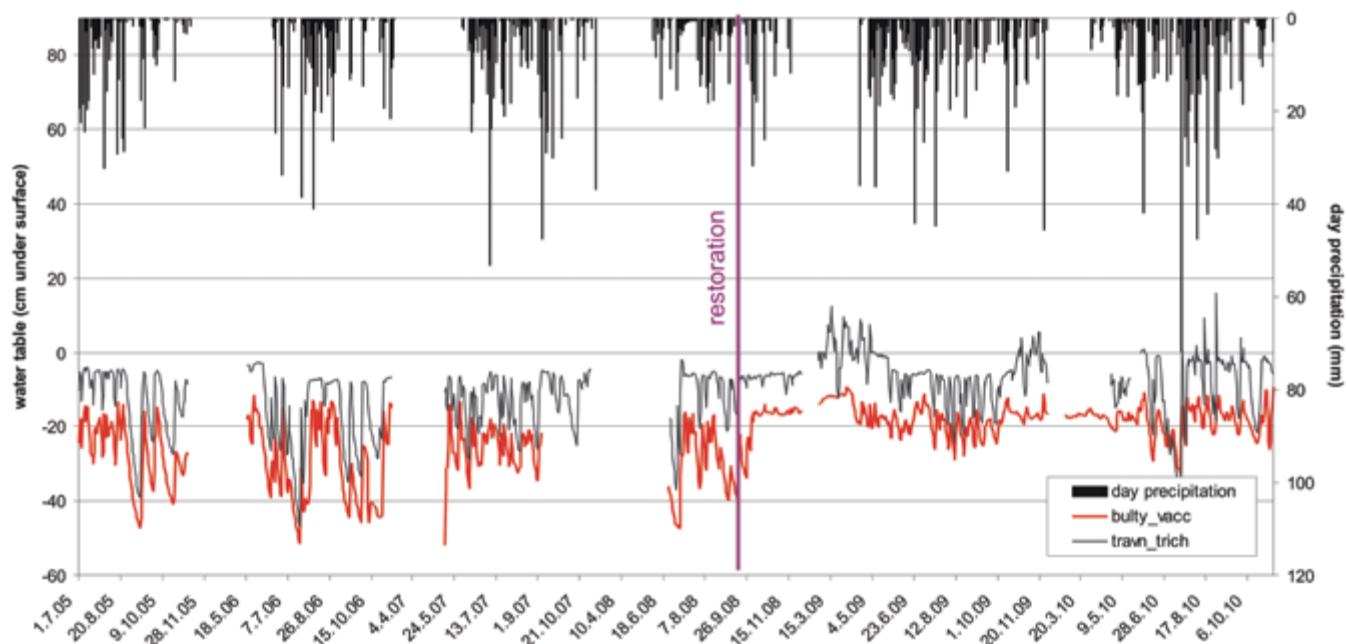


Obr. 3. Dobrovolníci pomáhají při revitalizaci rašeliníšť v NP Šumava (Vrchové slatě, 2010). (I. Bufková)

1994–1998	Inventarizace rašeliníšť na území NP Šumava včetně antropogenních vlivů (např. odvodnění) a hrubý odhad rozsahu degradačních změn.
1999	Zahájení programu „Revitalizace šumavských rašeliníšť“; realizace pilotního projektu „Revitalizace rašeliníště Kamerální slat“.
1995–2011	Zjednodušený monitoring (hladina podzemní vody, pH a konduktivita) dvou vybraných odvodněných vrchovišť, jejichž revitalizace byla provedena v roce 1999 a 2004.
2003	Aktualizace koncepce – koncept cílové hladiny podzemní vody.
2003–2010	Revitalizace 18 rašelinných komplexů.
2005–2007	Zahájen podrobný monitoring – 3leté období před zahájením revitalizace.
2008	Provedení revitalizace na dvou podrobně sledovaných lokalitách.
2009–2011	Podrobný monitoring – 3leté období po provedení revitalizace.



Obr. 4. Průměrná hladina podzemní vody u středně narušeného komplexu (lokalita Schachtenfilz) v období před a po revitalizaci. D – stav před revitalizací; R – stav po revitalizaci; trich – trávníky suchopýrku (*Trichophorum cespitosum*); vacculi – keříčková vegetace s vlochyňí (*Vaccinium uliginosum*) na vrchovišti; vaccmyrt – keříčková vegetace s vlochyňí a borůvkou (*Vaccinium uliginosum* a *V. myrtillus*) na vrchovišti (silně ovlivněná odvodněním); wet forest – podmáčené a rašelinné smrčiny.



Obr. 5. Kolísání hladiny vody před a po revitalizaci na středně narušeném otevřeném vrchovišti (lokalita Schachtenfilz). Období revitalizace je vyznačeno svislou fialovou linkou; day precipitation – denní srážky; bully_vacc – keříčková vegetace s dominantními druhy rodu *Vaccinium*; travn_trich – trávničky se suchopýrkem (*Trichophorum cespitosum*).

Výsledky

První výsledky ukazují, že revitalizace se příznivě projevila na vodním režimu středně narušeného komplexu (Schachtenfilz). Průměrná hladina podzemní vody se zvýšila a její kolísání bylo výrazně sníženo, zejména v porostech keříčkové vegetace na otevřeném vrchovišti a v lesním porostu rašelinných a podmáčených smrčín (Obr. 4). Hladina podzemní vody na vrchovišti pod trávničky se suchopýrkem trsnatým (*Trichophorum cespitosum*) se po revitalizaci držela na přibližně stejné úrovni, nicméně i její kolísání bylo utlumenno (Bufková et al. 2010). Poměrně rychlý vliv revitalizace na snížení amplitudy kolísání hladiny podzemní vody je dobře patrný z Obr. 5.

V případech hydrochemických změn po revitalizaci byly zjištěny rozdíly mezi jednotlivými sledovanými komplexy. Zjištěné výsledky nasvědčují tomu, že hydrochemické změny jsou po revitalizaci mnohem výraznější v lesních porostech rašelinných a podmáčených smrčín než na vrchovišti. Na těchto lesních stanovištích vzrostly bezprostředně po revitalizaci hodnoty konduktivity a koncentrace PO_4 , Al a Fe v podzemní vodě i povrchové vodě z odvodňovacích rýh. Na vrchovištích tyto hodnoty zůstaly téměř beze změny. Získaná data zatím reprezentují pouhé dva roky po revitalizaci, a ukazují tudíž jen bezprostřední odpověď ekosystému. Ta se přitom může od dlouhodobé reakce dosti výrazně lišit (Worrall et al. 2007). Je evidentní, že k pochopení ekologických změn vyvolaných revitalizačními zásahy je třeba výsledků dlouhodobého monitoringu.

Nové poznatky a perspektivy


Koncept cílové hladiny podzemní vody se zdá být vhodným rámcem pro revitalizaci rašelinných biotopů, a to zejména v případech, kdy se jedná o vrchoviště nebo rašeliniště na svažitém terénu. Při odhadu efektu revitalizace na hydrochemické složení vody odtékající z povodí je nezbytné zohledňovat také podíl různých typů revitalizovaných rašelinišť v daném povodí – zejména podíl ombro- a minerotrofních složek.

Veřejná podpora

Návštěvníci i obyvatelé NP Šumava se pravidelně účastní tzv. „Dnů pro rašeliniště“, které jsou pořádány již od roku 2008. Během těchto dnů lidé obvykle dopoledne pomáhají při práci na revitalizaci narušených rašelinišť a odpoledne s průvodcem navštíví nedotčená rašeliniště, kde mohou obdivovat jejich krásu i se poučit. Podobně jsou ve spolupráci s nevládními organizacemi organizovány i tzv. „Týdny pro rašeliniště“. Tímto způsobem se na záchraně šumavských odvodněných rašelinišť do současné doby podílelo již několik stovek dobrovolníků z celé ČR (Obr. 3).

Literatura

- Bufková I., Stíbal F. & Loskotová E. (2008): Ecology and restoration of drained mires in the Šumava National Park (Czech Republic). – In: Farrell C. & Feehan J. (eds), *After Wise Use – The Future of Peatlands*, Proceedings of the 13th International Peat Congress, Tullamore 2008, pp. 380–384, International Peat Society, Jyväskylä.
- 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.
- Schreiber H. (1924): *Moore des Böhmerwaldes und des deutschen Südböhmen*. – Verlag des Deutschen Moorvereins in der Tschechoslowakei, Sebastiansberg.
- Svobodová H., Soukupová L. & Reille M. (2002): Diversified development of mountain mires, Bohemian Forest, Central Europe, in the last 13,000 years. – *Quaternary International* 91: 123–135.
- Worrall F., Armstrong A. & Holden J. (2007): Short-term impact of peat drain-blocking on water colour, dissolved organic carbon concentration, and water table depth. – *Journal of Hydrology* 337: 315–325.

Lokalizace	 Šumava 48°54'45" N, 13°49'33" E; nadmořská výška 745 m
Ochranný status	NP, Biosférická rezervace UNESCO, EVL, Ramsarská lokalita (Šumavská rašeliniště)
Ekosystém	Degradované údolní vrchoviště (<i>Oxycocco-Sphagneteta</i>) původně s porosty borovice blatky (<i>Pinus rotundata</i>) a keříčkovými společenstvy s převládající vložyní (<i>Vaccinium uliginosum</i>)
Obnovená plocha	53 ha
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR, Správa NP a CHKO Šumava
Náklady	80 000 Kč/ha

Výchozí stav

Rašeliniště na Soumarském Mostě (80 ha) je součástí rozsáhlého komplexu rašelinišť v nivě horní Vltavy v oblasti tzv. Vltavského luhu. Původní vrchoviště bylo ve své centrální části porostlé typickým blatkovým borem s borovicí blatkou (*Pinus rotundata*), jak je patrné ze studie, kterou zpracoval Schreiber (1924). Na počátku 20. století bylo vrchoviště na ploše přibližně 15 ha poškozeno ruční těžbou rašeliny, tzv. borkováním. V letech 1959–1960 zde byl tehdejší Expertní skupinou pro výzkum půd proveden detailní průzkum včetně rašelinových profilů. Na základě této studie zde byla navržena průmyslová těžba rašeliny a to na ploše 75 ha s celkovou zásobou téměř 1 850 000 m³ rašeliny (Kolektiv 1960). Již v roce 1962, tedy záhy po ukončení průzkumných prací, bylo na velkých plochách započato s průmyslovou těžbou. Pouze při jihovýchodním okraji těžebních ploch zůstaly zachovány malé zbytky původního vrchoviště se silně pozměněnou vegetací blatkového boru. Těžba rašeliny byla ukončena Správou NP a CHKO Šumava v letech 1998–2000.



Obr. 1. Rašeliničkový koberec znovu vytvořený mezi trsy suchopýru pochvatého (*Eriophorum vaginatum*) na někdejší povrchu obnažené rašeliny (2011). (I. Bufková)

Abiotické podmínky

V období těsně po ukončení průmyslové těžby převažovaly na rašeliništi rozsáhlé plochy obnažené rašeliny silně odvodněné sítí otevřených povrchových kanálů. Na velké a otevřené odvodňovací kanály v centrální i obvodové části vrchoviště bylo napojeno velké množství menších bočních drenáží, které byly na řadě míst zatrubněny. Mocnost zbytkové vrstvy rašeliny po těžbě se pohybovala v rozmezí 0–3 m, na většině ploch však zůstala zachována jen cca 0,5 m silná vrstva – v průměru činila mocnost zbytkové rašeliny 0,8 m. Plochy obnažené rašeliny se vyznačovaly velmi nepříznivými mikroklimatickými podmínkami – zejména v důsledku extrémních teplotních rozdílů na povrchu a silného kolísání hladiny podzemní vody i vlhkosti rašeliny, které na řadě míst vedlo ke značnému vysušení. Díky této situaci byly nově kolonizující rostliny, a tedy i spontánní zarůstání odtěženého rašeliniště vegetací, silně omezeny. Pro území je udávána průměrná roční teplota 6,2 °C a roční úhrn srážek kolem 760 mm (Svobodová et al. 2002), celé údolí je však pod silným vlivem teplotní inverze a je pro něj typický vysoký podíl horizontálních srážek z častých mlh.

Cíle

Obnova vrchoviště téměř úplně zničeného průmyslovou těžbou rašeliny. Podpora mokřadních společenstev a rašelinotvorné vegetace s možností návratu reliktních vrchovištních druhů na vhodných místech s vysokou hladinou podzemní vody a nízkým obsahem živin.

Obnovná opatření

1995–1996	Jednání s vlastníky (Rašelina Soběslav, a.s.) o dalším využití a budoucnosti rašeliniště Soumarský Most.
1999	Převedení pozemků na rašeliništi z privátního do státního vlastnictví (Správa NP a CHKO Šumava).
1998–1999	Vyhloubení několika větších mělkých sníženin ve spolupráci s někdejšími vlastníky (Rašelina Soběslav, a.s.) a s využitím jejich těžební techniky.
1999	Definitivní ukončení těžby rašeliny.
2000	Zpracování projektové dokumentace.
2000	Převedení rašeliniště do soukromého vlastnictví města Volary na základě restitučního zákona, další jednání s novým vlastníkem o osudu rašeliniště.
2000–2004	Realizace revitalizačního projektu.
2000–2011	Monitoring vodního režimu a vegetace.

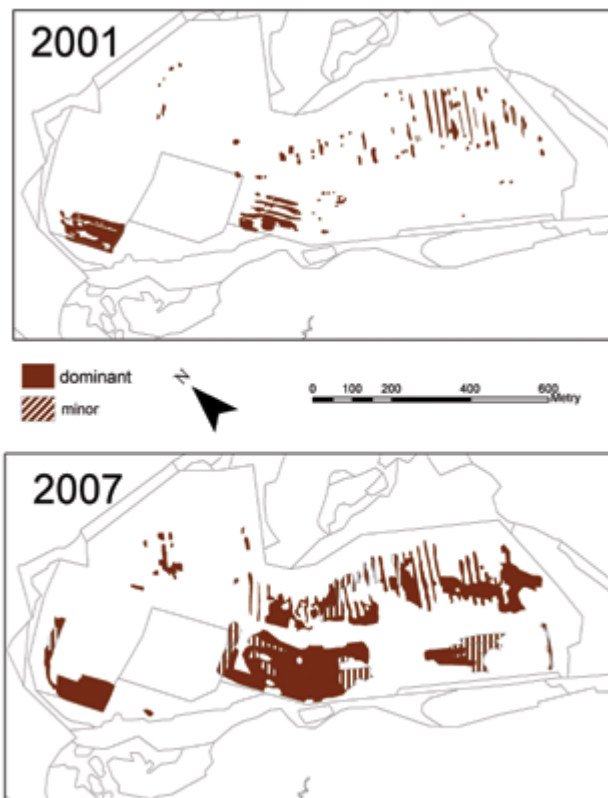


Obr. 2. Plochy obnažené rašeliny bezprostředně po ukončení těžby rašeliny v roce 2001. (Archiv JU České Budějovice)

Obnovná opatření na lokalitě byla založena na principu řízení sukcese. Nejprve bylo na plochách obnažené rašeliny vyhloubeno několik mělkých plochých sníženin a silně rozkolísaný vodní režim byl následně stabilizován zablokováním odvodňovacích rýh dřevěnými hrázemi (Obr. 5). Tím došlo na poměrně velkých plochách ke zlepšení vodního režimu a některé části vrchoviště byly dokonce mělce, nicméně trvale zaplaveny vodou (Obr. 4). Rašeliníky (*Sphagnum* spp.) byly jako klíčový prvek rašelinotvorných společenstev zpětně navraceny (reintrodukovány) hlavně do těchto mělkých sníženin. Plochy obnažené rašeliny byly pak pokryty mulčem z okolních minerotrofních ostricových rašeliníšť, aby bylo urychleno jejich znovuosídlení vhodnými cévnatými rostlinami. Na suchých místech byly prokáceny vybrané plochy s náletem dřevin, zejména břízy (*Betula pubescens*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*), s cílem snížit ztráty vody způsobené evapotranspirací.

Výsledky

Převládající složkou iniciální (výchozí) vegetace na vrchovišti bezprostředně po ukončení těžby rašeliny byly mokřadní druhy, které v té době rostly především na dně odvodňovacích příkopů – suchopýr úzkolistý (*Eriophorum angustifolium*), s. pochvatý (*E. vaginatum*), ostrice zobánkatá (*Carex rostrata*), bezkolenec modrý (*Molinia caerulea*) a sítina rozkladitá (*Juncus effusus*) (Zýval et al 2000). Tyto druhy se také staly hlavními pozdějšími kolonizátory ploch obnažené rašeliny, přičemž jejich rozdílné zastoupení v různých místech rašeliníště bylo pravděpodobně dáno rozdílnými vlhkostními a trofickými



Obr. 3. Plocha zarostlá dominantním suchopýrem pochvatým (*Eriophorum vaginatum*) se v průběhu let 2000 až 2007 zvětšila 10x (hnědá místa).

(obsah živin) podmínkami daného stanoviště. Proces další kolonizace rašeliníště ve smyslu jeho zarůstání vegetací byl pak velmi urychlen díky pokusným výsadbám ostrice zobánkaté a suchopýru úzkolistého v průběhu revitalizace. Hlavním faktorem, který usnadnil a podpořil úspěšnou regeneraci vrchovištní vegetace byla obnova vodního režimu. Hlavními faktory, které ovlivnily vegetaci v zaplavených částech, byly výška hladiny podzemní vody, mocnost zbytkové rašeliny a sukcesní stáří. Rozdíly v chemickém složení vody byly v případě zaplavených ploch malé a složení vegetace statisticky významně neovlivnily.

Suchopýr úzkolistý se zpočátku velmi úspěšně šířil jak na mokřích, tak na suchých partiích rašeliníště. Tento druh vytvářel typické kruhové polykormony, které usnadnily uchycení dalších druhů v jejich středu (Lanta 2008). Zvýšené zastoupení suchopýru úzkolistého na sušších místech tak bylo pouze dočasné v průběhu prvních pěti let po provedení revitalizačních opatření.

Tab. 1. Přechodová matice znázorňující vazby mezi cévnatými rostlinami na rašeliníšti v období 2000 (řádky) a 2007 (sloupce). Bare – obnažená rašelina; flooded – trvale zaplavené plochy bez vegetace; žlutě vyznačené buňky ukazují pravděpodobnost neměnného stavu, červené buňky ukazují pro každý druh v roce 2000 nejvyšší pravděpodobnost, že bude vystřídán jiným druhem v roce 2007.

	bare	<i>CalaEpig</i>	<i>Carx.spp</i>	<i>ErioAngu</i>	<i>ErioVagi</i>	flooded	<i>JuncEffu</i>	<i>MoliCaer</i>	<i>PhalArun</i>
bare	0,7088	0,0147	0,0159	0,0452	0,1081	0	0,0601	0,0473	0
<i>CalaEpig</i>	0,1528	0,3426	0,0463	0,0417	0	0,1042	0,2836	0,0289	0
<i>Carx.spp</i>	0,176	0,0035	0,1851	0,0871	0,2441	0,1347	0,0782	0,0912	0
<i>ErioAngu</i>	0,2073	0	0,0462	0,4608	0,1847	0,0418	0,0496	0,0096	0
<i>ErioVagi</i>	0,1489	0,0014	0,0349	0,0973	0,6016	0,0183	0,0088	0,0888	0
flooded	0	0,0009	0,1159	0,091	0,2344	0,4053	0,0751	0,0773	0
<i>JuncEffu</i>	0,2108	0,0309	0,0419	0,0153	0,1062	0,0498	0,4358	0,1093	0
<i>MoliCaer</i>	0,2176	0	0,0452	0,0304	0,1813	0,2155	0,0897	0,2203	0
<i>PhalArun</i>	0	0	0,75	0	0	0	0,2222	0,0278	0



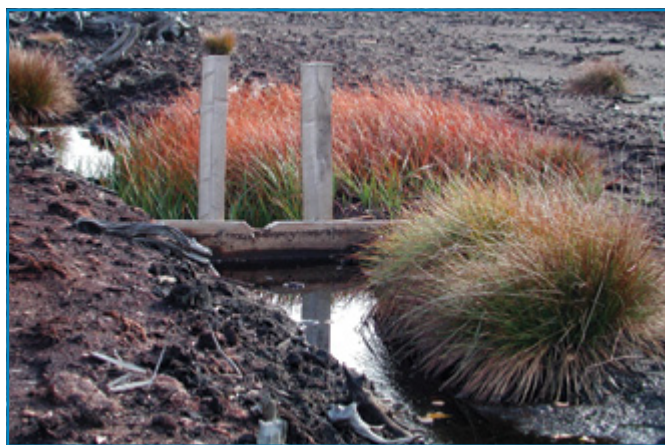
Obr. 4. Mělce zaplavená sniženina těsně po ukončení revitalizace (2004), v pozadí jsou patrné plochy obnažené rašeliny jen zčásti porostlé vegetací. (M. Bastl)

Hlavním jevem pozorovaným během vývoje vegetace po roce 2006 byla rychlá kolonizace obnažené rašeliny trsy suchopýru pochvatého (Obr. 1) (Horn 2009). Dosti podstatné změny v pokryvnosti tohoto druhu po revitalizaci (během let 2000–2007) jsou znázorněny na Obr. 3. Je velmi pravděpodobné, že zastoupení suchopýru pochvatého se v následujících obdobích také sníží a usnadní nástup dalších druhů.

Mělce zaplavené sniženiny a jejich okraje byly osídleny reintrodukovanými druhy rašeliníků – jednalo se zejména o druhy *Sphagnum fallax* a *S. cuspidatum*. Tato místa disponovala největším potenciálem pro uchycení rašelinotvorných společenstev a obnovu rašelinotvorných procesů (Obr. 6). Také celková plocha rašeliníkového koberce se na revitalizovaném rašeliníšti podstatně zvětšila. V roce 2002 byla celková pokryvnost rašeliníků odhadnuta na 1–2 %, v roce 2007 to však bylo již kolem 8 % (Horn, ined.).

Suché partie byly kolonizovány především dřevinami, jako např. břízou pýřitou (*Betula pubescens*) nebo borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) (Lanta & Hazuková 2005). Na zaplavených místech se však podíl dřevin výrazně snížil díky jejich spontánnímu odumření.

Vzájemné vazby mezi cévnatými rostlinami zaznamenanými v letech 2000 a 2007 po revitalizaci jsou patrné z přechodové matice v Tab. 1. Matice jasně ukazuje, že hlavním expandujícím druhem v období let 2000–2007 byl suchopýr pochvatý, který vykazoval vysokou úspěšnost při osídlování ploch obnažené rašeliny, ale i při nahrazová-



Obr. 5. Jednoduchá dřevěná hráz blokující menší boční odvodňovací kanál (2001). (M. Bastl)



Obr. 6. Suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*) a reintrodukované rašeliníky úspěšně se šířící v zaplavené sniženině o pět let později (2009). (M. Bastl)

ní jiných druhů (např. ostřic – *Carex* spp. – nebo suchopýru úzkolistého) na již obsazených plochách. Druhým velmi úspěšným kolonizátorem byla sítina rozkladitá, která obsazovala zejména plochy s menší mocností rašeliny (do 1 m).

Veřejná podpora

Řada revitalizačních opatření na lokalitě byla provedena ve spolupráci s dobrovolníky, zejména z řad studentů. Obnovené rašeliníště je také využíváno jako informační bod pro turisty v návaznosti na nedalekou nivu Vltavy. V současné době se na lokalitě buduje naučná stezka s vyhlídkovou věží.

Literatura

- Anonymus (1960): Detailní průzkum rašeliníště Soumarský Most. – Ms.; final report, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha 5 – Zbraslav.
- Horn P. (2009): Mire ecology in the Šumava Mountains. – Ms.; Ph.D. thesis, Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice.
- Lanta V. & Hazuková I. (2005): Growth response of downy birch (*Betula pubescens*) to moisture treatment at a cut-over peat bog in the Šumava Mts., Czech Republic. – *Annales Botanici Fennici* 47: 247–256.
- Lanta V., Janeček Š. & Doležal J. (2008): Radial growth and ring formation process in clonal plant *Eriophorum angustifolium* on post-mined peatland in the Šumava Mts., Czech Republic. – *Annales Botanici Fennici* 45: 44–54.
- Schreiber H. (1924): Moore des Böhmerwaldes und des deutschen Südböhmen. – Verlag des Deutschen Moorvereins in der Tschechoslowakei, Sebastiansberg.
- Svobodová H., Soukupová L. & Reille M. (2002): Diversified development of mountain mires, Bohemian Forest, Central Europe, in the last 13,000 years. – *Quaternary International* 91: 123–135.
- Zýval V., Lederer F., Bastl M. & Horn P. (2000): Soumarský most – projekt revitalizace rašeliníště. – Ms.; final report, Geovision s.r.o., Plzeň.



Místa narušená těžbou



Těžba nerostných surovin má v České republice dlouhou tradici jako důležitá součást národní ekonomiky. Ačkoli v nedávné době zaznamenala těžba určitý pokles, stále má na krajinu a přírodu významný dopad. Ekologická obnova by tudíž měla plně využívat velký potenciál míst narušených těžbou pro ochranu středoevropské biodiverzity. I různé další typy postindustriálních stanovišť, coby pozůstatky jiných průmyslových aktivit, se stále častěji stávají nedílnou součástí krajiny v mnoha oblastech České republiky. V této kapitole bereme v úvahu výrazně pozměněné lokality, jako jsou kamenolomy, výsypky a haldy, pískovny a šterkovny, těžebny kaolínu, strusko-popílková odkaliště, staré průmyslové areály (tzv. brownfields), železniční náspy a lemy silnic a dálnic.

Tradičně negativní pohled na takto postižená místa se u odborné veřejnosti rychle mění. Raně sukcesní stadia a rozmanitá stanoviště s extrémními abiotickými podmínkami a nízkou produktivitou, která jsou na člověkem pozměněných lokalitách běžná, často slouží jako náhradní stanoviště mnoha druhům, které z naší krajiny rychle mizí. Některé ze studií, dokazujících značný ochrannářský potenciál těchto míst, pocházejí z České republiky. Konkrétněji se týkaly výsypek po těžbě uhlí (Prach 1987, Hodačová & Prach 2003, Frouz et al. 2007, Tropek et al. 2012), vápencových kamenolomů (Beneš et al. 2003, Tropek et al. 2010), ostatních kamenolomů (Novák & Prach 2005, Tropek & Konvička 2008, Trnková et al. 2010), pískoven (Řehounek & Prach 2006, 2008, 2010), vytěžených rašelinišť (Bastl et al. 2009, Konvalinková & Prach 2010) nebo odkališť (Kovář 2004). Souhrnný přehled podává práce Řehounek et al. (2010). K dispozici máme i další, dosud nepublikovaná data z různých typů stanovišť a oblastí, která jsou využitelná při hodnocení významu jednotlivých lokalit pro ochranu přírody a při plánování jejich ekologické obnovy.

Hlavní typy těžebních a postindustriálních lokalit

Kamenolomy

Kamenolomy jsou ve většině oblastí České republiky poměrně hojné. Každoročně se u nás vytěží desítky milionů tun stavebního a dekoračního kamene ve více než 200 aktivních kamenolomech



Obr. 2. Příklad vedlejších produktů získávání energie z uhlí na Sokolovsku: v popředí popílkoviště z elektrárny Vřesová, v pozadí Smolnická výsypka, kde je uložena hlušina z uhelného nadloží. (O. Mudrák)

(Starý et al. 2008). Zvláště významné je dobývání vápence, které je soustředěno ve dvou hlavních vápencových oblastech České republiky, v Českém a Moravském krasu. Dnes je již dobře prokázáno, že kamenolomy (zejména vápencové) poskytují náhradní stanoviště se specifickými abiotickými podmínkami (zejména nedostatek živin), která mají velký význam pro ochranu středoevropské přírody. Tato stanoviště jsou pravidelně kolonizována řadou druhů rostlin i živočichů specializovaných na osluněné skalní výchozy, řídké stepní trávníky a lesostepi, včetně desítek kriticky ohrožených druhů (Novák & Prach 2005, Tropek et al. 2010).

Pískovny a šterkovny

Tyto těžebny jsou vzhledem k významu písku a šterku v různých průmyslových odvětvích a stavebnictví na většině území České republiky poměrně běžné. V současné době se těží v 90 aktivních dobývacích prostorech, zhruba stejný počet v současnosti neaktivních lokalit



Obr. 1. Přírodě blízká obnova podporuje zvýšení biodiverzity v Růženině lomu, Hády u Brna. (L. Tichý)

je registrován jako vhodný pro těžbu (Starý et al. 2008). Hlavním faktorem ovlivňujícím rozvoj přírodních společenstev ve šterkopískovnách je nedostatek živin. Především v závislosti na hloubce, do které je substrát vytěžen, a umístění lokality se vytvářejí ochránářsky cenná suchá nebo vlhká písčité stanoviště. Šterkopískovny, jako jedny z nejintenzivněji studovaných antropogenních stanovišť, poskytují náhradní stanoviště především druhům a společenstvům suchých i vlhkých píscin a oligotrofních mokřadů (Řehounková & Prach 2006, 2008).

Výsypky

Výsypky hlubiny po těžbě nerostných surovin jsou důležitou součástí krajiny některých oblastí České republiky, zejména Sokolovska a Mostecku, kde se těží hnědé uhlí v povrchových dolech. Hlubinná těžba uhlí významně ovlivnila zejména Ostravsko, Kladensko a Plzeňsko. Vedle těžby uhlí vznikaly výsypky ve větším rozsahu také během těžby uranu. Pomineme-li historickou těžbu, těžba a úprava ostatních nerostných surovin je na našem území dnes spíše vzácná. Výsypky, zvláště pokud nejsou zcela zarostlé lesem, poskytují díky pestré mozaice různých typů stanovišť cenná útočiště pro různé druhy rostlin i živočichů, které z naší krajiny postupně mizí (Prach 1987, Tropek et al. 2012 aj.).

Strusko-popílková odkaliště

Energetický průmysl České republiky je stále závislý především na spalování uhlí. Složiště vedlejších produktů (popílků a strusky), doprovázející prakticky každou elektrárnu, teplárnu i řadu větších továren, jsou proto v naší krajině poměrně častá (Kovář 2004, Kovář et al. 2011). Podrobněji jsou prostudovány negativní vlivy popílku, který může být z úložišť snadno uvolňován větrnou erózí, na životní prostředí a zdraví obyvatel (např. Borm 1997). Prakticky všechny dosud publikované studie tudíž považují rychlou technickou rekultivaci těchto lokalit za jedinou přípustnou možnost. Biodiverzita odkališť je však stále studována jen zřídka. Publikované studie jsou omezeny jen na rostliny (např. Ash et al. 1994, Vaňková & Kovář 2004), lišejníky (Palice & Soldán 2004) a houby (Kubátová et al. 2002). Živočiškové jsou dosud prakticky úplně opomíjeni. Výsledky několika dosud nepublikovaných pilotních studií však naznačují velký potenciál struskopopílkových odkališť jakožto náhradních stanovišť pro rychle vymírající psamofilní bezobratlé (Tropek et al., ined.). Tato stanoviště jsou však z tohoto hlediska stále málo prozkoumaná a další komplexní výzkum beroucí v úvahu rizika pro lidské zdraví i význam pro ochranu biodiverzity je nezbytný.

Obnova těžebních a postindustriálních lokalit

Vzhledem k relativně vysokému počtu i velké rozloze míst poznamenaných těžbou a jinou průmyslovou činností (v současné době i v budoucnosti) a k jejich značnému ochránářskému významu je nezbytné při jejich obnově co nejvíce využívat jejich potenciál (Pyšek et al. 2001, Young et al. 2005, Řehounek et al. 2010). Proto by všechny rekultivační projekty měly být založeny na vědeckých podkladech a pečlivém zhodnocení každé konkrétní lokality.

Kromě významu pro ochranu přírody by měl každý projekt obnovy zvážit i všechny ostatní veřejné zájmy. Mezi nejdůležitější patří zamezení erozi a znečištění okolního prostředí, využití k rekreačním aktivitám a estetické začlenění místa do okolí. Nicméně tam, kde tyto zájmy jednoznačně nepřevažují nad zájmy ochrany přírody, by měla být ochrana biodiverzity hlavním cílem každého projektu.

V současné praxi obnovy narušených míst jsou uplatňovány tři hlavní přístupy (sensu Prach & Hobbs 2008, Tropek et al. 2012). (1) Technická rekultivace, jež obvykle sestává ze zavezení lokality ornici, osetí travino-bylinnými směsmi a/nebo výsadby stromků. Tento pří-



Obr. 3. Výhodou pískoven pro ochranu přírody je velká heterogenita biotopů (PP Pískovna u Dračice na Třeboňsku). (J. Řehounek)

stup v České republice stále zcela převažuje. (2) Spontánní sukcese je cíleně využívána jen výjimečně. Drtivá většina lokalit se spontánně vyvíjí ze zcela jiných důvodů, jako je plánované pokračování v těžbě či nedostatek financí nebo jiných prostředků. (3) Řízená sukcese, při níž jsou přírodní procesy aktivně směřovány k rozvoji ochránářsky cenných společenstev, je také využívána jen zřídka. Nejčastějšími zásahy jsou například výsevy nebo výsadba cílových druhů rostlin (včetně transferů z ohrožených míst), aktivní potlačování sukcese nebo potlačování invazních rostlin (Tichý 2006, Rydgren et al. 2010, Novák & Prach 2010).

Technická rekultivace

Cílem technických rekultivací je znovunavrácení krajiny ke způsobu využívání, v jakém byla před těžbou nebo k jejímu ekonomickému či estetickému rozvoji. Vytěžené jámy jsou nejčastěji uměle zatopeny a jsou tak vytvářena antropogenní jezera, což je veřejností obvykle oceňováno. Cílem dalších běžně používaných postupů je vytvoření hospodářského lesa (ačkoli je takový les formálně považován za ochranný, čili bez ekonomických zájmů), zemědělské půdy nebo parků a jiných rekreačních a sportovních ploch. Česká legislativa významně podporuje zachování zemědělské půdy a lesů, proto je jejich obnova velmi často přímo vyžadována úřady i tam, kde je to problematické nebo zbytečné. Ochrana biodiverzity je stále spíše opomíjena.

Technická rekultivace obvykle nastupuje po několikaleté stabilizaci substrátu. Nejprve je přemodelován povrch, jsou odstraněny všechny terénní nerovnosti a celá lokalita je zavezena ornici. Pokud je cílem obnovy hospodářský les, jsou v hustých a pravidelných řadách vysázeny stromky pocházející obvykle z jiných oblastí. Poměrně často jsou vysazovány nepůvodní druhy, někdy dokonce i invazní druhy.

Tyto postupy bohužel prakticky vždy zničí všechna cenná stanoviště a vyhubí vzácné a ohrožené druhy, což je v rozporu s platnou le-



Obr. 4. Samice okáče metlicového (*Hipparchia semele*) kladou vajíčka na téměř holé plochy, kde se housenky vyvíjejí na poškozených trsech trav. Samci hlídají svá teritoria ze soliterních stromů, keřů nebo betonových struktur. Dospělci obou pohlaví se krmí nektarem na rudérálních plochách a během špatného počasí se skrývají v husté vegetaci a v dřevinách. (M. Hrouzek)



Obr. 5. Samovolně vzniklá mozaika raných sukcesních stanovišť na odkališti Tušimice je zásadní pro jednu z nejsilnějších populací (okolo 2000 jedinců) okáče metlicového v České republice. (Archiv Hutur, o.s.)

gislativou. Kromě toho je ekonomický význam nově vytvořených luk, orné půdy nebo lesa ve většině případů malý a nepodstatný.

Technická rekultivace je také značně finančně náročná. Například náklady na rekultivaci výsypek po těžbě hnědého uhlí dosahují až 2 milionů Kč/ha na Mostecku, a 0,5 milionu Kč/ha na Sokolovsku. V současné době je na Sokolovsku asi 2000 ha již zrekultivováno a dalších 3000 ha se pro rekultivaci plánuje. K tomu bude třeba zhruba 1,5 miliardy Kč, v mnoha případech jde o zbytečné náklady, které by mohly být použity pro jiné způsoby obnovy přírodní hodnoty krajiny v těžebních oblastech.

Spontánní sukcese

Některé těžební a postindustriální lokality nebyly z různých příčin aktivně zrekultivovány, což nám poskytlo unikátní příležitost ke studiu přírodních procesů a spontánní sukcese. Během těžby, sypaní výsypek nebo jiné průmyslové činnosti je postižená lokalita obvykle zcela přetvořena. Vzniklý povrch je většinou velmi rozrůzněný s různorodými abiotickými podmínkami, což je nejlepším předpokladem pro vytvoření bohaté mozaiky stanovišť. V terénních depresích se hromadí voda a formují se málo úživné mokřady a drobné tůně. Vyvýšená místa jsou naopak často velmi suchá, což vede k formování dlouhodobě přetrvávajících řídkých suchých trávníků. Existence rozmanitých maloplošných stanovišť mezi těmito dvěma extrémy poskytuje prostředí pro různé druhy s odlišnými strategiemi a pro jejich společenstva.

Ze stovek studovaných postindustriálních ploch je dostatečně dobře doloženo, že přírodní procesy jsou v téměř všech případech obnovy člověkem silně narušených míst dostatečně efektivní (Prach

et al. 2011). Přírodě blízká stanoviště se v závislosti na místních podmínkách zformují během několika let až desetiletí. Ve většině případů spontánně vznikne přírodě blízký různorodý řídký les. Na části postindustriálních území dlouhodobě přetrvávají blokové rané sukcesní biotopy, například oligotrofní mokřady, řídké stepní trávníky nebo otevřená písčité stanoviště. A právě tato bezlesí jsou v drtivé většině případů osidlována ohroženými a vymírajícími druhy a jsou tak pro ochranu středoevropské přírody nejvýznamnější.

Technické rekultivace vs. spontánní sukcese

Existence jak technicky rekultivovaných, tak spontánně se vyvíjejících antropogenních stanovišť nám umožnila srovnávání obou postupů z hlediska výskytu různých skupin organismů a jejich společenstev. Nejprostudovanější jsou technicky rekultivované a spontánně zarůstající výsypky po těžbě hnědého uhlí, a to z hlediska rostlin na Mostecku (Hodačová & Prach 2003) a rostlin a bezobratlých na Sokolovsku (Holec & Frouz 2005, Frouz et al. 2007, Mudrák et al. 2010). Ve vápencových lomech v Českém krasu (Tropek et al. 2010) a na haldách po těžbě černého uhlí na Kladensku (Tropek et al. 2012) byly oba nejběžnější způsoby obnovy srovnávány z hlediska rostlin a několika skupin bezobratlých živočichů. Ve všech uvedených případech bylo zjištěno, že na spontánně vyvinutých stanovištích se vytvářejí velmi cenná přírodní společenstva s mnoha ohroženými druhy. Technické rekultivace však tento ochranný potenciál spolehlivě ničí a rekultivované plochy jsou téměř výhradně kolonizovány pouze nejběžnějšími druhy bez specifických nároků na prostředí. Kromě toho rekultivované plochy překryté úrodným substrátem podporují šíření některých invazních a expanzivních druhů (např. Hodačová & Prach 2003). Stejně výsledky máme i z několika dosud nepublikovaných studií různých skupin organismů na odlišných postindustriálních místech, jako vážek na hnědouhelných výsypkách (Tichánek & Harabiš, ined.), žahadlových blanokřídlých na strusko-popílkových odkalištích (Tropek et al., ined.) a rostlin v pískovnách (Schmidtmaierová, ined.).

I přes tyto argumenty a snahu vědců, nevládních organizací i některých těžebních společností však v běžné praxi stále drtivě převládají technické rekultivace (Prach et al. 2011). Přímou nabídkou vzájemně úzce souvisejících vysvětlení (viz Tropek et al. 2010, Tropek & Konvička 2011). První z nich je založeno na dlouho přetrvávající, ale již překonané, snaze docílit obnovou stabilních ekosystémů (podle tzv. paradigmatu stability, sensu Wallington et al. 2005). To vede k upřednostňování tvorby půdy, zabránění erozi a zajištění koloběhu živin a akumulace vody. Toto zastaralé paradigma považuje disturbance za nežádoucí a nepřírozené jevy a obnaženou půdu za nevhodné a nepřírodní prostředí. Dalším důvodem je někdy dobře míněná snaha razantně napravit člověkem poškozené lokality, která stále přežívá zvláště u technicky orientované odborné i laické veřejnosti. Z krajiny jsou kvůli špatnému svědomí tato místa co možná nejrychleji odstraňována, což však vede ke vzniku běžných a přírodně zcela bezcenných stanovišť, jakými jsou husté hospodářské lesy, produkční chudé louky nebo orná půda. Dost často jde o plnění starých podmínek kdysi uložených při povolení těžby. V neposlední řadě bývají technické rekultivace ekonomicky výhodné pro rekultivační firmy, jež jsou často dceřinnými společnostmi nebo partnery těžebních společností.

Řízená sukcese a management po ukončení těžby

Jako nejlepší řešení v drtivé většině těžebních a postindustriálních lokalit vidíme přírodě blízkou obnovu, která kombinuje přírodní procesy na většině ploch doplněné technickými zásahy v částech, kde převažují jiné veřejné zájmy, např. zabránění erozi nebo unikům toxických látek, či využití k rekreačním a sportovním aktivitám (Prach

& Hobbs 2008, Tropek & Konvička 2011). V řadě případů je žádoucí aktivně směřovat vývoj k ochranně cenným stanovištím. Pro zachování a podporu ochranného potenciálu antropogenních stanovišť je také v drtivé většině případů nezbytné zablokovat sukcesi nebo ji navrátit zpět do ranějších stádií aktivním narušováním na části obnovované plochy. Stanoviště s řídkým vegetačním krytem jsou totiž obvykle z hlediska ochrany biodiverzity, zejména živočichů (hmyzu a dalších bezobratlých, obojživelníků a ptáků), nejednodušší. V ideálním případě by měly projekty obnovy narušených míst cíleně zahrnovat vytváření cenných biotopů již během těžby, například tvorbou různorodého povrchu s vlhkými depresiemi i suchými vyvýšeninami. Vhodné je také zachování přirozených společenstev v blízkém okolí, ze kterých se později mohou různé druhy organismů šířit. Jakémukoliv vážné myšlenému projektu obnovy musí také samozřejmě předcházet důkladné biologické zhodnocení.

Závěry

Jestliže těžbou nebo jinou průmyslovou činností není zničena nebo poškozena žádná přírodní, historicky nebo esteticky hodnotná lokalita, může mít tato aktivita velmi často pozitivní dopady na ochranu středoevropské přírody. Toho lze však dosáhnout pouze za jistých okolností. Měl by být vytvořen a následně udržován různorodý povrch, musí být zachován nízký obsah živin a mozaika různě starých sukcesních stádií. Až na výjimky uvedené výše by také neměly být používány razantní technické rekultivace. Pokud se budeme držet těchto principů, neztratíme unikátní příležitosti na zvýšení přírodních hodnot naší krajiny.

Poděkování

Děkujeme mnoha kolegům, studentům a přátelům za nikdy nekončící plodné diskuse o postindustriálních lokalitách a jejich obnově. Náš výzkum byl podporován z prostředků GAČR (P504/12/2525, 206/08/H044, P505/11/0256) a MŠMT (MSM 6007665801 a LC06073). Text do české verze přeložila Lenka Schmidtmayerová.

Literatura

- Ash H.J., Gemmell R.P. & Bradshaw A.D. (1994): The introduction of native plant species on industrial waste heaps: a test of immigration and other factors affecting primary succession. – *Journal of Applied Ecology* 31: 74–84.
- Bastl M., Štechová T. & Prach K. (2009): The effect of disturbance on the vegetation of peat bogs with *Pinus rotundata* in the Třeboň Basin, Czech Republic. – *Preslia* 81: 105–117.
- Beneš J., Kepka P. & Konvička M. (2003): Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. – *Conservation Biology* 17: 1058–1069.
- Borm P.J.A. (1997): Toxicity and occupational health hazards of coal fly ash (CFA). A review of data and comparison to coal mine dust. – *Annals of Occupational Hygiene* 6: 659–676.
- Frouz J., Prach K., Pižl V., Háněl L., Starý J., Tajovský K., Materna J., Balík V., Kalčík J. & Řehounek K. (2008): Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. – *European Journal of Soil Biology* 44: 109–122.




Obr. 6. Houbův lom v Českém krasu je biotopem mnoha ohrožených druhů. (J. Řehounek)



Obr. 7. Spontánně obnovený kamenolom na Šumavě, přibližně 50 let po ukončení těžby. Vyskytuje se zde prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*) a další vzácné druhy. (K. Prach)

- Hodačová D. & Prach K. (2003): Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. – *Restoration Ecology* 11: 385–391.
- 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.
- Konvalinková P. & Prach K. (2010): Spontaneous succession of vegetation in mined peatlands: a multi-site study. – *Preslia* 82: 423–435.
- 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.
- Kubátová A., Prášil K. & Váňová M. (2002): Diversity of soil microscopic fungi on abandoned industrial deposits. – *Cryptogamie Mycologie* 23: 205–219.
- Mudrák O., Frouz J. & Velichová V. (2010): Understory vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. – *Ecological Engineering* 36: 783–790.
- Novák J. & Prach K. (2003): Vegetation succession in basalt quarries: pattern over a landscape scale. – *Applied Vegetation Science* 6: 111–116.
- Novák J. & Prach K. (2010): Artificial sowing of endangered dry grassland species into disused basalt quarries. – *Flora* 205: 179–183.
- 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.
- Prach K. (1987): Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 22: 339–354.
- Prach K. & Hobbs R.J. (2008): Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. – *Restoration Ecology* 16: 363–366.
- Prach K. & Pyšek P. (2001): Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. – *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- Prach K., Řehounková K., Řehounek J. & Konvalinková P. (2011): Ecological restoration of central European mining sites: a summary of a multi-site analysis. – *Landscape Research* 36: 263–268.
- Pyšek P., Prach K., Joyce C.B., Mucina L., Rapson G.L. & Müllerová J. (2001): The role of vegetation succession in ecosystem restoration. – *Applied Vegetation Science* 4: 3–4.
- Řehounek J., Řehounková K. & Prach K. (eds) (2010): *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi* (Ecological restoration of sites disturbed by mining and industrial deposits). – Calla, České Budějovice.
- Řehounková K. & Prach K. (2006): Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: role of local site and landscape factors. – *Journal of Vegetation Science* 17: 583–590.
- Řehounková K. & Prach K. (2008): Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: a potential for restoration. – *Restoration Ecology* 16: 305–312.
- Řehounková K. & Prach K. (2010): Life-history traits and habitat preferences of colonizing plant species in long-term spontaneous succession in abandoned gravel-sand pits. – *Basic and Applied Ecology* 11: 45–53.
- Rydgren K., Nordbakken J.F., Austad I., Auestad I. & Heegaard E. (2010): Recreating semi-natural grasslands: a comparison of four methods. – *Ecological Engineering* 36: 1672–1679.
- Starý J., Kavina P., Vaněček M., Sitenský I., Kotková J. & Nekutová T. (2008): *Surovinové zdroje České republiky. Nerostné suroviny, stav 2007*. – Česká geologická služba – Geofond, Praha.
- Tichý L. (2006): Diverzita vápencových lomů a možnosti jejich rekultivace s využitím přirozené sukcese na příkladu Růženina lomu. – *Zprávy České Botanické Společnosti, Materiály* 21: 89–103.
- Trnková R., Řehounková K. & Prach K. (2010): Spontaneous succession of vegetation on acidic bedrock in quarries in the Czech Republic. – *Preslia* 82: 333–343.
- Tropek R., Kadlec T., Hejda M., Kočárek P., Skuhrovec J., Malenovský I., Vodka S., Spitzer L., Baňář P. & Konvička M. (2012): Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. – *Ecological Engineering* 43: 13–18.
- Tropek R., Kadlec T., Karešová P., Spitzer L., Kočárek P., Malenovský P., Baňář P., Tuf I.H., Hejda M. & Konvička M. (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. – *Journal of Applied Ecology* 47: 139–147.
- Tropek R. & Konvička M. (2008): Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blanský les Mts., Czech Republic. – *Land Degradation and Development* 19: 104–114.
- Tropek R. & Konvička M. (2011): Should restoration damage rare biotopes? – *Biological Conservation* 144: 1299.
- Vaňková J. & Kovář P. (2004): Plant species diversity in the biotopes of unreclaimed industrial deposits as artificial islands in the landscape. – In: Kovář P. (ed.), *Natural recovery of human-made deposits in landscape. Biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems*, pp. 30–45, Academia, Praha.
- Wallington T.J., Hobbs R.J. & Moore S.A. (2005): Implications of current ecological thinking for biodiversity conservation: A review of the salient issues. – *Ecology and Society* 10: 15.
- Young T.P., Petersen D.A. & Clary J.J. (2005): The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. – *Ecology Letters* 8: 662–673.

Lokalizace	 51 vybraných pískoven v celé ČR (nadmořská výška 170–540 m n. m.), 18 pískoven s managementovými zásahy v jižních Čechách (49°8'–49°15' N, 13°54'–15°0'; nadmořská výška 400–500 m n. m)
Ochranný status	MZCHÚ (9), EVL (10), přechodně chráněné plochy (4)
Ekosystém	Různě stará sukcesní stadia od 1 roku do 75 let, od suchých míst až po litorální pásma (vodní plochy nebyly předmětem managementu ani detailního průzkumu); z ochrannářsky významných stanovišť se vyskytují hlavně písčiny, suché trávníky, oligotrofní mokřady; rekultivované plochy lesnických, zemědělských a hydričských rekultivací
Obnovená plocha	18 pískoven a štěrkopískoven od 0,05 do 6 ha
Finanční podpora	Rekultivace od těžebních firem, následný management ze státních (krajinotvorné programy MŽP ČR), firemních (EOG – AfC, Telefónica O2) i nadačních grantů (NROS, Nadace Partnerství aj.) a z příspěvků jednotlivých dárců v projektu „Adoptujte břehuli!“ prostřednictvím OS Calla Hamerský potok
Náklady	Ekologická obnova těžebních prostorů – 10 až 50 tisíc Kč/ha, technicky pojaté rekultivace zemědělského či lesnického typu – 500 tisíc až 1 milion korun/ha, obnova hnízdních stěn pro břehule – 8–15 tisíc korun na obnovu 1 hnízdní stěny

Výchozí stav

Pískovny v řadě oblastí České republiky formují na rozsáhlých plochách krajinný ráz. V mnoha případech těžba písku vytváří zcela nový typ krajiny, často s velkými vodními plochami nebo nápadnými vysokými stěnami. Kromě toho mají pískovny velký potenciál pro ochranu přírody, protože poskytují náhradní stanoviště řadě ohrožených druhů. Jedná se především o druhy vázané na raná sukcesní stadia, např. písčiny, nezapojené suché trávníky nebo oligotrofní mokřady. Typickým příkladem takového druhu je břehule říční (*Riparia riparia*), jejíž populace v jižních Čechách poklesla mezi lety 1999–2009 z téměř 5000 na zhruba 2000 párů (Heneberg 2009).

Abiotické podmínky

Písky a štěrkopísky vznikaly v České republice obvykle říční, jezerní či mořskou sedimentací, případně i činností větru (tzv. váté písky). Nejčastější jsou ložiska štěrkopísků naplavená řekami ve čtvrtohorech, méně často jsou zastoupena také ložiska třetihorní a druhohorní. Těžba v pískovnách urychluje některé geomorfologické procesy (např. vodní erozi či svahové pochody) a obnažuje významné geologické a geomorfologické fenomény hodné ochrany. Půdotvorný proces probíhá na obnaženém substrátu od samého počátku a je pomalý. Právě tento fakt umožňuje dlouhodobé zachování oligotrofních podmínek v půdě i vodě, pokud ovšem nedojde k naprosto nevhodnému navedení organického materiálu do pískovny.



Obr. 1. Pískovna Cep I na Třeboňsku ponechaná spontánní sukcesí. (J. Řehounek)

Cíle

Udržení či zvýšení biodiverzity na cenných posttěžebních plochách, obnova a ochrana stanovišť pro ohrožené druhy a stabilizace jejich populací, využití těžebních prostorů pro zachování ohrožených společenstev, územní ochrana cenných lokalit (chráněných území, přechodně chráněných ploch nebo významných krajinných prvků).

Obnovná opatření

2002–2004	Výzkum spontánní sukcese na 36 vybraných pískovnách v celé ČR (Řehounek & Prach 2006, 2008).
2005	Mapování cca 110 lokalit v jižních Čechách, výběr lokalit s podílem spontánní sukcese a potenciálem pro ochranu přírody, především pro managementové zásahy.
2005	Managementové zásahy ve prospěch břehulí říčních a blanokřídlého hmyzu na vybraných 11 lokalitách, hlavně vytváření a obnova kolmých stěn (opakovaně po roce či dvou), mozaikovitý management raně sukcesních stanovišť (včetně strhávání drnu), vyřezávání náletových dřevin.
2009	Managementové zásahy s tvorbou oligotrofních tůň a mokřadů na vybraných 8 lokalitách.
2005–2011	Monitoring výskytu břehulí na 11 lokalitách (Heneberg 2009).
2010–2011	Monitoring managementových zásahů z hlediska jejich vlivu na obojživelníky a bezobratlé, především žahadlové blanokřídlé, pavouky a vodní brouky (Boukal 2010, Heneberg 2010, 2011), návrhy na ochranu nejceněnějších lokalit.



Obr. 2. PP Pískovna u Dračice, Třeboňsko. (J. Řehounek)

Managementová opatření

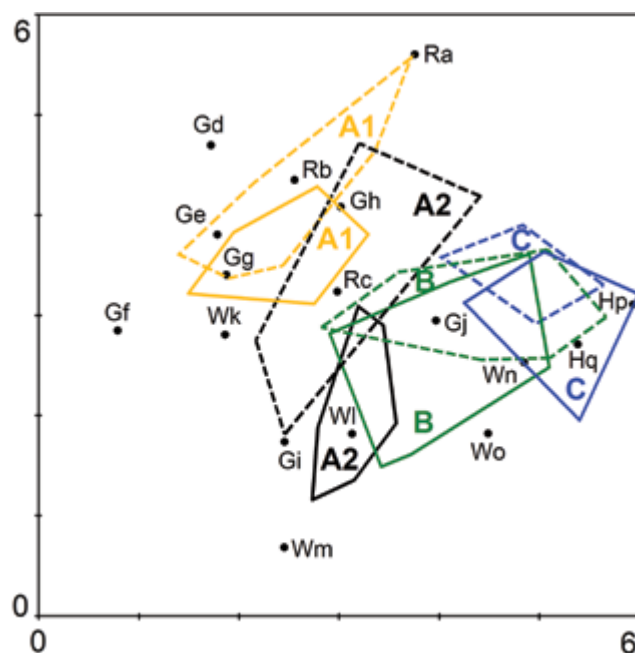
- Vytváření a obnova hnízdních stěn pro břehule a další živočichy.
- Mozaikovitá obnova písčin strháváním drnu a pohybem těžké techniky.
- Vytváření a obnova oligotrofních tůň a menších mokřadů.
- Prořezávání náletu na cenných otevřených lokalitách.

Výsledky

Na vybraných 36 pískovnách situovaných po celé ČR bylo v 224 fytocenologických snímcích zaznamenáno 462 cévnatých druhů rostlin, tj. 16 % české flóry. Téměř 10 % ze zaznamenaných druhů patří do českého červeného seznamu (z toho dva kriticky ohrožené druhy – přeslička různobarvá (*Equisetum variegatum*) a chruplavlík rolní (*Polycnemon arvense*).

Ordinační analýzy prokázaly, že výška hladiny podzemní vody byla nejvýznamnějším stanovištním faktorem ovlivňujícím průběh spontánní sukcese vegetace. Signifikantní vliv na sukcesi byl prokázán také u půdní textury, pH, makroklimatu, přítomnosti některých polo-přirozených společenstev a půdního pokryvu v širším okolí pískovny.

Výzkumy přesvědčivě dokázaly, že potenciál ekologické obnovy v pískovnách je obrovský, z větší části se však nevyužívá. Kombinace spontánní a řízené sukcese s managementovými zásahy, které zvyšují mozaikovitost stanovišť, vede k vytvoření přírodě blízkých lokalit s výskytem řady ohrožených druhů. Vývoj směřuje obvykle různě rychle k některému typu lesního porostu, jehož druhové složení závisí především na nabídce diaspor v okolí a lokálních stanovištních



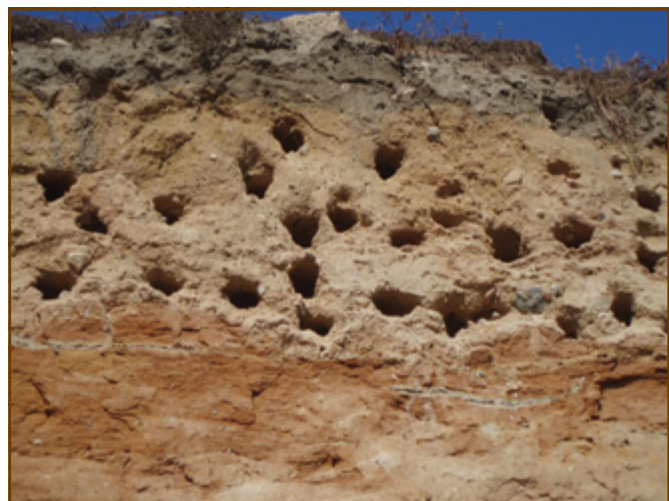
Obr. 3. DCA ordinace skupin druhů a snímků. Polygony ohraničují vegetační snímky iniciálních (1–3 roky, čárkovaná čára) a starých (> 41 let, plná čára) stadií jednotlivých sérií. **Série:** A1 – suchá v nížinách, A2 – suchá na vysočinách, B – vlhká, C – litorální. **Luční porosty:** Gd – otevřené trávníky s bylinami na mělkých půdách, Ge – uzavřené suché trávníky, Gf – suché trávníky s křovinami, Gg – písčiny s paličkovcem šedavým (*Corynephorus canescens*), Gh – mezické louky, Gi – smilkové louky vřesoviště, Gj – vlhké louky. **Lesní porosty:** Wk – porosty akátu, Wl – jehličnaté lesy, Wm – širokolisté listnaté lesy, Wn – olšové porosty a olšovo-topolové lesy, Wo – olšové a topolové křoviny. **Mokřady:** Hp – jednoletá vegetace vlhkých eutrofních půd, Hq – rákosové a orobincové porosty. **Ruderální vegetace:** Ra – s převahou jednoletých druhů, Rb – s převahou vytrvalých druhů na sušších místech, Rc – s převahou vytrvalých druhů mezických a vlhkých stanovišť.

podmínkách (Obr. 3). Na vlhčích stanovištích převažují po zhruba 25 letech vrbové nebo olšové porosty, na sušších listnaté porosty zejména s břízou bělokorou (*Betula pendula*), borovicí lesní (*Pinus sylvestris*), dubem letním (*Quercus robur*) a jeřábem ptačím (*Sorbus aucuparia*). Pouze v suchých pískovných nejteplejších oblastech ČR velmi dlouho vytrvávají zajímavá stadia lesostepního typu. V mělkých litorálech vznikají porosty rákosu, orobince a vysokých ostřic.

Obnova hnízdních stěn pro břehule se ukázala jako velmi efektivní nástroj jejich ochrany. Např. v roce 2009 hnízdila ve stěnách cíleně upravených v rámci managementu celá 52 % jihočeské populace břehulí a díky těmto úpravám se podařilo zastavit její hluboký pokles (Heneberg 2009). Navíc bylo zjištěno, že management břehulích stěn vytváří vhodné podmínky i pro další ohrožené živočichy, především blanokřídlý hmyz (Heneberg 2010). Přínos mozaikovitého managementu byl prokázán i pro pavouky (Heneberg 2011) a v ochraně bezobratlých na postindustriálních stanovištích se bezpochyby jedná o prioritu (Tropek a Řehounek 2012).

Nové poznatky a perspektivy

Spontánní sukcese a další formy ekologické obnovy se v českých pískovných sice používají, jde však dosud spíše o výjimečné projekty nemající oporu v platné zastaralé legislativě ani zažitých postupech řady úřadů státní správy. Naše výzkumy přitom jasně prokázaly, že



Obr. 4. Stěna s hnízdy břehulí říčních v pískovně Lžín, přechodně chráněná plocha na Soběslavsku. (T. Doanová)



Obr. 5. Břehule říční (*Riparia riparia*) u hnízdní nory. (J. Ševčík)

se jedná o levnou a k přírodě šetrnou alternativu k technicky pojatým rekultivacím, které dosud v České republice převažují a obvykle přinášejí pokles krajinné heterogenity i biodiverzity, včetně likvidace stanovišť chráněných a ohrožených druhů. Řadíme k nim rekultivace lesnické (nejčastěji borové monokultury), zemědělské (pole, louky, pastviny) nebo hydrické (rozsáhlé vodní plochy v zatopených pískovných).

Managementové zásahy obvykle sukcesí brzdí nebo ji vracejí na začátek. Druhy vázané na písčiny či oligotrofní mokřady reagují na zásahy velice dobře. U nově vytvořených tůň záleží především na jejich parametrech. Aby nevyhovovaly pouze obojživelníkům, ale i jiným ohroženým skupinám, musíme myslet na rozsáhlé mělké litorály, členité pobřeží a pozvolný přechod k souši (Boukal 2010).

V řadě případů je v pískovných ochrana přírody v souladu také s rekreačním využitím opuštěných pískoven, protože pohyb turistů a rekreatantů udržuje mozaiku řídké zarostlých ploch, která má velký význam jako biotop řady ohrožených druhů. Problémem nebývá ani skloubení ochrany přírody s aktivní těžbou, která může v případě vhodného usměrňování odborníkem dokonce zlepšovat podmínky pro ohrožené druhy.

Rozloha ekologické obnovy pískoven se ovšem v poslední době pozvolna zvyšuje, a to i navzdory nepříznivému stavu legislativy. Napomáhá tomu především popularizace výsledků vědeckého bádání na poli spontánní sukcese a příkladů dobré praxe v terénu. Na prosazování ekologické obnovy se společně podílejí vědci, osvětlení úředníci, nevládní organizace i některé těžební a rekultivační firmy.

Veřejná podpora

Podpora ekologické obnovy jako šetrné alternativy k rekultivačním technického typu je v ČR stále ještě malá. Díky popularizaci však v poslední době zájem o tento způsob obnovy postupně vzrůstá.

Poděkování


Práce byla podpořena granty DBU 91-0041-AZ26858-33/2 a GA ČR P505/11/0256.

Literatura

- Boukal M. 2010: Zhodnocení usměrňené spontánní obnovy z hlediska vodních brouků na několika vybraných jihočeských pískovných, doplněné poznámkami k jejich dalšímu managementu. *Elateridarium* 4: 78–93.
- Heneberg P. 2009: Analýza hnízdní populace břehulí v Jihočeském kraji v r. 2009. Sdružení Calla, České Budějovice.
- Heneberg P. 2010: Analýza vlivu managementu břehule říční na populaci blanokřídleho hmyzu ze skupiny Apocrita. Sdružení Calla, České Budějovice.
- Řehounek J., Řehouňková K. & Prach K. 2010: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Sdružení Calla, České Budějovice.
- Řehouňková K. & Prach K. (2006): Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: role of local and landscape factors. – *Journal of Vegetation Science* 17: 583–590.
- Řehouňková K. & Prach K. (2008): Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: A potential for restoration. – *Restoration Ecology* 16: 305–312.
- Tropek R., Řehounek J. eds. 2012: Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management. EntÚ BC AV ČR & Sdružení Calla, České Budějovice.

Výsypky po těžbě uhlí na Mostecku: potenciál spontánní sukcese pro obnovu

Karel Prach

Lokalizace	 Mostecká pánev v severozápadní části České republiky 50°32' N, 13°34' E; nadmořská výška 260–300 m
Ekosystém	Různá sukcesní stádia 1–55 let stará, od vodních po suchá stanoviště a uniformní technicky rekultivované plochy, většinou zalesněné
Obnovená plocha	Přibližně 150 km ²
Náklady	Technická rekultivace 2 miliony Kč/ha, zatímco spontánní sukcese probíhá bez jakýchkoli nákladů

Výchozí podmínky a technické rekultivace

Výsypky po těžbě uhlí jsou převážně tvořeny miocénním šedým jílem uhelného nadloží, místy promíšeným s pískem a sopečnými deriváty.

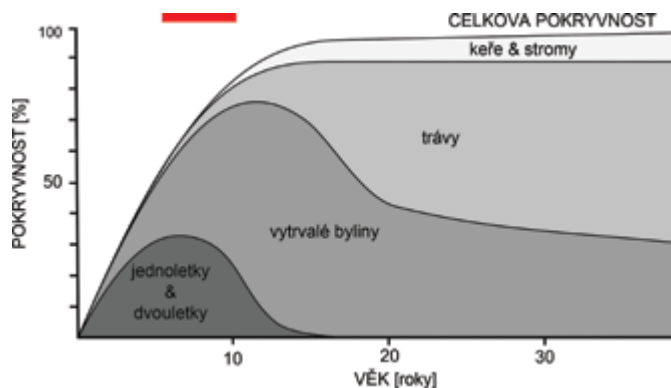
Některé výsypky, nebo jejich části, jsou nerekulitované ne kvůli tomu, že by byly plánovaně ponechány spontánnímu vývoji, ale z jiných důvodů, jako je např. existence zásob uhlí pod výsypkami. Pokud víme, v nedávné době bylo stanoveno pouze 60 ha výsypek, které budou ponechány spontánní sukcesi, zatímco zbytek oblasti byl nebo je technicky rekultivován, nebo se zde rekultivace plánují.

Zakladače vytvářejí systém souběžných vyvýšenin a prohlubní různé hloubky a velikosti, čímž se obvykle vytváří zvlněný povrch výsypek. V hlubších depresích se obvykle hromadí voda. Tímto způsobem sypaní se vytváří široké spektrum mikrostanovišť, což biodiverzitě prospívá. Technická rekultivace se převážně skládá z následu-

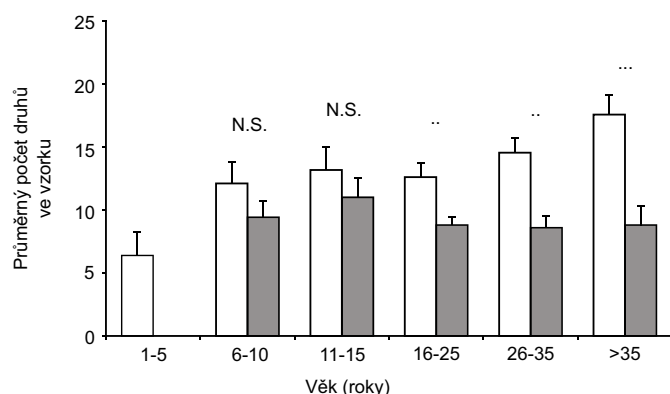
jících postupů: po stabilizaci výsypkového materiálu, obvykle po osmi letech, je povrch vyrovnán pomocí těžké techniky a prohlubně s nahromaděnou vodou jsou odvodněny. Na tento povrch je poté naveden organický materiál, jako štěpka nebo drcená kůra, nebo organické horizonty odstraněné z míst těžby, někdy však také materiály jako je slínovec. Když je výsypka tímto způsobem připravena, jsou vysázeny stromky, obvykle 1 strom na m². Dřeviny jsou někdy původní pro danou oblast, ale někdy ne. Druhým nejběžnějším způsobem rekultivace je rekultivace zemědělská. Povrch výsypky je připraven podobně jako v předchozím případě (na povrch výsypky je položena vrstva humusu), ale poté je oset různými komerčními travními směsmi, obvykle s velkým podílem bobovitých rostlin fixujících dusík. Třetím obvyklým způsobem rekultivace je vytvoření vodní plochy. Jámy po již neaktivních dolech jsou cíleně zaplaveny.



Obr. 1. Spontánně zarůstající část Radovesické výsypky s mozaikou mokřadů, travnatých stadií a roztroušených dřevin. Stáří cca 15 let. (K. Prach)



Obr. 2. Proces spontánní sukcese na výsypkách vyjádřený podílem různých životních forem. Červený pruh ukazuje dobu, kdy jsou většinou prováděny technické rekultivace.



Obr. 3. Průměrný počet druhů (cévnaté rostliny) ve vegetačních snímcích 5 x 5 m zaznamenaných na spontánně zarostlých (prázdné sloupce) a technicky rekultivovaných (šrafované sloupce) výsypkách. Jsou uvedeny statistické rozdíly při použití dvouvýběrového t-testu. Převzato z Hodačová & Prach (2003).

Cíle

Zabývali jsme se těmito hlavními otázkami: (a) Jak rychlá je obnova, jestliže se spoléháme na spontánní sukces, v porovnání s technickou rekultivací? (b) Jak se liší spontánní sukces a technická rekultivace z hlediska druhové diverzity?

Porovnání spontánní sukcese a technické rekultivace

Hlavním metodologickým přístupem k popisu sukcese vegetace bylo vegetační snímkování (fytoecologické snímky) zaznamenané v reprezentativních stádiích různého stáří na různých výsypkách v daném regionu. Pokryvnost druhů byla vizuálně odhadována (v %) ve snímkaných plochách pravidelné velikosti 5 x 5 m.

Spontánní sukcese obvykle probíhá tímto způsobem (Prach 1987, Hodačová & Prach 2003): Semena rostlin jsou rozšiřována na výsypku větrem, zvířaty a někdy také člověkem v průběhu sypaní. Jednoleté druhy, jako lebeda lesklá (*Atriplex sagittata*), l. hrálovitá (*A. prostrata*), merlíky (*Chenopodium* spp.), zejména merlík tuhý (*Chenopodium strictum*), rdesno blešníků (*Persicaria lapathifolia*), truskavec obecný (*Polygonum arenastrum*) a starček lepkavý (*Senecio viscosus*), a dvouletky, např. bodlák obecný (*Carduus acanthoides*), dominují v prvních letech. Mezi pátým a patnáctým rokem sukcese převažují širokolisté byliny, jako jsou vratič obecný (*Tanacetum vulgare*), pelyněk černobýl (*Artemisia vulgaris*) a pcháč rolní (*Cirsium arvense*), následované travami, zejména pýrem plazivým (*Elytrigia repens*), třtinou křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a ovsíkem vyvýšeným (*Arrhenatherum elati-*

us). Ty společně vytvářejí další sukcesní stádium, kdy klesá pokryvnost ruderalních druhů a zvyšuje se pokryvnost lučních druhů. Více méně souvislý vegetační kryt je vytvořen v 10. až 15. roce spontánní sukcese (Obr. 2). Plochy bez vegetace jsou poměrně vzácné; většinou jsou tvořeny kyselými písky (s pH pod 3,5). Nicméně i takové lokality mají svou hodnotu, protože jsou důležité pro některé ustupující skupiny bezobratlých, zejména pro půdní včely a vosy, motýly a síťokřídle. Vzhledem k tomu, že na Mostecku je relativně teplé a suché klima, mají dřeviny poměrně nízkou pokryvnost (do 30 %), a to i v pozdních sukcesních stádiích. Po zhruba 20 letech sukcese se vytvoří jakási antropogenní polo-přirozená lesostep, která zjevně přetrvává poměrně dlouhou dobu. V té době je vegetace poměrně dobře stabilizovaná a zahrnuje z dřevin především bez černý (*Sambucus nigra*), vrbu jívu (*Salix caprea*), topoly (*Populus* spp.) a zejména břízu bělokorou (*Betula pendula*), občas javor klen (*Acer pseudoplatanus*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), růži šípkovou (*Rosa canina*), hlohy (*Crataegus* spp.) a další.

Mokřady se tvoří rychle v depresích uvnitř nebo na okrajích výsypek. Obvyklý je výskyt značného množství malých tůň, které jsou zásadní pro obojživelníky, pro něž jsou výsypky velice důležité, a to i v kontextu celé České republiky (Vojar 2006).

Na technicky rekultivovaných výsypkách se vyskytuje daleko menší počet druhů než na výsypkách spontánně zarostlých, jak ukázali Hodačová & Prach (2003) pro vyšší rostliny (Obr. 3) a Hendrychová et al. (2011) pro některé bezobratlé. Celkem bylo na výsypkách na Mostecku nalezeno asi 400 druhů cévnatých rostlin, což představuje asi 15 % z celkové flóry České republiky.

Závěry

Většina výsypek má potenciál pro obnovu hodnotného vegetačního krytu pomocí spontánní sukcese. Ta je dostatečně rychlá a poskytuje ekologicky mnohem cennější stanoviště než technická rekultivace (Prach et al. 2011). Co se týče obnovy krajiny, technická rekultivace je v současné době negativní a nákladnou aktivitou, s výjimkou některých lokalit, které jsou ohroženy erozí, jsou blízko lidských sídel a v případě plánovaných rekreačních a sportovních aktivit. V mnoha případech technická rekultivace ničí cenná stanoviště a negativně ovlivňuje populace ohrožených a vzácných druhů. Spontánní sukcese navíc probíhá bez jakýchkoli nákladů.

Poděkování


Tato studie byla podpořena grantem GAČR P505/11/0256.

Literatura

- Hendrychová M., Šálek M., Tajovský K. & Řehoř M. (2011): Soil properties and species richness of invertebrates on afforested sites after brown coal mining. – *Restoration Ecology*, doi: 10.1111/j.1526-100X.2011.00841.x.
- Hodačová D. & Prach K. (2003): Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation vs. spontaneous re-vegetation. – *Restoration Ecology* 11: 385–391.
- Prach K. (1987): Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 22: 339–354.
- Prach K., Řehounková K., Řehounek J. & Konvalinková P. (2011): Restoration of Central European mining sites: a summary of a multi-site analysis. – *Landscape Research* 36: 263–268.
- Vojar J. (2006): Colonization of post-mining landscapes by Amphibians: a review. – *Scientia Agriculturae Bohemica* 37: 35–40.

Obnova Sokolovských výsypek pomocí spontánní sukcese

Ondřej Mudrák & Jan Frouz

Lokalizace	 Okres Sokolov 50°9'–50°16' N, 12°30'–12°46' E; nadmořská výška 500–650 m
Ochranný status	Na části regionální biocentrum
Ekosystém	Různá sukcesní stádia od pionýrských ploch po sekundární les
Obnovená plocha	300 ha
Finanční podpora	Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s. (důlní společnost), ENKI o.p.s.
Náklady	Přibližně 0,5–1,5 milionu Kč za hektar rekultivace, řádově desítky tisíc Kč za hektar sukcese. Přestože celkové náklady na spontánní sukcesi jsou významně nižší než u klasické rekultivace, úspory je dosaženo zejména v realizační fázi. Naproti tomu projekční příprava, předchozí průzkum a následný monitoring může být u sukcese nákladnější než u klasické rekultivace

Výchozí stav

Od padesátých let dvacátého století do současnosti se na Sokolovsku 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 množství nadložního materiálu. Původní ekosystémy jsou zde proto buď odtěženy, nebo překryty vrstvami hlusiny. Obnova zde začíná na holém substrátu třetihorního původu.

Spontánní sukcese má na Sokolovských výsypkách poměrně značný potenciál, což je patrné z nerektifikovaných ploch. Na většině rozlohy je ale použita tradiční lesnická rekultivace. Různé druhy dřevin (domácí i exotické) se zde sází přímo do hlusinového substrátu, který není přihnojován či jinak obohacován.

Abiotické podmínky

Substrát tvořící Sokolovské výsypky je převážně miocenní jíl cyprisové formace (Rojík 2004). Čerstvě po nasypání se pH (H_2O) to-

hoto substrátu pohybuje mezi 8 a 9, v průběhu sukcese ale klesá až k 5–6 (Frouz et al. 2008). Substrát je poměrně 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 nasypaném substrátu nízká a v závislosti na okolních podmínkách později vzrůstá až na $1000\text{--}2500 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Frouz et al. 2008, Šourková et al. 2005). Substrát je na výsypku sypán v podobě karbonátem ($CaCO_3$) stmelených 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. 2001). S vývojem struktury substrátu je spjat i jeho vodní režim. Amorfní jíl adhesivně váže značné množství vody, která je zde proto pro rostliny méně přístupná. V ranějších fázích sukcese, kdy jsou lamelovité struktury v substrátu zachovány, a v pozdějších fázích sukcese, kdy se v půdotvorném procesu vytvoří půdní struktury, je vodní režim substrátu pro rostliny příznivější (Cejpek & Frouz, nepublikováno).



Obr. 1. Nezekultivovaná lokalita (stará 18 let) s mozaikou otevřených míst a zapojené vegetace (většinou s převažující třtinou křovištní). První uchycené stromy zvyšují heterogenitu lokality a jsou důležitým zdrojem semen pro další vývoj k lesu. (O. Mudrák)

Vývoj půdy

Pro úspěšnou obnovu výsypky je zásadní půdotvorný proces, jenž spontánně probíhá jak na rekultivovaných, tak na nerektivovaných plochách (Frouz et al. 2008, 2009). Formování půdy ovlivňuje řada faktorů, na Sokolovských výsypkách se ale jeví jako velmi významná činnost půdní makrofauny, zejména žížal. Žížaly (druhy *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea*, *Dendrobaena octaedra*, *Dendrodrilus rubidus*, *Lumbricus rubellus* and *Octolasion lacteum*) kolonizují výsypku bez lidského úmyslného zásahu (Pižl 2001). Pravděpodobně jsou převážně přineseny v kořenovém balu vysazovaných semenáčků stromů. Žížaly promíchávají opad rostlin ležící s minerálním substrátem a obohacují ho tak o organickou hmotu. Konzumací značného množství půdy tvoří stabilní půdní struktury, což významně ovlivňuje vodní režim substrátu a výživu rostlin (Frouz et al. 2008). 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 důležitý zdroj potravy, jehož chemické složení, struktura a díky tomu i stravitelnost závisí na dominujícím rostlinném druhu (Frouz 2008, Lavelle et al. 1997). 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 nerektivovaných plochách je půdotvorný proces pomalejší – během 28 let se zde vytvoří vrstva A horizontu v průměru 27 mm silná (Frouz et al. 2009, Mudrák et al. 2010). S postupujícím stářím ploch se však tento rozdíl snižuje a u ploch čtyřicetiletých a starších je již velmi malý.

Cíle

Cílem obnovy je chránit na výsypkách jak spontánní sukcesní procesy, které zajišťují většinu mimoprodukčních funkcí běžných rekultivovaných ploch jako obnova půd, omezení eroze, zlepšení vodního režimu atd., tak i vzácné druhy rostlin, zvířat a hub. Ochrana spontánně se obnovujících ploch má navíc i významnou funkci poznávací a vědeckou, protože umožňuje studium sukcese v krajinném měřítku.

Výsledky

Krátce po nasypání na výsypce dominují ruderalní druhy rostlin jako lipnice smáčkнутá (*Poa compressa*), vratič obecný (*Tanacetum vulgare*) a podběl lékařský (*Tussilago farfara*). 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 nerektivovaných plochách dominují. Okolo 20. roku sukcese má nejvyšší pokryvnost vrba jíva, později je ale přerůstána břízou a osikou. Mezi 20. a 30. rokem sukcese jsou výsypky kolonizovány žížalami. Změny, které způsobují v půdním profilu, podporují uchycení druhů z lesních a lučních společenstev. Po cca více než 40 letech vede sukcese k rozvolněnému lesu s břízou a osikou a poměrně druhově bohatým podrostem (až 49 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 kompetičně zdatná tráva třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), která potlačuje ostatní druhy (Frouz et al. 2008).

Na zalesněných rekultivovaných místech 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), každé s jinou dominantní dřevinou (rody – olše, modřín, smrk, borovice, dub



Obr. 2. Spontánně zarostlá výsypka 7 let od nasypání. (O. Mudrák)



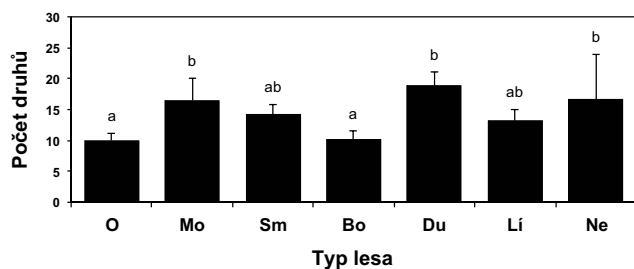
Obr. 3. Spontánně zarostlá výsypka 21 let od nasypání. (O. Mudrák)



Obr. 4. Spontánně zarostlá výsypka 45 let od nasypání. (O. Mudrák)

a lípa), se spontánně zarostlými plochami stejného stáří (porostlými zejména vrbou jívou, břízou bělokorou a osikou) byl nejvyšší počet cévnatých rostlin nalezen v porostech dubu (v průměru 19 na 25 m²), což se statisticky nelišilo od spontánně zarostlých ploch (v průměru 17 na 25 m²). Nejmenší počet druhů byl v olšových výsadbách (v průměru 10 na 25 m²) (Obr. 5).

Výsypky, a zejména pak nerektivované plochy ponechané sukcesnímu vývoji hostí celou řadu vzácných a ohrožených druhů. Napří-



Obr. 5. Průměrný počet druhů cévnatých rostlin na 25 m² v podrostu 7 typů lesních porostů. 6 z nich jsou výsadby olše (Ol), modřínu (Mo), smrku (Sm), borovice (Bo), dubu (Du), lípy (Li) a zbývající porost je spontánní nálet vrby jívy, břízy bělokoré a topolu osiky na nerekulťovaných místech (Ne). Všechny typy porostů byly zkoumány ve 4 opakováních a měly podobný věk (20–33 let). Chybová úsečka značí střední chybu odhadu průměru. Statisticky průkazné rozdíly (jednocestná ANOVA, Fisher LSD test) jsou označeny různými písmeny nad sloupci (Mudrák et al. 2010).

klad 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*), č. obecného (*T. vulgaris*), č. horského (*T. alpestris*), skokana krátkonohého (*Rana lessonae*), s. skřehotavého (*R. ridibunda*) a rosničku zelenou (*Hyla arborea*). Z řady druhů vzácných a ohrožených ptáků je možno uvést chřástala vodního (*Rallus aquaticus*), slavíka modráčka (*Luscinia svecica*), bělořita šedého (*Oenanthe oenanthe*) a moudivláčka lužního (*Remiz pendulinus*) (Frouz et al. 2007).

Nové poznatky a perspektivy

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. Spontánní procesy mohou navíc ve výsypkové hlušině relativně rychle obnovit i funkce půdy. Poměrně nákladné překrytí hlušiny vrstvou organického substrátu (jak se často děje v jiných těžebních oblastech) zde proto nebylo nutné. Významnou hrozbou pro obnovu výsypky se ukázala být expanzivní tráva třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*).

Veřejná podpora

Veřejnost i těžební společnost zde má zájem na zlepšení krajinného rázu a na obnově ekosystémových funkcí a služeb.

Poděkování

Studie byla podporována Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky (LC06066, 2B80023), Grantovou agenturou Akademie věd České republiky (grant č. S600660505), Grantovou agenturou České republiky (grant č. P505/11/0256), výzkumným záměrem Ústavu půdní biologie (AV0Z60660521), výzkumným záměrem Botanického ústavu (AV0Z60050516) a těžařskou společností Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s.

Literatura

Frouz J., Keplin B., Pižl V., Tajovský K., Starý J., Lukešová A., Nováková A., Balík V., Háněl L., Materna J., Duker C., Chalupský J., Rusek J. & Heinkele T. (2001): Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. – *Ecological Engineering* 17: 275–284.

Frouz J., Popperl J., Přikryl I. & Štrudl J. (2007): New landscape design in the region of Sokolov. – *Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov*.



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)

Frouz J. (2008): The effect of litter type and macrofauna community on litter decomposition and organic matter accumulation in post-mining sites. – *Biologia* 63: 249–253.

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.

Lavelle P., Bignell D., Lepage M., Wolters V., Rogers P., Ineson P., Heal O.W. & Dhillon S. (1997): Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. – *European Journal of Soil Biology* 33: 159–193.

Mudrák O., Frouz J. & Velichová V. (2010): Understory vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands – *Ecological Engineering* 36: 783–790.


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.

Obnova vegetace suchých trávníků v bývalém vápencovém lomu Hády u Brna

Lubomír Tichý

Lokalizace	 Lom Hády na SV okraji Brna 49°12'58"–49°13'18" N, 16°40'03"–16°40'35" E; nadmořská výška 310–410 m
Ochranný status	EVL
Ekosystém	Hlavním typem nelesní vegetace v okolí jsou polopřirozené suché trávníky (svaz <i>Cirsio-Brachypodium pinna-ti</i>) a rozvolněné teplomilné doubravy (svaz <i>Quercion pubescenti-petraeae</i>)
Obnovená plocha	Mozaika asi 6 ha na ploše bývalého lomu přibližně 20 ha
Finanční podpora	1998–2003 Českomoravský cement, a.s., nástupnická společnost, 2000–2009 granty pro nestátní neziskové organizace Rezekvítek a ZO ČSOP Pozemkový spolek Hády (MŽP ČR)
Náklady	Celkem přibližně 2 mil. Kč

Výchozí stav

Lom ze severu přímo sousedí s CHKO Moravský kras. Bezprostřední okolí lomu je domovem mnoha vzácných teplomilných druhů hmyzu, prokazatelně zde roste 79 cévnatých rostlin zařazených do Červeného seznamu flóry České republiky (Holub & Procházka 2000, Tichý 2000; kategorie C1–C3). Archeologické doklady o těžbě vápence na Hádech sahají až do středověku, ale moderní historie lomu začíná až rokem 1907. Mezi lety 1965 a 1997 zde roční těžba vápence dosahovala až 300 000 tun. Lom byl uzavřen po devadesáti letech jeho činnosti. Ideální poloha a zachování zbytků druhově bohatých lesostepních společenstev v bezprostředním okolí zde umožnily zahájit unikátní rekultivační projekt zaměřený na obnovu mozaiky druhově bohatých biotopů.

Abiotické podmínky

Zájemová lokalita má bazické a živinami chudé půdy na vápencovém podloží. Suché podmínky jižně orientovaných skalnatých svahů a lomových etáží kontrastují s rozsáhlými sutěmi a dnem lomu, kde sekundárně vznikla mělká jezírka obklopená mokřadem.

Cíle

Obnova vegetace stepních trávníků na dříve těžných plochách s minimálním rozsahem technické rekultivace a úpravy stanoviště, zvýšení biodiverzity, zlepšení krajinného rázu.

Obnovná opatření

1998–2009	Semena 70 teplomilných druhů rostlin byla ručně sbírána z přirozené vegetace v bezprostředním okolí lomu.
1998, 2001, 2005–2006	Na vápencové terasy byla na vybraných místech navrstvena tenká vrstva zeminy, která vytvořila základ pro budoucí biologickou obnovu stanoviště.
1998–2009	Z důvodu podpory klíčení rostlin v extrémních stanovištních podmínkách bylo na oseté plochy přeneseno seno posečené na stepních trávnících v bezprostředním okolí lomu.
2005–2008	Opakovaně byly z prostoru lomu odstraňovány jedinci nepůvodních druhů, jako je trnovník akát (<i>Robinia pseudacacia</i>), netvařec křovitý (<i>Amorpha fruticosa</i>), introgresní populace topolu černého (<i>Populus nigra</i>) nebo zlatobýl kanadský (<i>Solidago canadensis</i>) – sečením, ručním vytrháváním nebo výřezem s aplikací kontaktních herbicidů.

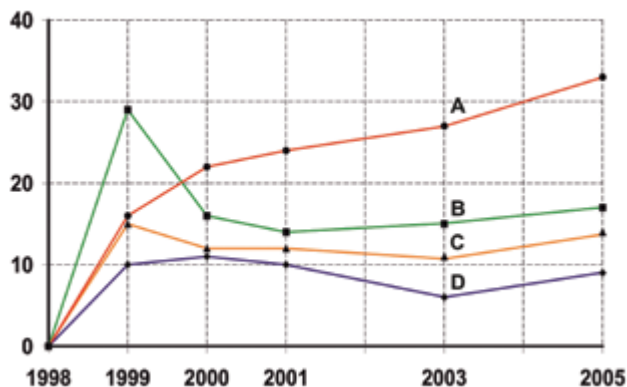
1999–2006	Výsadba jednotlivých rostlin původních druhů dřevin – dub šípák (<i>Quercus pubescens</i>), d. zimní (<i>Q. petraea</i>), dřín jarní (<i>Cornus mas</i>), svída krvavá (<i>C. sanguinea</i>), hloh jednosemenný (<i>Crataegus monogyna</i>), ptačí zob (<i>Ligustrum vulgare</i>).
-----------	--

Výsledky

V průběhu 12 let byla plocha asi 6 ha postupně rekultivována v mozaice vzájemně obvykle oddělených ploch (0,1–0,5 ha). Tato strategie vedla k urychlení spontánního šíření některých druhů do pro-



Obr. 1. Směs malého množství zeminy a vápencového šterku, která byla oseta sbíranými semeny a překryta senem ze stepního porostu. (L. Tichý)



Obr. 2. Počet (A) teplomilných druhů, (B) archeofytů, (C) nitrofytů a (D) neofytů v suché části dna lomu Hády (území o rozloze asi 3 ha) v průběhu let 1998–2005 (Tichý 2006).

storu celého lomu (Obr. 2). Použili jsme zde několik rekultivačních technik: (A) rozprostření tenké vrstvy zeminy, (B) výsev teplomilných druhů rostlin, (C) použití sena jako zdroje částí semen i ochranného prvku proti rychlému vysychání klíčících rostlin a (D) výsadbu teplomilných druhů dřevin. Celkem bylo v rámci celého lomu úspěšně vyseto a vysazeno 17 ohrožených druhů cévnatých rostlin, některé z nich pak v početných populacích stovek až tisíců jedinců: např. huseník ouškatý (*Arabis auriculata*), hvězdnice chlumní (*Aster amellus*), hvězdnice zlatovlásek (*Aster linosyris*), zeměžluč spanilá (*Centaureum pulchellum*), škarda smrdutá mákolistá (*Crepis foetida* subsp. *rhoeadifolia*), krušík bahenní (*Epipactis palustris*), oman mečolistý (*Inula ensifolia*), len tenkolistý (*Linum tenuifolium*), strdivka brvitá (*Melica ciliata*), vičelec písčný (*Onobrychis arenaria*), vítod větší (*Polygala major*), růže bedrníkolistá (*Rosa spinosissima*) a mateřídouška panonská (*Thymus pannonicus*). Současný environmentální význam lomu na Hádech je plně srovnatelný se zvláště chráněnými územími v Brně a okolí.

Nové poznatky a perspektivy

Aplikace každé z výše jmenovaných metod jednotlivě byla úspěšná jen zčásti. Pouze kombinace převrstvení podloží tenkou vrstvou zeminy, následný výsev a překrytí senem sklizeným ve stepních porostech umožnilo v průběhu následujících 5–7 let vzniknout řídkému, ale druhově dostatečně bohatému vegetačnímu krytu. Toto nové prostředí má z hlediska rekultivací několik předností: je relativně živinami chudé, sušší než přírodní stanoviště (i když je povrch obvykle rovný) a sukcese je blokována mělkou vrstvou půdy. V takto extrémních podmínkách zůstává nově vytvořená vegetace dlouhodobě jen řídká, téměř bez ruderalních druhů. Nové trávníky jsou relativně druhově stabilní a nepotřebují pravidelnou údržbu pastvou nebo sečením.

Veřejná podpora

Převážná část lomu je v současnosti ve vlastnictví neziskové organizace ZO ČSOP Pozemkový spolek Hády a je oficiálně vyhlášena jako chráněné území v rámci sítě Natura 2000. Přestože tento typ rekultivací vyžaduje delší dobu pro vytvoření nových rostlinných společenstev, takto vzniklý vegetační kryt je druhově stabilnější, bez prvků postupné ruderalizace a má z hlediska ochrany přírody značný význam. Rekultivace šetrné k přírodnímu prostředí zaměřené především na zvýšení druhové pestrosti by měly být podporovány nejen těžebními společnostmi, ale i úřady a státem, protože jsou relativně levnou a k přírodě přátelskou alternativou obnovy lomů a těžeben.

Poděkování

Tento projekt byl podpořen Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky (MSM0021622416).

Literatura

- Holub J. & Procházka F. (2000): Red List of vascular plants of the Czech Republic. – *Preslia* 72: 187–230.
- Tichý L. (2000): Současný stav vápencové stepi na jižních svazích Hádů u Brna. – *Zprávy České botanické společnosti* 35: 99–105.
- Tichý L. (2006): Diverzita vápencových lomů a možnosti jejich rekultivace s využitím přirozené sukcese na příkladu Růženina lomu. – In: Prach K., Pyšek P., Tichý L., Kovář P., Jongepierová I. & Řehounková K., *Botanika a ekologie obnovy*, pp. 89–104, *Zprávy České botanické společnosti, Materiály* 21.




Obr. 3. Horní část lomu Hády v roce 2001. (L. Tichý)



Obr. 4. Stejná část lomu jako v Obr. 3 v roce 2010 (fotografováno z opačné strany). (L. Tichý)

Obnova druhově bohatého listnatého lesa na deponiích vápencového lomu Mokrá

Lubomír Tichý & Roman Donocik

Lokalizace	 Jižní Morava, východně od Brna 49°13'36" N, 16°45'44" E; nadmořská výška 370–380 m
Ekosystém	Dubohabřiny (svaz <i>Carpinion</i>) a teplomilné doubravy (svaz <i>Quercion pubescenti-petraeae</i>)
Obnovená plocha	0,06 ha
Finanční podpora	2008–2011 Českomoravský cement, a.s., nástupnická společnost
Náklady	Přibližně 200 000 Kč

Výchozí stav

Lom Mokrá patří k největším vápencovým lomům v České republice. Těžba zde byla zahájena koncem 60. let dvacátého století a současná přibližná rozloha lomu přesahuje 1,2 km². Lom leží na jižní hranici CHKO Moravský kras. Přestože je většina lomu obklopena relativně druhově bohatými dubohabřovými lesy, vyskytují se zde stále také zbytky otevřených teplomilných doubrav. Přítomnost vápencového podloží je důvodem velké diverzity fauny a flóry. Vyskytuje se zde také řada ohrožených, většinou stepních a lesostepních druhů rostlin (Holub & Procházka 2000). Postupné ničení hodnotných lesních biotopů bylo důvodem pro založení malé experimentální plochy, kde můžeme testovat metody, které mohou urychlit obnovu lesního ekosystému na navážkách, které v průběhu těžby v lomu vznikají. Tento projekt byl iniciován a podpořen těžební společností ve spolupráci s místní neziskovou organizací Rezekvítek.

Abiotické podmínky

Rekultivovaná navážka s oběma experimentálními plochami je překryta bazickými půdami s pH v rozmezí 7,7 až 8,0. Tři plochy (A) jsou situovány na strmém západním svahu, zatímco další tři plochy (B) leží na východním svahu navážky. Průměrná roční teplota dosahuje přibližně 8,4 °C a průměrné roční úhrny srážek 509 mm (letišť Brno-Tuřany; <http://www.airport-brno.cz>).

Cíle

Vznik druhově bohatých společenstev opadavých lesů se zastoupením typicky lesních druhů podrostu, zvýšení biodiverzity, urychlení obnovy lesních ekosystémů, diverzifikace stromového zápoje umělých lesních výsadeb, zlepšení krajinného rázu.



Obr. 1. Celkový pohled z jihozápadu na deponii s lesní výsadbou; říjen 2007. (L. Tichý)

Metodika

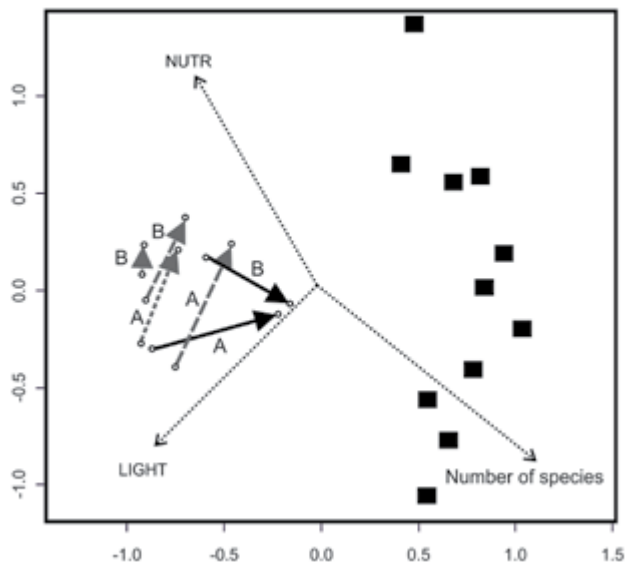
Pro tento experiment byly zvoleny čtrnáct let staré lesnické výsadby javoru kleny (*Acer pseudoplatanus*), lípy srdčité (*Tilia cordata*) a borovice černé (*Pinus nigra*) na rekultivovaných plochách těžební deponie. V nich bylo založeno šest trvalých ploch o velikosti 100 m², které byly rozděleny do dvou skupin – (A) první tři plochy vzdálené od sebe 5 m byly oploceny oborovým pletivem o výšce 1,5 m; (B) další tři plochy byly ponechány volně přístupné, pouze nové dosadby dřevin byly chráněny individuálními oplůtky. Druhové složení vegetace bylo poprvé zaznamenáno v září 2008. Poté byla vždy jedna plocha (A) a jedna plocha (B) pokryta tenkou vrstvou zeminy přemístěné z lesního porostu dubohabřiny. Půda obsahovala kořeny, části rostlin a semena mnoha lesních druhů. Druhý pár ploch byl stejným způsobem překryt lesní hrabankou (především opadané a rozkládající se listy) sebrané a přemístěné ručně ve velkých pytlích opět z lesního porostu dubohabřiny. Třetí pár ploch zůstal v původním stavu jako kontrola. Korunový zápoj prvních čtyř ploch byl rozvolněn (asi o 20–40 %) a na uvolněná místa byly vysazeny sazenice dřevin – dřínu jarního (*Cornus mas*), habru obecného (*Carpinus betulus*) a hlohu jednosemenného (*Crataegus monogyna*).

Obnovná opatření

2008	Odběr, převoz a rozproštění půdy a listového opadu z polopřirozeného dubohabřového lesa na nově založené pokusné plochy.
2008–2011	Původní lesnické výsadby byly postupně prosvětlovány probírkou asi 20–40 % stromů, spodní větve ostatních stromů byly prořezány.
2009	Výsadba sazenic nových stromů a keřů určená pro zvýšení druhové pestrosti budoucího lesního zápoje. Oplocení části (A) pokusných ploch. V části (B) byla aplikována individuální ochrana výsadby sazenic.

Výsledky

Na začátku experimentu bylo bylinné patro všech trvalých ploch tvořeno především ruderalními a světlo milnými druhy. O tři roky později jsme zjistili významný přírůstek lesních druhů na obou plochách překrytých tenkou vrstvou zeminy, zatímco diverzita a struktura vegetace na zbylých plochách zůstala podobná (Obr. 2). Přestože zde stále přežily některé ruderalní druhy, objevila se zde nově řada typicky lesních druhů: zvonek broskvolistý (*Campanula persicifolia*), ostřice prstnatá (*Carex digitata*), konvalinka vonná (*Convallaria majalis*), jahodník obecný (*Fragaria vesca*), svízel vonný (*Galium odoratum*), s. lesní (*G. sylvaticum*), jestřábík skvrnitý (*Hieracium maculatum*), j. zední (*H. murorum*), j. savojský (*Hieracium sabaudum*), hrachor černý (*Lathyrus niger*), h. jarní (*L. vernus*), bika bělavá (*Lu-*



Obr. 2. Ordinační diagram (NMDS – non-metric dimensional scaling) šesti trvalých ploch snímkaných v letech 2008 a 2011 (stejně plochy jsou spojeny šipkami) a 11 dalších snímků přirozených opadavých lesů snímkaných v bezprostředním okolí (černé čtverce; zdroj: Česká národní fytoecologická databáze – Chytrý & Rafajová 2003). [C1] Plochy A byly oploceny, zatímco výsadby stromků v plochách B byly chráněny před okusem zvěře individuálně. Na začátku experimentu byly dvě plochy překryty tenkou vrstvou zeminy, která byla odebrána a přemístěna z plně vyvinuté dubohabřiny (černé šipky). Další dvě plochy byly překryty pouze listovým opadem ze stejného typu lesa (čárkované šedé šipky) a poslední dvě plochy zůstaly jako kontrola (tečkované šedé šipky). Šipky NUTR a LIGHT zastupují Ellenbergovy indikační hodnoty pro světlo a živiny (Ellenberg et al. 1992).



Obr. 3. Jedna z trvalých ploch, kde byly stromy původní výsadby částečně vykáceny a další druhy stromů a keřů vysazeny do nově vzniklého prostoru; září 2011. (L. Tichý)

zula luzuloides), krtičník hlíznatý (*Scrophularia nodosa*), violka lesní (*Viola reichenbachiana*) a v. Rivinova (*Viola riviniana*).

Nové poznatky a perspektivy

Přestože byl tento experiment zahájen teprve před třemi roky, prezentované výsledky jasně ukazují, že některé zvolené postupy skutečně mohou vést k akceleraci obnovy lesního ekosystému. Rozšiřování dobývacího prostoru ve velkých lomech často vede k opakované destrukci přirozených lesních porostů na jejich okraji. Půda přemístěná z porostu listnatého lesa těsně před jeho pokácením a rozšířením těžby může být pro rekultivovanou plochu zdrojem typicky lesních druhů rostlin a pravděpodobně také edafonu, podhoubí hub a členovců. Lesní rekultivace použitelné pro tento typ obnovy musí být alespoň 10 let staré a již při jejich zakládání musí být pamatováno na možnost dodatečného doplnění mělkého půdního profilu převezeneho z původně lesních lokalit určených k těžbě. Korunový zápoj stromu musí být dostatečně vyvinutý, aby ochránil novou půdu před přímým slunečním zářením a vyschnutím. Tento metodický postup vyžaduje kvalitní a dlouhodobou strategii plánování lomové těžby a následných rekultivací. Uplatní se proto především ve větších lomech vlastních firmami s velkou mírou zodpovědnosti k životnímu prostředí.

Veřejná podpora

Dobývací prostor je veřejnosti nepřístupný. Pokus byl prováděn výhradně na náklady soukromého vlastníka pozemku.

Poděkování


Tento projekt byl podpořen Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky (MSM0021622416).

Literatura

- Holub J. & Procházka F. (2000): Red List of vascular plants of the Czech Republic – Preslia 72: 187–230.
- Chytrý M. & Rafajová M. (2003): Czech National Phytosociological Database: basic statistics of the available vegetation-plot data. – Preslia 75: 1–15.
- Moravec J. (ed.) (1995): Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení. Ed. 2. – Severočeskou přírodou, suppl. 1995/1: 1–206.

Experimentální urychlení primární sukcese na opuštěných odkalištích – podpůrná role povrchové biologické krusty

Pavel Kovář, Ota Rauch & Veronika Dlouhá

Lokalizace	 Labská niva u Chvaletic, východní Čechy 50°02' N, 15°26' E; nadmořská výška 200 m
Ekosystém	Počáteční sukcesní stadia
Obnovená plocha	40 ha

Výchozí podmínky

Soustava průmyslových deponií ve Chvaleticích sestává (kromě později vzniklého struskopopílkového odkaliště u elektrárny postavené v 70. letech 20. 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. Poté, co byl prostor s obvodními odtokovými kanály zaplněn usazeným sedimentem, zvýšily se hráze a proces se opakoval, a to několikrát, dokud nebyla naplněna plánovaná kapacita deponie, jež pak zpravidla dosahovala výšky 18 m (Kovář 2004). Chvaletický povrchový důl byl uzavřen v polovině 70. let 20. století. 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 dovršené ukládací kapacity a její odvodněný povrch zůstal bez dalších zásahů do časných 80. let 20. století, kdy se stal objektem pro monitorování

dalšího vývoje a testování spontánního osidlování organismy (Kovář et al. 2011). Ekotoxikologický aspekt složiště hraje významnou roli v obnově. Vysoká koncentrace těžkých kovů, extrémní hodnoty pH a velký obsah síry a fenolických látek komplikují samovolné procesy vedoucí k přirozené obnově ekosystémů (Kovář 1990, Vos & Opdam 1993). Povrch substrátu je periodicky pokrýván výkvetem solí (uvolňovaných ze sádrovce a jarositu). Půdní vývoj se dosti liší na profilu někdejší sedimentační nádrže v závislosti na mikrotopografii, která ovlivnila oxidaci siřníků a vyplavování solí. Druhotná akumulace solí je silně 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 in Kovář 2004: 45–58). Nerekultivovaná deponie proto zůstávala dlouho bez porostu dřevin, jejichž rozvoj nebyl ovlivněn žádnými managementovými manipulacemi. V genezi kyselých sulfátových půd převládaly vlivy chemických procesů na úkor obvyklé půdotvorné role vegetace, která by jinak – v případě neomezovaného rozvoje – určovala charakteristiky půdního profilu. V takto toxickém prostředí



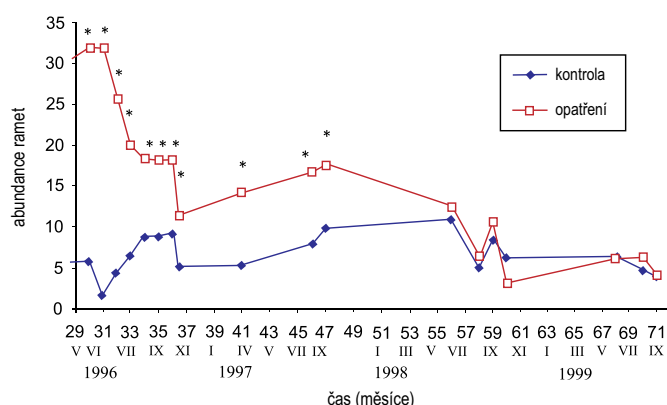
Obr. 1. V puklinách povrchové krusty na opuštěném odkališti u Chvaletic se uchytily cévnaté rostliny, např. třtina křovištní a bříza bělokorá. (P. Kovář)



Obr. 2. Povrchová mozaika na odkalištích, tvořená mechem rohozubem nachovým (*Ceratodon purpureus*) a lišejníky rodu dutohlávka (*Cladonia*) je výsledkem střídajících se srážkově bohatých a suchých období. (P. Kovář)



Obr. 3. Pohled na jednu z párových experimentálních ploch na odkališti, se zásahem (vlevo) a kontrolní (vpravo), dva roky po mulčování stařinou, jež jasně podpořilo růst rostlin (vlevo). (V. Dlouhá)



Obr. 4. Změny v početnosti resp. pokryvnosti výhonů třtiny křovištní po mulčování povrchu substrátu. Hvězdičkou jsou označeny páry odběrů (pokus/kontrola), u kterých byla prokázána průkaznost rozdílu na hladině významnosti $P < 0.01$. (V. Dlouhá)

je diverzita cévnatých rostlin obvykle nízká. Na popsáných 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 in Kovář 2004: 235–247, Neustupa et al. 2009). V obou typech prostředí jsou krusty typicky tvořeny houbovým myceliem, cyanobakteriemi, řasami, lišejníky, mechy a játrovkami (Kovář 2004, Neustupa et al. 2009). Iniciální stav povrchu substrátu v této fázi odolává kolonizaci cévnatých rostlin (Palice & Soldán in Kovář 2004: 200–221, Pohlavá in Kovář 2004: 222–234), protože jeho drsnost je nedostatečná (má extrémně nízkou schopnost intercepce a retence pro semena rostlin transportovaná větrem) a humusová vrstva půdy zcela chybí (absence biotického dusíku a fixace uhlíku).

Cíle

Zjistit, jaký je efekt vnesení odumřelé nadzemní biomasy rostlin na holý povrch nere kultivované deponie na kolonizaci/sukcesi, druhovou diverzitu a podporu přirozených procesů.

Metody

Pokusné plochy byly založeny na povrchu substrátu bez vegetace v r. 1993, vždy v páru jedno experimentální ošetření a jedna kontrola – při osmi opakováních (celkem tedy 16 čtverců $1,5 \times 1,5$ m). Holý povrch byl pokryt 10 až 15 cm silnou vrstvou suché bylinné biomasy s převládající třtinou křovištní (*Calamagrostis epigejos*) z okolí, která

byla zatížena neolistěnými větvemi. Plochy byly rozděleny na políčka 15×15 cm pro podrobné zaznamenávání vegetačních parametrů (Dlouhá 2000). Pokryvnost nadzemní biomasy etablovaných rostlin byla odečítána (1995–1999) pomocí devítičlenné stupnice (0–8).

Výsledky

Iniciální zachycení a zadržení semen vlivem zdrsnění povrchu odkaliště vnesenou suchou biomasou se ukázalo jako rychlý proces. Jeho indikací byl masivní výskyt semenáčků v následující sezóně po založení pokusu, převážně klíčících rostlin třtiny křovištní. Tato odolná, stresotolerantní tráva využívá jak anemorní, tak zoochorní (myrmekochorní) způsob šíření diaspor v proporcích ovlivněných charakterem povrchu substrátu (Bryndová & Kovář in Kovář 2004: 267–276, Jiráčková & Dostál in Kovář 2004: 59–76). Uchycení jejich velmi lehkých obilek na vyschlém odkališti závisí na odstupňované drsnosti povrchu substrátu (retence a fixace), jehož nejsvrchnější nezaprvněná vrstvička bývá stále převívána větrem. Pokusně použitý organický opad ze suché biomasy kromě stabilizační funkce zmiňuje extrém v zasolení a mikroklimatu (výsledný efekt ilustruje Obr. 4). Je zjevné, že v počátečním zarůstání dominuje třtina křovištní díky vysoké frekvenci výskytu v okolí lokality (zdroj semen).

Po počátečním velkém rozdílu v pokryvnosti uchycených rostlin mezi pokusnými a kontrolními plochami se začíná v dalším vývoji projevat konvergence, tedy pokles četnosti rostlin na ovlivněném povrchu, což naznačuje, že nástup třtiny nemusí vést k negativně hodnocenému vzniku blokováného sukcesního stadia ovládaného výhradně touto klonální dominantou (např. Prach & Pyšek 1994). Za daných extrémních podmínek rudního odkaliště hraje třtina křovištní pozitivní roli ve srovnání s jinými antropogenními stanovišti jako jsou např. výsypky po povrchové těžbě uhlí, kde jde mnohem častěji o sukcesí sekundární.

V druhém roce po založení experimentu se na fixovaných plochách objevují semenáče dalších druhů rostlin, jimž třtina připravila podmínky zmírněním extrémních hodnot vlastností prostředí: rožec obecný (*Cerastium holosteoides*), turanka kanadská (*Conyza canadensis*), vrbovka (*Epilobium* sp.), zblochanec oddálený (*Puccinellia distans*), mléč zelinný (*Sonchus oleraceus*), pampeliška (*Taraxacum* sect. *Ruderalia*), vratič obecný (*Tanacetum vulgare*), bříza bělokorá (*Betula pendula*) a topol osika (*Populus tremula*) (Dlouhá 2000). Nárůst počtu druhů pokračuje v následujících letech až do stadia, kdy může být dosaženo diverzity „zásobníku druhů“ v bezprostředním okolí odkaliště. Vzniká ovšem stromové patro dosahující v současnosti až pětimetrové výšky, které může stíněním a kumulací listového opadu počet druhů v bylinném patře opět snižovat (Kovář et al. 2011).



Obr. 5. Výkvěty solí na některých místech povrchu substrátu jsou limitujícím faktorem pro růst rostlin. (P. Kovář)



Obr. 6. Současný stav (2011) porostní mozaiky dřevin a otevřených ploch na chvaletickém odkališti, 17 let po popsanych pokusech s ekologií obnovy. (P. Vojtíšek)

Mechanismus obnovy vegetace byl významně podpořen aplikací odumřelé organické hmoty, která kromě již uvedených vlivů chrání rhizosféru proti přehřívání a inkrustaci solemi (Rauch in Kovář 2004: 45–58, Vaňková & Kovář in Kovář 2004: 30–45). Vznik biologické krusty s facilitačním efektem pro vegetační sukcesi spočívá především v synergii dvou vlivů vneseného organického materiálu: obohacení substrátu živinami z rozkládající se biomasy (Kovářová & Frantík in Kovář 2004: 153–175) a vytvoření vhodného životního prostředí pro mravence jako distributory semen řady rostlin z blízkého okolí (Jarešová & Kovář in Kovář 2004: 300–310).

Nové poznatky a perspektivy

Dodání suché nadzemní biomasy rostlin z blízkého okolí na otevřený povrch opuštěného odkaliště reprezentuje následující funkce v potenciální asistované obnově ekologicky extrémních míst:

- zajišťuje zdrsňení hladkého nepevněného povrchu substrátu a zvyšuje tak zadržení semen transportovaných větrem,
- chrání rhizosféru proti extrémům teplotním, vlhkostním a chemickým (zasolení),
- pozitivně upravuje hydrologický režim stanoviště,
- iniciuje tvorbu humusu při povrchu půdy a obohacení substrátu živinami,
- podporuje kolonizaci pustých míst rostlinami vyklíčenými ze semen transportovaných větrem nebo organismy (např. mravenci),
- obecně shrnuto: je klíčovým faktorem v tvorbě účinné biologické krusty podporující a urychlující proces ustavení vyšší biologické rozmanitosti v průběhu sukcese.

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

- Dlouhá V. (2000): Functions of dead organic matter in primary succession on abandoned ore washery sedimentations basin in Chvaletice. – Ms.; Master thesis, Department of Botany, Charles University, Prague.
- Evans R.D. & Johansen J.R. (1999): Microbiotic crusts and ecosystem processes. – *Critical Reviews in Plant Sciences* 18: 183–225.
- Kovář P. (1979): Geobotanical aspects of the sedimentation pond reclamation after pyrite processing near surface mining at Chvaletice. – *Práce a studie, Příroda* 11: 63–78.
- Kovář P. (1990): Ecotoxicological contamination processes: interaction with vegetation. – *Folia Geobotanica et 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, Prague.
- 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.
- 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.
- Prach K. & Pyšek P. (1994): Clonal plants – What is their role in succession? – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 29: 307–320.
- Vos C.C. & Opdam P. (eds) (1993): Landscape ecology of a stressed environment. – Chapman & Hall, London.



Opuštěné vojenské prostory



V posledních letech začínají být jak aktivní, tak opuštěné vojenské výcvikové prostory vnímány jako území s vysokou druhovou diverzitou, hostící celou řadu chráněných a ohrožených druhů organismů. Biologové postupně zjišťují, že slouží jako refugia organismů v běžné volné krajině již vzácných nebo vymřelých (Reif et al. 2011). Výzkumy ukazují, že pro řadu skupin mají tato místa stejný, a pro některé taxony dokonce větší význam než rezervace s obdobnými typy biotopů (Cizek et al., submitted). Vojensky ovlivňovaná území jsou klíčová zejména pro organismy vyžadující disturbovaná a raně sukcesní stanoviště, místa, která v posledních desetiletích z krajiny prakticky zmizela.

Biodiverzita a vojenské aktivity

Jak se tato místa stala ohnisky biodiverzity české krajiny a kde se zde vzal tak velký počet druhů? U vojenských území se sešla celá řada okolností, kterým vdčíme za zachování velkého druhového bohatství. Většina cvičišť a střelnic byla zřizována v 50. letech minulého století nebo ještě dříve. Byly zakládány v zemědělské krajině, která ale byla ještě značně heterogenní, složená z mozaiky drobných políček, pastvin či selských lesů, z mozaiky, která byla v průměru druhově značně bohatá. Cvičiště byla navíc založena co do rozlohy velmi velkoryse, čímž zpravidla obsáhla velkou škálu biotopů v různých sukcesních stádiích a tím i velký počet druhů. Vlastní činnost armády následně vytvořila dostatečně hustou mozaiku biotopů umožňující přežití životaschopných populací na výrazně menším než krajinném měřítku. Zkušenosti ukazují, že stejně velká území by při tradičním zemědělském hospodaření nestačila k udržení dostatečně strukturované mozaiky biotopů. Dopady činnosti armády samozřejmě nevyhovují stejnou měrou všem druhům, těmito aktivitami byl podporován vznik zejména raně sukcesních stadií a na ně vázaných druhů. Právě permanentní či opakovaná disturbance je zásadní pro přežití mnoha druhů organismů patřících v současnosti mezi nejohroženější (např. White & Jentsch 2004, Jentsch 2007). Dalším důležitým faktorem ovlivňujícím druhovou diverzitu vojensky využívaných ploch je skutečnost, že tato místa unikla plošné eutrofizaci.



Obr. 1. Vojenské prostory byly kromě mechanických disturbancí často modelovány požáry. Spolek vojenské historie simuluje výcvikové podmínky mnoha způsobů. (Archiv Hutur, o.s.)



Obr. 2. Vojenské cvičiště Načeraťský kopec u Znojma, 1985. (Archiv Hutur, o.s.)



Obr. 3. Pohled ze stejného místa v roce 2010. Dvacet let po ukončení vojenské činnosti sukcese významně pokročila. (J. Koptík)

Ochrana přírody

V mnoha směrech se vývoj chápání vojenských prostorů v ochraně přírody podobá jiným místům vzniklým antropogenní činností – povrchovým lomům, výsypkám, popílkovištím či odkalištím. I u vojenských cvičišť jsme si prošli stadiem jejich přirovnávání k měsíční krajině a lkaní nad zničenou přírodou. I zde postupně docházíme k poznání, že jsme naopak vytvořili, či přesněji dali vzniknout, biologicky zajímavým místům. Místům, kde druhová diverzita není vysoká navzdory tomu, že zde cvičila armáda, ale právě proto. Bohužel se často stále nedaří přenést toto zjištění do širší praxe a při návrzích managementu pro tato místa se nedrží klasických postupů.

Různé typy výcvikových činností armády jsou heterogenní jak v prostoru, tak v čase, což vede ke vzniku (a udržování) mozaiky různých se měnících biotopů. Stěžejní pro zachování diverzity je právě ona dynamika činností armády doplněná o výrazné disturbance. Důsledky armádních aktivit tak otvírají životní prostor i konkurenčně slabším, většinou ohroženým druhům. To je zásadně odlišný přístup oproti běžně používané péči o společenstva otevřených biotopů, která jsou v současné době obnovována pastvou či kosením, s cílem zachovat víceméně rovnovážný statický stav. Toto někdy až zahrádkářské udržování určitého zvoleného sukcesního stádia vybraného biotopu však vyhovuje pouze určitým cílovým druhům. Disturbance v běžné

ochranářské praxi stále není docenována a většinou je chápána jen jako zablokování sukcese.

Na začátku 90. let 20. století prošla území využívaná armádou zásadní změnou. Po odchodu sovětských vojsk a po redukci české (československé) armády byla v naprosté většině posádkových cvičišť ukončena výcviková činnost a ve vojenských výcvikových prostorech došlo k utlumení aktivit. Tři prostory, Výcvikový vojenský prostor (VVP) Milovice-Mladá, VVP Mimoň (Ralsko) a Dobrá Voda na Šumavě byly dokonce opuštěny zcela. Některé lokality našly komerční využití, jiné se přeměnily na ornou půdu nebo homogenní louky, v některých prostorech se dokonce s dotační podporou začalo zalesňovat. Několik jich bylo vyhlášeno jako chráněná území, např. PP Vojenské cvičiště Bzenec, PP Na Plachtě 2 (Hradec Králové), PR Tankodrom (Rakovník) nebo PR Pod Benáteckým vrchem (Milovice), většina území zůstala ale bez povšimnutí, a to jak ze strany různých investorů, tak ze strany ochrany přírody.

Vývoj od roku 1990

Po dvaceti letech od ukončení vojenského výcviku tak došlo vlivem sukcese k zániku volných plošek půdy, zapojení trávníků a dokonce již k masivnímu rozvoji keřů i stromových porostů. Některá cvičiště nebo jejich části se stala prakticky neprostupnými. Není patrně nutné zmiňovat, jak negativní vliv měly tyto změny na druhová spektra na těchto lokalitách. Bohužel ani vyhlášená chráněná území nebyla během této doby spravována optimálně, některá zůstala prakticky bez managementu (např. PR Tankodrom), v dalších územích byl zvolen nevhodný způsob hospodaření (např. homogenní strojní seč v PP Pod Benáteckým vrchem), jinde management probíhal, ale pouze s ambicí zakonzervovat vybrané biotopy v aktuálním rozsahu (PP Na Plachtě 2). Vyhlášení opuštěných vojensky využívaných ploch

za zvláště chráněná území bylo bohužel spojeno s vyloučením vjezdu motokrosářů či řidičů terénních automobilů, aktivit, které pomohly v některých nechráněných územích tohoto typu zabránit nejhoršímu.

Během posledních několika let začalo být kolem vojenských prostorů živo. Na řadě lokalit jsou plánovány nebo již realizovány různé podnikatelské záměry, např. solární elektrárny (Stříbro, VVP Ralsko) či zábavní centra (VVP Ralsko). Pozadu nezůstala ani ochrana přírody a více než dvacet území zařadila mezi evropsky významné lokality. Co je ale důležitější, změnil se pohled na způsob hospodaření či přesněji na zásahy na těchto lokalitách. Objevují se již první projekty napodobující nebo využívající vojenské činnosti. Za zmínku rozhodně stojí aktivity ve VVP Milovice-Mladá nebo v PP Na Plachtě – více viz případové studie.

Žádoucí management

Právě napodobení nebo maximální využití vojenských činností, které vytvořily tato druhově bohatá místa, jsou klíčové pro zachování jejich přírodních kvalit. K podpoření tohoto názoru zatím neexistují „tvrdá data“; na různých výzkumech sledujících přesný dopad jednotlivých činností a jejich kombinací se dosud pracuje. Pro tento postup existuje nicméně jeden pádný a nezpochybnitelný argument. Vojensky využívaná území vznikla zpravidla ve zcela průměrné (ve 40. a 50. letech minulého století) krajině. Vojenská činnost nejenže dokázala uchovat zde žijící druhy do současnosti, ale podmínky na lokalitách byly tak dobré, že druhy dokázaly přežít i dvacet let bez jakéhokoli managementu a začínají vymírat až nyní. Proto se jako logické jeví pokračovat v postupech, které uvedená území po desetiletí ovlivňovaly a udržovaly. Rozhodně nešťastné by bylo zavádění unifikujících typů obhospodařování, jako je např. kosení velkých ploch, které nedokáže zajistit heterogenní mozaiku biotopů s dostatečným zastoupením



Obr. 4. Pasená plocha v komerčně využívaném tankodromu v Milovicích. Je to vhodný způsob managementu v kombinaci s dalšími způsoby disturbancí. (Archiv Hutur, o.s.)



Obr. 5. Opuštěný vojenský prostor Malhostovice u Brna v roce 2010, kde je pastva možným způsobem údržby. Samotná ale nemůže nabídnout dostatečně obnažený substrát. (P. Marhoul)

obnaženého substrátu a řídkých trávníků. Ostatně první výsledky zásahů v Milovicích a Na Plachtě ukazují, že jde o správnou cestu. Do těchto území, alespoň do těch chráněných, je nutné zakomponovat celou škálu disturbancí napodobující dopad pojezdů zejména pásových, ale i kolových technik. Je nutné obnovit drobné změny v půdním horizontu, které vznikaly při vytváření zákopů a okopů, či při různých explozích. Zásadní je také začít v péči o území (krajinu) používat oheň a vytvářet umělé požáry. Tyto aktivity je nutno samozřejmě “náhodně” kombinovat, a to jak v prostoru, tak v čase. Považujeme za nutné upozornit, že tyto postupy se netýkají jen bezlesí. Ve VVP (především na lokalitách Milovice-Mladá a Ralsko) se nachází také rozsáhlé lesní porosty, které se často, zejména v okolí střelnic a tankodromů, svým charakterem zcela vymykají běžným hospodářským lesům. Jde o místa, která byla formována ohněm, výbuchy či disturbancemi těžkou technikou. Výsledkem jsou věkově i strukturně výrazně diferencované porosty s velkým podílem pionýrských dřevin. Místy se setkáváme s lesy, které se množstvím stromů blíží charakteru savany. Vojenskými aktivitami ovlivněné porosty jsou charakteristické velkým podílem mrtvého a odumírajícího dřeva, vysokou mírou oslunění dřevin i podrostu a značným podílem obnažené půdy a jsou opět refugiem řady chráněných a ohrožených organismů (Vitner et al. 2001). Tyto na české poměry unikátní porosty v současnosti rychle zanikají vlivem úspěchu a zavedení standardní lesnické péče.

Pro ochranu přírody znamená zavedení managementu opuštěných vojenských prostorů a jejich uchování ještě jeden výrazný přínos. Při správné péči o vojenské prostory je přímo vyžadována přítomnost a činnost lidí v těchto územích. Veřejnosti tak ochrana přírody nabízí místa, kde mohou aktivně trávit svůj volný čas. Místa, která v současné české krajině prakticky chybí, protože je zde možné vykonávat téměř jakékoliv aktivity. Vítání by měli být vyznavači terénních vozidel a čtyřkolek, jezdci na koních, hráči paintballu apod. Na řadě lokalit by bylo možné pořádat různé srazy či hudební a jiné akce – vždyť jaký je rozdíl mezi dupáním stovek vojáků a dupáním stovek tanečnicků techna? Díky těmto postupům má ochrana přírody šanci alespoň trochu povystoupit z často neprávem chápané pozice zákazové instituce a nepřátel lidí pohybujících se v rezervacích mimo vyznačené stezky.

Vojenské prostory také poskytují dostatečně velký prostor pro návrat velkých savců do naší krajiny, zejména zubra. První poznatky sbírají Vojenské lesy a statky v Milovicích s tím, že společně s AOPK ČR zvažují vysazení zubra v Doupovských horách. Obnova populací původních druhů herbivorů by v těchto, případně i dalších vybraných

oblastech byla ekonomicky nenákladnou příležitostí k obnově a udržování přirozeného řídkého lesa a bezlesí.

Vojenské prostory mají význam ještě v jedné rovině. Mohou se stát příkladem a vzorem i pro management v “nevojenských” chráněných územích. Zastoupení druhů v armádou ovlivňovaných územích, kde společně potkáme např. stepní a ruderalní druhy rostlin, nám v malém měřítku ukazuje, jak to dříve mohlo vypadat i v běžné volné krajině. Znalost tohoto principu dává vodítka k pochopení toho, proč množství druhů, zejména hmyzu, i přes cílenou péči vymírá. Toho, že naše chápání struktury krajiny, přesněji její rozdělení na vegetační formace jako louka, les nebo step, neodpovídá nárokům především živočišných druhů. Proto bychom diverzifikací stávajících managementů a upravením jejich cílů mohli podpořit celou řadu ohrožených a chráněných druhů, včetně těch vázaných na raně sukcesní stadia.

Poděkování


Výzkum byl podpořen grantem VaV/SP/2d3/153/08.

Literatura

- Jentsch A. (2007): Restoration ecology in the need to restore process – the crucial role of disturbance regime. – *Restoration Ecology* 15: 334–339.
- Reif J., Marhoul P., Čížek O. & Konvička M. (2011): Abandoned military training sites are an overlooked refuge for at-risk open habitat bird species. – *Biodiversity Conservation* 20: 3645–3662.
- Vitner J., Vrabec V. & Matouš J. (2001): Předběžný soupis druhů členovců (Arthropoda: Crustacea, Araneida, Insecta) významných z hlediska územní ochrany bývalého VVP Mladá. – *Příroda* 8: 65–74.
- Cizek O., Vrba P., Benes J., Hrazský Z., Koptík J., Kucera T., Marhoul P., Zamecník J. & Konvička M. (submitted): Conservation potential of abandoned military areas matches that of established reserves: Plants and butterflies in the Czech Republic. – *PLoS ONE*.
- White P.S. & Jentsch A. (2004): Disturbance, succession and community assembly in terrestrial plant communities. – In: Temperton V.M., Hobbs R.J., Nettle T. & Halle S. (eds), *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*, pp. 341–366, Island Press, Washington, DC.

Disturbanční management – cesta k zachování druhově bohatých společenstev v opuštěných vojenských prostorech

Jaroslav Zámečník & Pavel Marhoul

Lokalizace	 Milovice-Mladá, 40 km severovýchodně od Prahy 50°16' N, 14°53' E; nadmořská výška 190–260 m
Ochranný status	PP (Pod Benáteckým vrchem), EVL (Milovice-Mladá – 1250 ha)
Ekosystém	Přibližně polovina EVL je tvořena bezlesím s dominantními xerotermními, převážně zapojenými trávničky (zejména svazu <i>Bromion</i> a <i>Arrhenatherion</i>) a navazujícími poloruderálními a ruderálními porosty. Druhá polovina je tvořena lesními porosty s převažujícím dubem letním (<i>Quercus robur</i>) a břízou bělokorou (<i>Betula pendula</i>), přibližně na 300 ha těchto porostů je dosud patrný vliv vojenské činnosti (Čížek & Zámečník 2007)
Obnovená plocha	135 ha (PP Pod Benáteckým vrchem 69 ha, Pozorovatelná cca 60 ha, Travniny cca 6 ha).
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR, OPŽP, agroenvironmentální programy, Krajský úřad Středočeského kraje, Hutur o.s., Daphne ČR – Institut aplikované ekologie
Náklady	Management napodobující vojenskou činnost: 7,5–12,5 tis. Kč/ha ročně

Výchozí stav

Historie vojenského výcvikového prostoru (VVP) Milovice-Mladá sahá až do roku 1904, čímž se řadí mezi naše nejstarší území vyčleněná pro výcvik armády. Od počátku byl koncipován pro výcvik všech druhů vojska a do roku 1950 na území VVP dokonce probíhala dělostřelecká střelba. Od 50. let 20. století do jeho opuštění armádou v roce 1991 zde převažoval tankový výcvik.

Po opuštění VVP o rozloze 59 km² došlo v roce 2002 na 0,7 km² k vyhlášení PP Pod Benáteckým vrchem. Zde byl ale na pět let zvolen nevhodný management, který spočíval v částečném kosení území strojní sekačkou. Zbývající část bezlesých stanovišť cvičiště byla bez péče a v lesích se hospodařilo hospodářským způsobem.

Biotopy jsou v současnosti většinou biologicky degradované, s velkým podílem expanzivních druhů trav a keřů. Dlouhodobá absence zásahů vedla k zapojení drnu a snížení podílu dvouděložných rostlin. Původně na mnoha místech světlé lesní porosty ztratily svůj charakter vlivem ukončení vojenské činnosti a následného výrazného rozvoje křovin a především zavedením tradičního lesního hospodaření. Tyto změny vedly již k vymírání živočichů – řada druhů vázaných na raně sukcesní stadia je v současné době na lokalitě „nezvěstná“, například okáč šedohnědý (*Hyponephele lycaon*), okáč metlicový (*Hipparchia semele*) nebo skřivan lesní (*Lullula arborea*).



Obr. 1. Jedna z metod používaných k mechanické disturbanci porostů. Soustavu kolejnic dokáže utáhnout jen tank. (P. Vaňhát)

Abiotické podmínky

V horninovém podloží nalezneme turonské slínité prachovce a pískovce České křídové pánve, místy překryté fluviálními písčnými až štěrkovými sedimenty. Průměrná roční teplota (stanice Semčice) je 8 °C, průměrný roční úhrn srážek činí 578 mm.

Cíle

Cílem managementu je napodobení režimu disturbance dříve působených činností armády, který spočívá především v neustálé iniciaci sukcese.

Obnovná opatření

V současné době jsou zásahy omezeny pouze na část bezlesí.

2010–2011	Na 69 ha (PP Pod Benátským vrchem) prováděn management napodobující vojenskou činnost – pojezd pásovou (tanky a bojová vozidla pěchoty) a kolovou technikou, vláčení soustavou kolejnic, shrnování drnu bagrem a pásovým buldozerem, každoroční vypalování části travních porostů, obnova a vytváření nových depresí napodobujících krátery po likvidaci munice a okopy pro techniku. Veškeré aktivity jsou rozmístěny náhodně, vytvářejí tak neustále se měnící mozaiku různě disturbovaných a sukcesně pokročilých stanovišť. K narušení přispívají i pojezdy terénních aut a motorek. Počítá se s pastvou ovcí a koz.
2010 až současnost	Pravidelný monitoring početně vybraných druhů rostlin a vybraných živočišných skupin.
2011	Na cca 60 ha (Pozorovatelná) vypalování, pastva ovcí a senoseč. V dalších letech by měl být management doplněn o disturbance vojenskou technikou. Na cca 6 ha (Traviny) vyřezávání křovin a pastva.

Sledování vlivu managementu

Cílem výzkumu je zjistit, jak realizovaný rozsah činností povede k obnažení volné půdy (a), změně v zapojení travníků (b) a v podílu dvouděložných rostlin (c) a k jakým změnám následně dojde v druhovém spektru a početnostech bezobratlých a obratlovců. Výsledky výzkumu by měly umožnit upravit jeho případný negativní vliv na druhové složení či na abundanci jednotlivých druhů a minimalizovat finanční nákladnost.

Byly použity následující metody monitoringu:

1. V území je vytyčena série trvalých transektů, na kterých jsou sbírána data o vegetaci, vybraných skupinách bezobratlých (denní motýli, střevlíci, mravenci, pavouci) a ptáčích.
2. V teplomilných travních porostech převažující vegetace svazů *Bromion erecti* a *Cirsio-Brachypodium pinnati* byl založen na trvalých plochách maloplošný experiment, jehož cílem je získání podkladových dat o průběhu sukcese po různých typech jednorázové disturbance – pojezd pásové techniky (a), srážnutí vrchní vrstvy drnu i se zeminou (b) a aplikace graminicidu s cílem potlačit konkurenční dominantní trávy (Hurst & John 1999) (c).
3. Dopady managementu jsou dále sledovány mapováním změn rozšíření druhů rostlin a živočichů.

Výsledky

Výzkumy v území probíhají tři, resp. 1,5 roku. Výsledky doposud nebyly statisticky zpracovány v takovém detailu, aby je bylo možno zobrazit formou grafů či tabulek. Z tohoto důvodu se následující hodnocení zakládá na slovním popisu hlavních pozorovaných trendů.

Prováděný „vojenský“ management na Benátském vrchu vedl ve strukturně víceméně homogenních porostech s převládajícím sverepem vzpřímeným (*Bromus erectus*) či válečkou prapořitou (*Brachypodium pinnatum*) k výraznému zvýšení podílu dvouděložných rostlin (Obr. 3). Celkové zvýšení pokryvnosti a počtu druhů dvouděložných rostlin, včetně semiruderálních a ruderálních druhů, vedlo ke zvýšené nabídce nektaru. Zajímavým poznatkem je fakt, že stejné managementové zásahy vedly k výraznému zvýšení množství xerothermních druhů a jejich fertility spíše na živinami bohatších a vlhčích (ruđerálních) stanovištích, než v typicky stepních porostech, což je nejspíš odrazem jejich ekologických nároků. Dlouhodobé zachování xerothermních druhů na semiruderálních stanovištích je tedy často umožněno vhodným nastavením zásahů, které budou omezovat sukcese a povedou k její neustálé iniciaci (Konvička et al. 2005). To byl bezesporu jeden ze základních aspektů, který umožnil zvýšení abundancí a plošné rozšíření řady (nejen) chráněných a ohrožených druhů bezobratlých. Za názorný příklad mohou posloužit např. zvyšující se počty dospělců v populacích kriticky ohrožených motýlů – modráska Rebelova (*Maculinea rebeli*) či adély hořcové (*Adela violaria*).



Obr. 2. Managementové zásahy napodobující vojenskou činnost v roce 2010 – kromě Klubu vojenské historie Milovice se zapojili také dobrovolní hasiči. (P. Marhoul)

Po zavedení na první pohled drastických managementových zásahů došlo k výraznému rozvolnění zapojených semiruderálních porostů, ve kterých velice dobře regenerovaly jednotlivé rostliny hořce křížatého (*Gentiana cruciata*) – zvýšil se počet i velikost kvetoucích prýtlů a v okolí jednotlivých rostlin bylo nalezeno i množství semenáčků. I před statistickým vyhodnocením dat si můžeme rostoucí abundanci jednotlivých druhů ilustrovat i na dalších druzích motýlů, jako je modrásek hnědosvrtný (*Polyommatus daphnis*) či m. ušlechtilý (*Polyommatus amandus*), vřetenuška čičorková (*Zygaena ephialtes*) nebo v. štírovníková (*Z. angelicae*). Zmíněné druhy velice rychle osídlily místa s rozvolněnou vysokobylinnou vegetací. Existuje však celá řada druhů bezobratlých, které preferují nízkostébelné xerothermní travníky a semiruderální, byť rozvolněné, porosty neosídlují. Podle pozorování se jedná například o soumarčnicka skořicového (*Spiala sertorius*), vřetenušku ligrusovou (*Z. carniolica*) či zelenáčka koulenkového (*Jordanita globulariae*). Nicméně i tyto druhy dávají v xerothermních travnicích přednost disturbovaným místům s řídkou vegetací.

V souladu s očekáváním se podle předběžných analýz ukazují rozdíly v průběhu sukcese po použití různých typů disturbance. Všechny typy základních disturbance vykazují nárůst podílu dvouděložných rostlin. Liší se však druhová skladba. Mechanická disturbance na rozdíl od použití graminicidu potlačuje např. mateřídoušku (*Thymus* spp.), černohlávku (*Prunella* spp.) hvozdíky (*Dianthus* spp.) či ledeneč přímořský (*Tetragolobus maritimus*).



Obr. 3. Shrnutý pruh půdy, na kterém se vyvinula květnatá semiruderální vegetace s bohatou nabídkou nektaru pro bezobratlé, jeden rok po zásahu. (Archiv Hutur, o.s.)

Nové poznatky a perspektivy

Vyhlášení území v kategorii EVL jej sice chrání proti výrazným tlakům na jeho ekonomické využití (satelitní výstavba, solární elektrárny, letiště aj.), ale zároveň se zde těžce prosazuje realizace vhodného managementu, který je pro českou ochranu přírody více než nezvyklý. Jakýkoliv management je navíc kvůli značné rozloze území finančně nákladný. Obnova bezlesí a disturbancí vyvolala názorové střety mezi nestátními neziskovými organizacemi a pracovníky státních orgánů ochrany přírody.

Kvalitní management z celkové rozlohy cca 600 ha bezlesí probíhá v současnosti pouze na 70 ha a na dalších zhruba 70 ha je snaha o vhodnou úpravu managementu. Oproti tomu na 600 ha lesních porostů se v současné době nedělá vůbec nic a z různých správních a finančních důvodů se žádné ochrannářské zásahy ani neplánují. O to větší by mohla být snaha orgánů ochrany přírody o využití fakticky bezplatného managementu, který nabízí např. milovníci terénních vozidel a podobné zájmové skupiny.

Veřejná podpora

Do projektu se postupně zapojily dva vojenské spolky, které sídlí v okolních obcích. Jeden v současnosti využívá svou techniku (tanky a bojová vozidla pěchoty), u druhého by k jejímu využití mělo dojít.

Poděkování

Chtěli bychom poděkovat zejména Pavlu Vaňhátovi (KÚ Středočeského kraje), kterému se podařilo prosadit a realizovat management

na Benáteckém vrchu. Dále všem, kteří dospěli k poznání o značné biologické hodnotě tohoto území a podporují jeho ochranu.


Výzkum byl finančně podpořen prostřednictvím grantu MŽP ČR – VaV/SP/2d3/153/08 a KÚ Středočeského kraje na základě smlouvy č. 361/OŽP/2008.

Literatura

- Čížek O. & Zámečník J. (2007): Plán péče o evropsky významnou lokalitu (návrh na vyhlášení přírodní památky) Milovice–Mladá a PR Pod Benáteckým vrchem na období 2008–2017. – Ms.; Plán péče, Krajský úřad Středočeského kraje, Praha.
- Hurst A. & John E. (1999): The effectiveness of glyphosate for controlling *Brachypodium pinnatum* in chalk grassland. – *Biological Conservation* 89: 261–265.
- Konvička M., Beneš J. & Čížek L. (2005): Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. – *Sagittaria*, Olomouc.

Obnova disturbancí a bezlesí v bývalém vojenském cvičišti Na Plachtě

Martin Hanousek

Lokalizace	 PP Na Plachtě, jihovýchodní okraj města Hradec Králové 50°11' N, 15°51' E; nadmořská výška 230–250 m
Ochranný status	PP, EVL
Ekosystém	Periodické a stálé tůně, stanoviště otevřených písků, suché a vlhké louky (zejména svazů <i>Violion caninae</i> , <i>Molinion</i> , <i>Bromion erecti</i> a <i>Trifolion medii</i>), suchá vřesoviště nížin a pahorkatin, vlhká vřesoviště
Obnovená plocha	Cca 12 ha z cca 40–45 ha dříve využívaných armádou
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR, Krajský úřad Královéhradeckého kraje, dobrovolnická činnost (veřejnost, nestátní neziskové organizace a Východočeský klub přátel vojenské techniky)
Náklady	Pojezd vojenskou technikou 50 000 Kč/ha (cca 15 % MŽP ČR, Krajský úřad Královéhradeckého kraje, 85 % Východočeský klub přátel vojenské techniky); obnova tůní 50 000 Kč/rok (cca 300 Kč/m ³); kosení 20 000 Kč/ha; odstranění 5 ha náletových dřevin 0 Kč (prodej palivového dříví, štěpky); rotační pastva ovcí a koz včetně dozoru a každoroční opravy ohradníků 70 000 Kč/ha

Výchozí stav

Severní polovina bývalého cvičiště byla minimálně od 15. století obecní půdou (tzv. občinami) a byla využívána k pastvě. V roce 1897 městská obec postoupila pozemky c. k. vojenskému eráru ke zřízení vojenského cvičiště (Pitaš in Prausová 2005), přičemž došlo k rozšíření bezlesí vykácením lesa i na zbývající část území. Tato na konci 19. stol. odlesněná plocha je v současné době nejcennější částí lokality, hostící řadu chráněných a ohrožených druhů otevřených stanovišť. Od převodu pozemků v roce 1897 přibližně do roku 2000 bylo území aktivně využíváno jako vojenské cvičiště. V první polovině 20. století sloužila jeho severní část také jako letiště. Vojenské aktivity spolu s nelegální těžbou písku vedly k vytvoření mokřadů (Prausová et al. 2005), ale i stanovišť otevřených písků, vřesovišť a luk. Činnost armá-

dy, zahrnující kromě údržby letiště především (od 50. let 20. století) opakované narušování povrchu cvičiště těžkou technikou, vytváření zákopů a okopů či občasné požáry, byla zásadním faktorem, který vytvořil unikátní ekosystém, v němž dobře prosperovaly také druhy žijící na dřívějších pastvinách. Území se také vyhnulo obvyklým negativním vlivům zemědělského hospodaření v okolní krajině.

Vojenská cvičení a především pojezd pásovými a kolovými vozidly byly výrazně omezeny v první polovině 80. let. 20. století a zcela ukončeny byly na počátku 21. století. Severní třetina území byla v 80. letech 20. stol. proměněna na rozsáhlou skládku stavebního a částečně i komunálního odpadu. Významnějším negativním vlivem ale bylo počínající rozsáhlé zarůstání lokality dřevinami, související s ukončením výcviku. V roce 2008 dosáhla pokryvnost porostů dřevin cca



Obr. 1. Jeden z 20 mokřadů, kde po likvidaci dřevin (viz. Obr. 2) byla odstraněna 30 cm vrstva půdy. Duben 2011. (M. Hanousek)



Obr. 2. Obnovovaný mokřad na počátku zásahu (říjen 2010), tj. cca 25 let od útlumu činnosti armády. (M. Hanousek)

80 % rozlohy. Zarůstání lokality vedlo k zániku raných sukcesních stádií různých typů stanovišť a tím i k omezení až zániku populací mnohých ochranně významných druhů, např. k vymření poslední populace sysla obecného (*Spermophilus citellus*) v Královéhradeckém kraji (Mikátová 1997) aj. Většina bývalých pastvin v severní části byla postupně zastavěna. Lokalita Na Plachtě se tedy ocitla izolována a sevrěna mezi rozšiřující se zástavbou od severu a lesem na jihu, což umocňovalo negativní dopad rozšiřujících se náletových dřevin.

Biologická hodnota lokality začala být objevována již na konci 70. let 20. století. Na bývalém cvičišti bylo dosud zaznamenáno přibližně 720 druhů vyšších rostlin, 69 druhů mechů, 107 druhů hub a více jak 2300 druhů živočichů, z toho přes 900 druhů brouků, 50 druhů vážek, 750 druhů motýlů, 220 druhů blanokřídlých, 114 druhů dvoukřídlých, 40 druhů měkkýšů, 16 druhů obojživelníků, 5 druhů plazů, 140 druhů ptáků a 14 druhů savců (Mikát et al. 2004).



Obr. 3. Obnova raných sukcesních stádií tůň za použití vojenské techniky. (M. Hanousek)

Abiotické podmínky

Geologický podklad tvoří slínovce překryté na povrch vystupujícím slínem, štěrkopísky a písky.

Hladina podzemní vody je silně ovlivněna srážkami, mocností pískové vrstvy a hloubkou, v níž se nachází nepropustná slínová vrstva (většinou 0–2 metry). Nacházejí se zde tak mělké periodické tůně sycené dešťovými srážkami nebo hlubší tůně ovlivňované hladinou podzemní vody.

Průměrné roční srážky jsou udávány mezi 590–630 mm. Průměrná roční teplota vzduchu je 8,5 °C.

Cíle

Obnova a rozšíření bezlesých stanovišť, tj. luk, vřesovišť, otevřených písků, tůň a skupinek osluněných dřevin, na 50 % PP Na Plachtě 2 do roku 2012. Cílem bylo nejen rozšíření ploch bezlesí a jejich vzájemné propojení, ale i obnova disturbancí k obnovování volného písku a půdy.

Obnovná opatření

Do konce 80. let 20. století	První pokusy o ochranu zpočátku omezeny pouze na zajištění územní ochrany a zamezení skládkování.
Od 90. let 20. století	Dobrovolnické kosení a vyřezávání malých ploch.
Kolem roku 2005	Zastaveno zarůstání zachovaných bezlesých ploch (centrálního mokřadu a vřesoviště) zavedením systematictější údržby – kosení a drobná údržba tůň, které nebyly zarostlé většími nálety. 85 % území bývalého cvičiště však zůstalo bez údržby.
2009	Uživatelé části pozemků se stala AOPK ČR, zahájeny práce na rozšiřování bezlesých ploch ve spolupráci s odborníky Muzea východních Čech, neziskovými organizacemi aj.
2009–2012	Vykáceno cca 7 hektarů zapojených, převážně 25 až 30 let starých porostů náletových dřevin. Na obnovovaném bezlesí byly ponechávány solitérní dřeviny, torza a cíleně byly vytvořeny vysoké pahýly. Záměrem bylo vytvoření oslabených osluněných dřevin s rychle vznikajícími dutinami. Obnoveno cca 20 periodických až stálých tůň, kde dochází k rozmnožování obojživelníků, na části ploch experimentálně zavedena pastva ovci a koz.
Říjen 2010 a 2011	Proveden pojezd vojenskou pásovou technikou na výměře 4 hektarů a 6 km cest.

Výsledky

Již druhým rokem po pojezdu vojenské techniky a techniky odvázející vykácené dřevo došlo k obnově desítek periodických tůň s výskytem listonoha letního (*Triops cancriformis*) a žabronožky letní (*Branchipus schaefferi*).

V roce 2011 byla na rekonstruovaných mokřadech opakovaně pozorována vážka jasnokvrnná (*Leucorrhinia pectoralis*) i čolek velký (*Triturus cristatus*). U listonoha letního došlo po pojezdu pásové techniky v roce 2010 k posílení populace z několika málo desítek kusů (2008–2010) na několik stovek kusů (2011). U žabronožek došlo ke zvýšení z desítek kusů přinejmenším na tisíce kusů. Zvýšila se i populace ropuchy zelené (*Bufo viridis*) a po 17 letech zde byla nalezena kriticky ohrožená ropucha krátkonohá (*B. calamita*).

Vojenská technika obnovila tisíce čtverečních metrů stanovišť pro hmyz vázaný na otevřené písky na vřesovištích – např. pro rýhonosce (*Coniocleonus*), samotářské vosy a včely (kutilký, hrabalky, písko-

rypky atd.) a na ně vázané parazitické včely a brouky (např. majky). Ponechávání solitérní dřeviny se ukázalo být vhodnými pro krasce *Ovalisia dives*, krasce rodu *Agrilus*, tesaříka *Xylotrechus panterinus*, mykofágní hmyz aj.

Pro krátký čas od realizace zásahů nelze zatím výsledky vlivu obnovy písčin na zástupce hmyzu podrobněji vyhodnotit. Překvapivě úspěšné však bylo potlačení třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*) pojezdem vojenskou technikou v porostech oslabených kosením.

Projekt obnovy bezlesí opakovaně narážel na snahu některých orgánů ochrany přírody o zcela neadekvátní ochranu dřevin (např. požadavky na náhradní výsadby za vzniklou ekologickou újmu, která měla kácením při obnově bezlesých stanovišť podle nich vzniknout).

Nové poznatky a perspektivy

Projekt v praxi ukázal mj. možnosti spolupráce s neochránářskými organizacemi při ochraně přírody. Aktivní zásahy v území umožnily ověřit praktické způsoby údržby bývalého vojenského cvičiště, jejich efekty a finanční náročnost různých přístupů.

V ochraně území se bohužel střetávají rozdílné zájmy ochránců přírody a developerů. Obnova bezlesí a disturbancí vyvolala názorové střety i mezi místními politiky, NGO a pracovníky orgánů ochrany přírody. Největší překážkou v obnově bezlesí je však v současnosti neopodstatněný a nepodložený strach části ochránářské obce z provádění těchto opatření.

Důležitou podmínkou pokračování projektu je dostatečná osvěta široké i odborné veřejnosti a vůle naslouchat odborným argumentům. Stejně tak důležitá bude ochota v praxi zkoušet a realizovat opatření, která mohou být neobvyklá.

Veřejná podpora

Projekt by nebylo možné realizovat bez podpory neziskové organizace Východočeského klubu přátel vojenské techniky. Část opatření

byla prováděna za pomoci dobrovolníků z řad veřejnosti a neziskových organizací. Lokalita je vzhledem ke své poloze na okraji města široce využívána školami ke vzdělávání studentů, obyvateli blízkých sídlišť pak k rekreaci a procházkám. Nejrůznější nálezy amatérské i odborné veřejnosti jsou zdrojem důležitých dat o výskytu druhů. Velmi vysoká návštěvnost je v zásadě pozitivním vlivem (např. zdroj disturbancí), avšak zvyšuje náklady na údržbu zařízení (např. naučné stezky, ohradník) a managementová opatření vyžadující dohled (např. pastva).

Poděkování

Projekt byl realizován díky osvětlenému přístupu odboru životního prostředí a zemědělství KÚ (Ing. Miloš Čejka, Mgr. Lenka Peterková), který i část opatření v roce 2011 realizoval. Poděkování za realizaci patří také a Miroslavu Tučkovi – předsedovi Východočeského klubu přátel vojenské techniky – a za odbornou podporu a pomoc s osvětou projektu RNDr. Blance Mikátové a zoologům Muzea východních Čech Miroslavu Mikátovi a RNDr. Bohuslavu Mockovi.

Literatura

- Mikát M., Samková V., Prausová R. & Mikátová B. (2004): Přírodní památka Na Plachtě – průvodce naučnou stezkou. – Agentura ochrany přírody a krajiny a Muzeum Východních Čech, Hradec Králové.
- Mikátová B. (1997): K výskytu sysla (*Spermophilus citellus*) na lokalitě Hradec Králové – „Na Plachtě“. – Acta Musei Reginaehradensis, Ser. A 25: 227–229.
- Prausová R. (ed.) (2005): Plán péče o PP Na Plachtě 1 a PP Na Plachtě 2 na období 2005–2014. – Ms.; Plán péče, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Hradec Králové.



Obr. 3. Suché vřesoviště se zajištěným managementem (srpen 2010). (M. Hanousek)



Krajina

Česká republika zaujímá v Evropě mimořádnou polohu danou kontaktem čtyř geologických oblastí – hercynika, karpatika, polonika a panonika. Specifický geologický vývoj území determinoval velkou diverzitu přírodních podmínek. Vněkarpatské sníženiny ležící v předpolí Západních Karpat se staly přirozenou cestou, kudy územím Slezska a Moravy od paleolitu migrovaly nejenom rostlinné a živočišné druhy, ale i lidské kultury. Krajina České republiky, ležící v pomyslném středu Evropy, se tak stala významnou křižovatkou, místem tranzitu a výměny informací mezi Pobaltím a mediteránem, Podunajím a západní částí Evropy. Různorodost přírodních podmínek i kulturních vlivů ovlivnila celkovou podobu kulturní krajiny – na svou malou velikost nezvykle diverzifikované a rozmanité. V pestré skladbě jsou zastoupeny říční, vrcholové, krasové i jiné ekofenomény, elementy a biotopy, které tvořily a tvoří základ vývoje strukturní a biologické diverzity naší krajiny (Fanta 2011).

Krajina České republiky byla po dlouhá staletí utvářena zemědělstvím, lesním hospodářstvím a rybníkářstvím. Od středověku se postupně k těmto činnostem přidala doprava, energetika, těžba nerostných surovin a stavební činnost. Přes značný vliv industrializace a urbanizace zůstala krajina Čech, Moravy a Slezska spíše venkovského typu. Osídlení České republiky se dosud vyznačuje velkým množstvím venkovských sídel. Obce do 2 000 obyvatel představují více než 90 % všech obcí ČR a současně obce s méně než 200 obyvateli 28 % všech obcí (Anonymus 2009). Na venkově žije celkem 26,2 % obyvatel ČR (Střeleček & Zdeněk 2006).

I když lidé krajinu ovlivňovali přinejmenším od doby bronzové, až do raného středověku určovala právě prostorová diverzita krajiny strukturu osídlení území a jeho charakter. Způsob využití území dlouho vycházel z intuitivního respektu člověka k maloplošnému charakteru krajiny. Hluboké změny v krajině nastaly až v souvislosti s rozvojem industrializace v 19. století. Technické možnosti a nedokonalé řízení činnosti člověka přivedly rozsáhlá území téměř až na práh ekologické krize.

K zemědělskému nadužívání krajiny došlo ale až ve druhé polovině 20. století při kolektivizaci a zestátnění zavedenými totalitním režimem. Nikdy dříve neprodělala česká zemědělská krajina takovou jednorázovou zkázu strukturní a biologické diverzity. Pro více než 70 % druhů rostlin a živočichů se toto prostředí stalo natolik nevhodné, že je ohroženo jejich samotné přežití a vyžadují od té doby zvláštní ochranu (Fanta 2011).

Nosným programem doby socialismu (1948–1989) se stala soběstačnost v zemědělské produkci za každou cenu. Direktivním způsobem se přebíraly sovětské hospodářské postupy bez ohledu na podstatnou odlišnost přírodních podmínek v České republice. Veškerá hospodářská činnost byla podřízena snaze o dosažení maximálních výnosů. Jedním z výsledků této politiky bylo zcelování pozemků do neúměrně velkých zemědělských honů. Vysoká diverzita krajinných ploch, typická pro malovýrobní uspořádání naší krajiny v minulosti, byla silně redukována na uniformní území, podřízené cílům velkovýrobního hospodaření. Důsledkem pozemkových změn bylo výrazné snížení druhové a ekosystémové diverzity, zvýšení erozního ohrožení území, degradace půd, omezení prostupnosti krajiny, snížení obytné hodnoty území a celkové narušení ekologické rovnováhy zemědělské krajiny.

V průběhu poválečného vývoje bylo v České republice odstraněno asi 20 % luk, 145 000 ha mezí (t.j. asi 800 000 km), 120 000 km polních cest, 35 000 ha hájků a remízů, byla vysušena většina mokřadů a lužních lesů a napřímena a zpevněna koryta významné části vodních toků (Weber & Hrochová 1992, Fanta 2011). Zemědělská krajina se proměnila v monofunkční výrobní prostor. K devastaci zemědělské krajiny u nás došlo téměř ve všech regionech, je ale pravdou, že ne všude stejnou měrou.

Začátkem 90. let 20. století byly konstatovány největší problémy stavu krajiny způsobené necitlivým způsobem hospodaření:

- neúměrné zjednodušení krajině matrice a celková unifikace lesní a zemědělské krajiny s preferencí velkoplošných monokultur, která vedla k narušení ekologické rovnováhy na větší části území ČR;
- snížená prostupnost intenzivně využívané krajiny pro člověka a volně žijící druhy živočichů i rostlin;
- neúměrné zatížení půd a vod eutrofizací a polutanty (rezidua pesticidů, ropných látek, těžkých kovů, nitrátů a sloučenin fosforu a draslíku);
- vysoké ohrožení a poškození půd vodní a větrnou erozí;
- narušení vodního režimu krajiny neúměrnou regulací odtokových poměrů a snížení retenční kapacity povodí;
- poškození lesů vlivem intenzivního hospodaření (preferujícího monokultury smrku) a znečištění ovzduší;
- celková degradace významné části území ČR vlivem hlubinné a povrchové těžby uhlí;



Obr. 1. Krajina Moravských Kopanic (CHKO Bílé Karpaty). Vysoký podíl ovocných dřevin je pro kulturní krajinu ČR typický. Staré a krajové odrůdy ovocných stromů jsou kulturním dědictvím a součástí krajinného rázu země. (A. Salašová)



Obr. 2. Česká republika ztrácí denně téměř 11 ha zemědělské půdy vlivem suburbanizace. (A. Salašová)

- narušení krajinného rázu a estetických hodnot krajinné scenerie;
- ztráta vztahu člověka k místu, ve kterém žije, způsobená hlavně násilnou změnou vlastnických poměrů (převod soukromého vlastnictví na státní nebo družstevní).

Změna politických poměrů v r. 1989 otevřela celospolečenskou diskusi o stavu prostředí a vytvořila podmínky pro zahájení dlouhodobého procesu revitalizace a regenerace kulturní krajiny ČR. Začátkem 90. let byly položeny základy nové legislativy, bez které by následná regenerace krajiny nebyla možná: zákon č. 17/1992 Sb. o životním prostředí, velice moderní zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, zák. č. 244/1992 Sb. o vlivech na životní prostředí, který poprvé zavedl do praxe proces EIA a SEA, zákon č. 284/1991 Sb. o pozemkových úpravách a pozemkových úřadech, který vytvořil předpoklady pro restituci vlastnictví a celkovou obnovu zemědělské krajiny, novely zákona č. 50/1976 Sb. o územním plánování a stavebním řádu, které zavedly do plánování povinnost budování ekologických sítí atd.

Souběžně s přípravou legislativy vyhlásila vláda ČR několik dotačních programů na podporu celkového ozdravení, respektive obnovy krajiny. Je poměrně unikátní, že většina z nich funguje v ČR dosud, byť v pozmeněné podobě. K nejvýznamnějším patří: Program obnovy venkova (1991), Program péče o krajinu (1994), Program revitalizace říčních systémů (1991), který byl v roce 2009 nahrazen širěji pojatým Programem obnovy přirozených funkcí krajiny. Je ale nutno říci, že zdaleka ne vždy se podařilo konkrétní projekty realizovat v souladu s ekologickými požadavky a znalostmi a výsledky byly mnohdy značně tristní.

Za nejvýznamnější lze považovat Program péče o krajinu, který podstatným způsobem podpořil realizaci konkrétních opatření po celém území ČR. Jeho cílem je zachování a posílení významných mimoprodukčních funkcí krajiny, vycházejících z principu udržitelného hospodaření, především funkcí ekologických a vodohospodářských, včetně pozitivního ovlivnění tvorby krajiny všude tam, kde převažuje veřejný zájem. Program podporuje široké spektrum regeneračních opatření, jako je např. management zvláště chráněných území, zásahy proti invazivním druhům rostlin a živočichů, zakládání prvků ekologických sítí, obnova mokřadů, trvalých travních porostů, extenzivních ovocných sadů, alejí, ale i historických zahrad a parků.

Aby mohla být revitalizační opatření v krajině realizována, musely být nejdříve v souladu se záměry zpracovány nové územní plány obcí a novými pozemkovými úpravami musela být upravena vlastnická práva k pozemkům. Jedná se o finančně, časově a organizačně nesmírně náročná opatření, která po roce 1989 zajišťoval stát a která ještě zdaleka nepokrývají většinu území ČR. Díky komplexním pozemkovým úpravám byly navrženy a následně realizovány protierozní opatření, vodohospodářské úpravy, zařízení pro zvýšení prostupnosti krajiny, prvky ekologických sítí a další opatření pro „zvelebení“ krajiny. Současně byla zpracována nová efektivnější organizace zemědělsky využívaných pozemků. V období 1992–2002 bylo realizováno celkem 21 000 jednoduchých pozemkových úprav (reorganizace a regenerace pouze části katastru) a 146 komplexních pozemkových úprav. Do r. 2011 bylo na území ČR realizováno již celkem 1 146 komplexních pozemkových úprav z celkem 13 037 katastrálních území, co je necelých 11 % území. Rychlejšímu postupu prací brání zejména nedostatek finančních prostředků, které stát může alokovat do realizace pozemkových úprav (Podhrázská 2011). Dalším významným problémem optimalizace krajiny prostřednictvím pozemkových úprav je častý nezáměr nebo neochota vlastníků poskytnout část svých pozemků potřebných pro realizaci revitalizačních opatření.

Znehodnocení krajiny v totalitním období pokračující do značné míry i v současnosti nepostihlo českou krajinu jen po stránce přírodní nebo prostorové. Hluboce se destrukce dotkla samotné kulturní identity člověka a krajiny, projevující se jeho ztrátou vztahu k půdě a ztrátou smyslu pro měřítko krajiny. Dokladem je marginalizace významu kulturně historických hodnot krajiny a jejich struktur, likvidace starých alejí a ovocných sadů, zastavování historických prostorů, poškozování drobných sakrálních objektů v krajině a jejich stromového doprovodu. Krajina definitivně ztrácí svou historickou paměť a kulturní obsah; stává se pouhým prostorem účelově zaměřeným na výrobu tržních komodit, prostorem, kterým pouze projíždíme.

Česká krajina se v posledních 20 letech výrazně mění. Rozdíly mezi regiony se zvětšují na základě jejich socioekonomických a přírodních podmínek. Hlavními probíhajícími procesy na úrovni krajiny v úrodných a exponovaných regionech jsou: a) urbanizace provázená záborem a vyřazením půdy z plnění jejích ekologických a produkčních funkcí, b) intenzivní zemědělství orientované na minimální po-



Obr. 3. Ke krajině patří i solitérní stromy, které zasluhují ochranu a péči. Příkladem je památná lípa na rozcestí s kapličkou u Krásné Lípy. (Z. Patzelt)

čet druhů pěstovaných plodin (obiloviny, kukuřice a řepka olejná). Pro ekonomicky marginální oblasti je dnes typická extenzifikace, nejčastěji zatravňováním a zalesňováním, popřípadě opuštění půdy, kdy jsou velké plochy ponechány ladem. V důsledku těchto trendů některé typy území (mnohdy přírodně hodnotné jako například valašská krajina) mizí nebo jsou často neobnovitelné (Miko & Hošek 2009). Tento vývojový trend má ale někdy i významná pozitiva: v managementu území jsou více podporovány přírodní procesy, vzniká celá řada nových, sukcesně zajímavých biotopů (viz např. případovou studii „Obnova (polo)přirozené vegetace na opuštěných polích Českého krasu“).

Pozitivním trendem posledních dvou desetiletí je, že zemědělská výroba neplní jen funkci producenta potravin pro obyvatelstvo a surovin pro potravinářský a lehký průmysl. Stále více, i když pořád

ještě málo, vystupuje i v roli „pečovatele“ o krajinu, kladoucího důraz na její mimoprodukční funkce. Tomuto trendu odpovídá zvyšující se zájem o ekologicky šetrné výrobní postupy, které jsou finančně podporovány vládou, dotační politikou či společnou zemědělskou politikou Evropské unie (Common Agriculture Policy), zejména formou tzv. agroenvironmentálních programů. Zavádění alternativních forem hospodaření je však v ČR spojeno s celou řadou problémů (nedostatečná legislativní a politická podpora, nevhodně nastavené ekonomické prostředí), které významným způsobem limitují farmáře a brzdí rozvoj ekologického zemědělství.

Největší objem prostředků z agroenvironmentálních programů je v současné době uvolňován na ošetřování travních porostů (přibližně 60 % plochy půdního fondu), dále na ekologické zemědělství (v současné době se uplatňuje na 8 % zemědělského půdního fondu a předpokládá se další nárůst), pěstování mezipodin a na zatravňování orné půdy. Dopad agroenvironmentálních programů na přírodu a krajinu je ale až příliš často kontroverzní, to platí hlavně v případě ošetřování travních porostů, kde převládají uniformní a konkrétnímu místu neodpovídající postupy.

K největším současným problémům krajiny ČR patří urbanizace a suburbanizace území a rozvoj technické a dopravní infrastruktury. Bezprecedentním způsobem přibývají zastavěná území, především na úkor zemědělského půdního fondu. Každý den je zastavováno téměř 11 hektarů zemědělské půdy, v důsledku čehož rozloha urbanizovaných území narostla od roku 1990 o 245 km², tj. o 5 % oproti původnímu stavu. Důsledkem často překročné urbanizace v posledních desetiletích je prudký nárůst zpevněných a zastavěných ploch. Takto využívaný půdní fond tvoří podstatnou část celkového čistého úbytku zemědělské plochy, který od roku 1990 do roku 2006 dosáhl hodnoty 537 km². Pokud by rychlost urbanizace pokračovala stejným tempem do roku 2050, znamenalo by to nárůst o dalších přibližně 1350 km² (Miko & Hošek 2009).

Globalizační trendy ovlivňují charakter krajiny ČR stále výraznějším způsobem. Promítají se do změn uspořádání sídel (růst suburbii) a jejich vnějšího obrazu, do nežádoucích změn architektonického výrazu staveb, zvyšující se koncentrace unifikovaných staveb technické a dopravní infrastruktury; agresivní reklama přispívá k výraznému vizuálnímu znečištění krajiny. Globalizace stále výrazněji zasahuje i volnou, dosud nezastavěnou krajinu. Typickým příkladem je rozšiřování produkce řepky olejné na výrobu biopaliv nebo boom výstavby fotovoltaických elektráren na zemědělské půdě.



Obr. 4, 5. Na severní Moravě v oblasti Osoblažska chybí na velkých rozlohách polí rozptýlená zeleň. Od roku 1997 jsou postupně vysazovány cílové autochtonní dřeviny v co nejpestřejším druhovém zastoupení odpovídajícím danému biotopu. Celkem již bylo v této polní krajině vysazeno tímto způsobem přes 7 kilometrů pruhů dřevin, většina interakčních prvků o šířce 15 m, některé 4 m široké, biokoridory 20–36 m široké. Výsadby jsou financovány Pozemkovým úřadem Bruntál a krajinotvornými programy MŽP ČR. Cena kompletní realizace oplocené plochy těchto výsadeb se pohybovala kolem 300 tisíc Kč na hektar. (L. Bureš)

Mění se způsob využívání území určený především tržními mechanismy a vidinou rychlého zisku. Postupně zanikají ekonomicky méně zajímavé mozaiky drobné pozemkové držby s pestrou strukturou plodin, hůře obhospodařovatelné pozemky starých agrárních teras nebo nelesních enkláv uprostřed lesních porostů. Opouštěné pozemky zarůstají lesem nebo jsou zastavovány. Kulturní krajina zánikem historických krajinných struktur ztrácí postupně svůj specifický a individuální charakter, svou vlastní identitu a diverzitu.

Česká republika, podobně jako jiné státy Evropské unie (např. Swanwick 2002, Salašová 2000), zavedla do svého právního řádu ochranu krajinného rázu již v roce 1992 (zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, §12). Význam ochrany identity kulturní krajiny byl posílen ratifikací Evropské úmluvy o krajinné České republikou v roce 2005 a následně její implementací do nového stavebního zákona (zák. č. 183/2006 Sb.). Hodnocení krajinného rázu se stalo obsahem územně plánovacích podkladů a zásad územního rozvoje krajů. Preventivní posouzení krajinného rázu obsahující návrh regulativů a doporučení k rozvoji území a ochraně a obnově významných prvků krajiny bylo zpracováno pro většinu území chráněných krajinných oblastí a na mnoha územích obcí s rozšířenou působností. Díky aktivitě obcí, nevládních organizací a zájmových sdružení jsou postupně realizována opatření na záchranu charakteristických prvků nebo částí krajiny. Na druhé straně je nutno zmínit, že ochrana krajinného rázu naráží na velký odpor investorů, developerů a obecních zastupitelstev preferujících takové změny území, které přinášejí rychlý zisk.

Předmětem zájmu tam, kde jsou obyvatelé ztotožnění s filozofií obnovy identity místa, se stává zejména: obnova typických ovocných stromořadí kolem cest či extenzivních lučních sadů starých a krajo- vých odrůd ovocných stromů, ochrana a obnova solitérních stromů, kamenných snosů, prvků rozptýlené zeleně, drobných sakrálních objektů, studánek a úprava památných míst.


Posuzování krajinného rázu sehrává významnou roli zejména v komunikaci s místním obyvatelstvem na téma přírodní, kulturně-historická a estetická hodnota krajiny, ve které žijí. Obyvatelé dosud nebyli příliš zvyklí uvažovat o krajinné a jejích hodnotách, proto si jí ani zvlášť nevšimli a neuvědomovali, a už vůbec se aktivně nepodíleli na její ochraně. Dialog, který občas vedou zástupci státních orgánů s experty a obyvatelstvem, pomáhá vytvářet lepší předpoklady pro budoucí ochranu tradičních hodnot kulturní krajiny a jejich rozvoj plně v kontextu Evropské úmluvy o krajinné.

Literatura

- Anonymus (2009): Regionální uspořádání a regiony soudržnosti ČR. – Ministerstvo pro místní rozvoj. (Dostupné na: <http://www.businessinfo.cz/cz/clanek/rozvoj-regionu/regionalni-usporadani-a-regiony/1001179/9043/>)
- Fanta J. (2011): Krajina V. Česká krajina. – Živa 5: 224–226.
- Miko L. & Hošek M. (eds) (2009): Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009. – Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha.
- Podhrázká J. (2011): 20 let pozemkových úprav v České republice. – In: Anonymus (ed.), Krajinné inženýrství 2011, Sborník konference, pp. 50–57, Česká společnost krajinných inženýrů, Praha.
- Salašová A. (2000): Landscape character assessment in the Czech Republic. – In: Anonymus (ed.), VIII. International Conference “Modern Scientific Researches in Horticulture”, p. 127, International Association of Young Scientists-Horticulturists, Yalta, Crimea.
- Střeček F. & Zdeněk R. (2006): Velikost obcí a ekonomická aktivita obyvatelstva (Size of towns and villages and economic activity of the population). – Veřejná správa. (Dostupné na: <http://www.dvs.cz/clanek.asp?id=6207352>)
- Swanwick C. (ed.) (2002): Landscape character assessment – Guidance for England and Scotland CAX 84. – Countryside Agency, Cheltenham and Scottish Natural Heritage, Edinburgh.
- Weber M. & Hrochová Z. (1992): Východiska obnovy venkovských sídel a krajiny. – In: Anonymus (ed.), Krajinné plánování v Německu a možnosti využití v České republice, Sborník, pp. 113–20, Výzkumný ústav okrasného zahradnictví, Průhonice.



Obr. 6. Křečovice (Turnovsko). Historický typ krajiny s charakteristickou rozvolněnou zástavbou, loukami a pastvinami s bohatým podílem solitérních stromů. Krajina s vysokou estetickou a obytnou hodnotou. (A. Salašová)

Lokalizace	 Okolí Velkých Bílovic, jižní Morava 48°51'–48°53' N, 16°50'–16°53' E; nadmořská výška 162–210 m
Ochranný status	PP (Trkmanec), EVL, většina bez územní ochrany
Ekosystém	Plochy A a B – původně orná půda; plocha C (Trkmanec) – zamokřené terénní sníženiny v poli s výskytem halofytních a subhalofytních společenstev. Ve vegetačním pokryvu převládaly rákosiny eutrofních stojatých vod v mozaice se slanomilnými rákosinami a ostricovými porosty a vegetace vysokých ostríc. Ve fragmentech se vyskytovala slaniska a na nepravidelně oraných okrajích zamokřených sníženin, které v sušších obdobích roku vysychaly, vegetace obnažených rybničních den
Obnovená plocha	150 ha na 10 plochách
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR, fond pozemkových úprav
Náklady	Založení + 3 roky údržba, cenová hladina let 1997–2000: plocha A: 636 000 Kč, plocha B: 935 000 Kč, plocha C: popisované výsadby 800 000 Kč (cena včetně výstavby poldru a úpravy ostatních ploch 5,3 mil. Kč)

Výchozí stav

Výsledkem socialistických pozemkových úprav bylo scelení zemědělské půdy do velkých monokulturních bloků a výrazná redukce prvků rozptýlené zeleně (aleje, doprovody vodotečí, meze a živé ploty, trávníky). Intenzifikací výroby se zvýšila celková antropická zátěž území a v důsledku pozemkového scelování výrazně poklesla druhová a ekosystémová diverzita zemědělské krajiny.

Jedním z hlavních politických úkolů po roce 1989 se stala revitalizace zemědělské krajiny a obnova vlastnických vztahů k půdě. Na podporu tohoto záměru byly vytvořeny potřebné legislativní, institucionální a finanční předpoklady pro provedení komplexních pozemkových úprav. Cílem pozemkové úpravy se stalo nejenom zabezpečení nutné projektové činnosti, ale zejména realizace tzv. společných zařízení, mezi které patří např. protierozní opatření, prvky ekologické sítě, vodohospodářská opatření, komunikace a další opatření

ke zlepšení stavu krajiny. Na území jižní Moravy, velmi významně poznamenaném socialistickou kolektivizací, se realizovala již celá řada revitalizačních opatření (biocenter a biokoridorů, mokřadů, poldrů, protierozních mezí, obnova travních porostů apod.). Popisovaný projekt z Velkých Bílovic je jedním z příkladů tohoto způsobu revitalizace (Salašová 1996, 1998).

Abiotické podmínky a využití půdy

Území se nachází na rozhraní Středomoravských Karpat a Vídeňské pánve v teplé a suché oblasti. Typické jsou zde přívalové deště a velmi teplé a suché léto. Podloží je tvořeno karpatským flyšem, v nižších polohách s překryvy fluvialních sedimentů. Pevládají černozemě (typické, karbonátové a lužní) a solončákové černice (Trkmanec). Celková výměra katastrálního území Velké Bílovice je 2571,72 ha, podíl zalesnění je 0,046 % a podíl zemědělské půdy 89,18 %.



Obr. 1. PP Trkmanec-Rybničky. Je zřejmá diverzita stanovištních podmínek zahrnujících vodní plochy, opuštěná pole, podmáčené deprese s rákosinami a nově založený lesní porost ve východní části plochy. (A. Salašová)

Cíle

Zvýšení biodiverzity, zamezení půdní eroze a nebezpečí záplav, zlepšení krajinného rázu, zvýšení obytné funkce krajiny, obnova mokřadů.

Obnovná opatření

Popisovaný systém vegetačních prvků byl zakládán postupně dle aktuálních finančních možností. Vždy byly použity sazenice různé velikosti z místních lesních školek s certifikací původu dřevin. U všech výsadeb byla obec Velké Bílovice investorem a realizátorem. V současnosti se u všech ploch stará vlastními silami o údržbu.

Jako příklad byly do popisu vybrány pouze tři největší prvky, jinak jich byl realizován větší počet.

A. Járek

Liniový vegetační doprovod kolem vodního toku Trkmanka. Celková rozloha 11 ha, rozloha zatravnění 0,85 ha, rozloha výsadeb dřevin 0,2 ha. Navržená druhová skladba: javor babyka (*Acer campestre*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), topol černý (*Populus nigra*), topol osika (*Populus tremula*), dub letní (*Quercus robur*), vrba bílá (*Salix alba*), v. křehká (*Salix fragilis*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*), líska obecná (*Corylus avellana*), brslen evropský (*Euonymus europaea*), střemcha obecná (*Prunus padus*), řeštlák počistivý (*Rhamnus cathartica*), svída krvavá (*Cornus sanguinea*), kalina obecná (*Viburnum opulus*).

1995	Projektová příprava.
1996–1997	Založení porostů ve dvou termínech – podzim a jaro; výsadba dřevin organizovaná v pěti úsecích různého charakteru (varianta 1 – stromy a keře; varianta 2 – pouze stromy; varianta 3 – pouze keře); prostor vyplněn výsadbou keřů nebo oset komerční travní směsí; plochy bez travního porostu překryty 5 cm vrstvou borkového mulče.
1997–1998	Základní údržba po založení.
1999	Kontrola porostů, odplevelovací seč; zápis fytocenologických snímků.
od r. 2000	Roční kontrola porostů, průběžné prořezávky pře- huštěných porostů dle potřeby.

B. Úlehle

Dva protierozní průlehy ve svahu, každý 5 × 550 m, na celé ploše s výsadbou dřevin; plochy tvarovány jako parabolické zatravněné průlehy doplněné výsadbou keřů a volně uspořádaných stromů; současný vlastník obec Rakvice.

1997	Projektová příprava. Délka liniového prvku 3,74 km a šířka 3 m, navrženo 2000 sazenic keřů a 1000 stromů: javor babyka (<i>Acer campestre</i>), jeřáb muk (<i>Sorbus aria</i>), j. břek (<i>S. torminalis</i>), střemcha obecná (<i>Prunus padus</i>), třešeň ptačí (<i>Prunus avium</i>), dub zimní (<i>Quercus petraea</i> agg.), dřín jarní (<i>Cornus mas</i>), svída krvavá (<i>Cornus sanguinea</i>), hloh jednosemenný (<i>Crataegus monogyna</i>), h. obecný (<i>C. laevigata</i>), trnka obecná (<i>Prunus spinosa</i>), růže šípová (<i>Rosa canina</i>).
jaro 1998	Založení porostu.
1998–1999	Základní údržba po založení.
1999	Kontrola porostů, zápis fytocenologických snímků.
od r. 2000	Kontrola porostů, odplevelovací seč s ponecháním biomasy na ploše.

C. Trkmanec

Mokřad a remíz u přelivného poldru. Celková rozloha výsadeb dřevin 12 ha, součástí realizace je stavba ochranného přelivného poldru. Výsadba rozdělena do 3 ploch – 2 po 0,3 ha, které v kontaktu s vodní hladinou poldru mají mít charakter měkkého luhu (*Salicion albae*), třetí o výměře 0,6 ha byla plánována jako tvrdý luh (*Quercion roboris*). Upravená plocha navazuje na lesní porost založený jižně od poldru, který je rovněž součástí PP Trkmanec-Rybníčky.

1997	Projektová příprava; navrhovaná druhová skladba: ze stromů dub letní (<i>Quercus robur</i>), jasan ztepilý (<i>Fraxinus excelsior</i>), jilm vaz (<i>Ulmus laevis</i>), javor babyka (<i>Acer campestre</i>), j. mléč (<i>A. platanooides</i>), habr obecný (<i>Carpinus betulus</i>), lípa srdčitá (<i>Tilia cordata</i>), na podmáčených místech olše lepkavá (<i>Alnus glutinosa</i>), vrba košíkářská (<i>Salix viminalis</i>), z keřů svída krvavá (<i>Cornus sanguinea</i>), ptačí zob obecný (<i>Ligustrum vulgare</i>), řeštlák počistivý (<i>Rhamnus cathartica</i>), líska obecná (<i>Corylus avellana</i>), brslen evropský (<i>Euonymus europaea</i>); keře vysazovány na žádost myslivců po obvodu plochy.
1998	Rozsáhlé terénní úpravy, výstavba přelivného poldru.
1999	Plocha pobřežní zóny přeorána, založení porostu; použity prostokořenné sazenice; na části plochy ponechány rákosiny.
2000–2001	Výsadba vodních rostlin v prostoru poldru; základní údržba po založení, zápis kontrolních fytocenologických snímků.
od r. 2001	Plocha ponechána samovolnému vývoji, občasná redukce rákosin uvnitř výsadeb.
2006	Vyhlášena PP Trkmanec-Rybníčky na celkové výměře 34,67 ha.



Obr. 2. Trkmanec. Lesní porost založený kolem přelivného poldru jako ochranné pásmo před negativními dopady intenzivní zemědělské výroby. (A. Salašová)



Obr. 3. Trkmanec. Přelivný polder, původně vybudovaný jako součást protipovodňových opatření, slouží v současnosti zejména jako refugium vodního ptactva. (A. Salašová)

Managementová opatření

- vyžínání plevelů minimálně jednou ročně po dobu 3–5 let
- aplikace repelentů proti okusu sazenic zvěří
- sečení travnatých ploch dvakrát ročně
- redukce jedinců v případě přehuštěných výsadeb
- u mokřadů občasné sečení rákosin

Výsledky

Ujímavost sazenic a jejich celková vitalita byla velmi dobrá. Úhyn sazenic byl díky péči zanedbatelný. Porosty byly bez větších známek poškození okusem nebo vytloukáním zvěří.

V roce 2011 byla na lokalitě Járek pokryvnost stromového patra 80 %, keřů 15 % a bylinné synuzie 10 %. Nejvyšší dominanci měly jasan ztepilý, topol osika, javor babyka a svída krvavá. Na lokalitě Úlehle byla pokryvnost stromového patra 40 %, keřů 50 % a bylinné synuzie 20 %. Nejvyšší dominanci měly růže šípková, bez černý (*Sambucus nigra*) a hloh obecný. Na lokalitě Trkmanec byla pokryvnost stromového patra 60 %, keřů 20 % a bylinné synuzie 70 %. Nejvyšší dominanci měly vysázené dřeviny jasan ztepilý, dub lesní a líska obecná. Zajímavé jsou přírůstky dubů na této ploše – za 12 let existence dosáhly duby výšky z původních 1,5 m dnešních 6–7 m.

Problémem byla ochrana výsadeb proti suchu a proti konkurenci ruderálních druhů jako svačec rolní (*Convolvulus arvensis*), pýr plazivý (*Elytrigia repens*), šťovík kadeřavý (*Rumex crispus*), třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) nebo pelyněk černobýl (*Artemisia vulgaris*).

Vysázené porosty je nutné udržovat dalších 10–15 let. Vhodné je cyklicky zasahovat do kompaktních porostů rákosin, které jsou schopny v krátké době mělké mokřady zcela zarůst.

Problémem však jsou některé spontánně se rozšiřující druhy z okolních ploch, zejména bez černý, svída bílá (*Cornus alba*), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), netvařec křovitý (*Amorpha fruticosa*), které jsou velmi silné v mezidruhovém konkurenci (Salašová 1999).

Na obnovené lokalitě Trkmanec bylo po 7 letech zaznamenáno 6 zvláště chráněných rostlinných druhů a 13 druhů rostlin z červeného seznamu flóry České republiky, například divizna švábovitá (*Verbascum blattaria*), pcháč žltosotenný (*Cirsium brachycephalum*), ostřice žitná (*Carex secalina*), o. oddálená (*C. distans*), o. Otrubova (*C. otrubae*), o. pobřežní (*C. riparia*), žluťucha žlutá (*Thalictrum flavum*), šťovík úzkolistý (*Rumex stenophyllus*), karbinec statný (*Lycopus exaltatus*) nebo komonice zubatá (*Melilotus dentatus*). V území byl zjištěn výskyt významných obojživelníků, například kuňky ohnivé (*Bombina orientalis*), blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*), rosničky zelené (*Hyla arborea*) nebo ropuchy zelené (*Bufo viridis*). Mokřad je zastávkou těžných ptáků. Bylo jich zde zaznamenáno celkem 41 druhů – např. moták pilich (*Circus cyaneus*), m. pochop (*C. aeruginosus*), ostříž lesní (*Falco subbuteo*), husa velká (*Anser anser*), kvakoš noční (*Nycticorax*

nycticorax), čáp černý (*Ciconia nigra*), pisík obecný (*Actitis hypoleucos*), chřástal kropenatý (*Porzana porzana*) nebo ch. malý (*P. parva*). Od roku 2000 žije v území bobr evropský (*Castor fiber*).

Nové poznatky a perspektivy

Výsadby realizovali svépomocí místní občané (avšak pod kontrolou odborníků). Výhodou byla levná pracovní síla a utváření si osobnějšího vztahu k vysazeným vegetačním prvkům. Výsledky byly velmi dobré – nízká ztrátovost dřevin a celková dobrá vitalita porostu.

V současnosti je nutné přistoupit k redukci počtu jedinců některých dřevin, zejména jasanu ztepilého, topolu osiky a lísky obecné.

Porosty se staly významným refugiem velkého spektra druhů ptáků, hmyzu a drobné polní zvěře. Vegetační prvky jsou dnes ukázkovým příkladem možného řešení revitalizace krajiny pro další obce.

Veřejná podpora

Aktivní pomoc při údržbě porostů zájmovými skupinami (hasiči, myslivecká sdružení). Zájem vlastníků okolních pozemků o kvalitu porostů.

Poděkování

Práce byla podpořena těmito granty: NPV II "A pilot project of prevention of soil biological degradation under conditions of arid climate" No. 2B08020 a VZ VÚKOZ Průhonice (task 0232 – Woody species selection for the rural landscape revitalisation and new approach to their planting).

Literatura


- Salašová A. (1996): Village restoration in the Czech Republic. – International Journal of Heritage Studies 2/3: 160–171.
- Salašová A. (1998): Ecological cultivation criteria of woody plants selection in the agricultural landscape. – In: Gorina V. (ed.), Problemy dendrologii, cvetovodstva, plodovodstva, Materialy VI. meždunarodnoj konferencii 5–8. 10. 1998, Jalta, pp. 60–63, Ukrainskaja akademija agrarnych nauk – Gosudarstvennyj nikit-skij botaničeskij sad, Jalta.
- Salašová A. (1999): Studium dřevinných formací v zemědělské krajině okresu Břeclav. – Acta Universitatis agriculturae et silviculturae Mendeleianae Brunensis 47/1: 67–81.



Obr. 4. Járek; výsadby dřevin mezi tokem Trkmanka a cestou zvýšily obytnou hodnotu krajiny – místo je dnes využíváno k procházkám do krajiny. (A. Salašová)

Obnova povodí malého potoka Včelnička, Českomoravská vrchovina

Miroslav Šrůtek & Jaromír Čašek

Lokalizace	 Extravilán obce Benešov u Kamenice nad Lipou na jihozápadním okraji Českomoravské vrchoviny 49°20' N, 15°00' E; nadmořská výška 629–657 m
Ekosystém	V roce 1995: orná půda 135 ha (75 %), neudržované mezofilní a vlhké louky a pastviny 45 ha (25 %). V roce 2011: orná půda 99,7 ha (55,4 %), mezofilní a vlhké louky a pastviny 80,3 ha (44,6 %).
Obnovená plocha	90 ha v katastrálním území Benešova a 6 km dlouhý horní úsek potoka Včelnička, jehož vrchní část povodí má rozlohu 16,2 km ²
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR, agroenvironmentální programy
Náklady	a) Zatravnění 30 ha orné půdy: 500 000 Kč. b) Revitalizace potoka Včelnička: výstavba systému čištění odpadních vod pro obec Benešov, tj. septik a kořenová čistírna – 450 000 Kč – a dočišťovací rybník – 300 000 Kč; meandrování a výstavba přehrádek na toku v horní části Včelničky – 1 750 000 Kč; obnova průtočného rybníka na toku – 600 000 Kč. c) Obnova vlhkých luk, včetně výstavby třech tůní – 1 600 000 Kč. d) Obnova remízů a liniové zeleně – 2 000 000 Kč.

Výchozí stav

Studované území bylo v minulosti negativně ovlivňováno socialistickou intenzifikací zemědělství a lesnictví. V padesátých letech 20. stol. byly malá políčka a louky zceleny. Stromy byly skáceny a keřové hráze odstraněny.

Potok Včelnička byl mimo les regulován do rovného koryta a vydlážděn buď kameny, nebo zatravněvacími tvárnicemi (Šrůtek & Čašek 1995). Mokré louky v nivě potoka byly většinou odvodněny. Původní jedlobukové lesy byly převedeny na převážně smrkové monokultury.

V roce 1992 zahájila rodina Šrůtkova provoz farmy v ekologickém režimu na přibližně 40 ha orné půdy a luk, což považovala za první krok k obnově krajiny. Po opravě hospodářských budov přešlo konvenční hospodaření postupně do ekologického (definice ekologického zemědělství viz Šrůtek & Urban 2008).

Nyní je ekologicky obhospodařováno 220 ha v sedmi k. ú., hlavním produktem je syrové kravské mléko v kvalitě bio od 40 dojnic. Stádo je tvořeno dalšími 35 telaty a jalovicemi (Obr. 1).

Abiotické podmínky

Průměrná roční teplota je 6,4 °C (stanice Černovice; Vesecký 1961). Průměrný roční úhrn srážek činí podle tabulkových hodnot 677 mm (stanice Kamenice nad Lipou; Vesecký 1961), dle vlastního standardního měření v Benešově z let 1997–2010 je však 775 mm. Matečnou horninou je biotitická rula.

Půdní chemické analýzy pro katastrální území Benešov vykazují hodnoty kyselých půd: pH 4,90–5,50, Ca 907–2140 mg.kg⁻¹, Mg 62–189 mg.kg⁻¹, P 8–112 mg.kg⁻¹, K 132–377 mg.kg⁻¹ (www.eagri.cz, portál farmáře, údaje z roku 2007).

Roční průměrný průtok potoka Včelnička je cca 200 l.s⁻¹.



Obr. 1. Část stáda na částečně mezofilní a vlhké pastvině poblíž potoka Včelnička. (M. Faltus)

Cíle

Hlavním cílem obnovy daného území bylo snížení rychlosti mineralizace organické hmoty v půdě. To mělo být dosaženo zvýšením hladiny podzemní vody a rozvojem bohatě prokořeněné půdy na mezofilních loukách (Ripl et al. 1994).

Obnovná opatření

1993	Obnova průtočného rybníka na horním toku Včelničky (1 500 m ²) a výstavba systému čištění odpadních vod pro obec Benešov s téměř 100 obyvateli (Obr. 7), tj. septiku, kořenové čistírny a dočišťovacího rybníka.
1992–1993	Převedení části orné půdy na mezofilní louky a pastviny (Obr. 6) a obnova obhospodařování vlhkých luk (pravidelné kosení 12 ha).
1993–1994	Výstavba a rekonstrukce hospodářských budov ekologické farmy; nákup prvních dvaceti mléčných krav, zahájení produkce syrového kravského mléka.
1996	Revitalizace potoka Včelnička: vytvoření meandrů na více než 950 m (Obr. 2); zahrazení cca 1 300 m částí potoka příčnými přehrádkami zpomalujícími proudění vody (Obr. 3); výsadba cca 4 000 m pobřežní stromové a keřové vegetace – olše lepkavá (<i>Alnus glutinosa</i>), vrba křehká (<i>Salix fragilis</i>), v. ušatá (<i>Salix aurita</i>), v. trojmužná (<i>S. triandra</i>); výstavba tří vodních tůň o celkové výměře cca 3 200 m ² . Výsadba dřevin ve volné krajině: založení tří remízů o ploše cca 1 700 m ² s regionálně původními stromy a keři – jeřáb ptačí (<i>Sorbus aucuparia</i>), javor klen (<i>Acer pseudoplatanus</i>), j. mléč (<i>A. platanoides</i>), jasan ztepilý (<i>Fraxinus excelsior</i>), hlohy (<i>Crataegus</i> spp.), plané růže (<i>Rosa</i> spp.), třešeň ptačí (<i>Prunus avium</i>), vrba ušatá (<i>Salix aurita</i>), v. jiva (<i>S. caprea</i>), topol osika (<i>Populus tremula</i>), bříza bělokorá (<i>Betula pendula</i>), dub letní (<i>Quercus robur</i>), trnka obecná (<i>Prunus spinosa</i>) a lípa srdčitá (<i>Tilia cordata</i>); výsadba cca 5 000 m smíšených liniových výsadeb ovocných dřevin (<i>Prunus avium</i> , <i>P. domestica</i> , <i>Malus domestica</i> , <i>Pyrus communis</i>) a dřevin uvedených výše (Obr. 5).
1997–2008	Monitoring chemismu proudící vody.
1994 až současnost	Studium sekundární sukcese zatrávněných mezofilních luk (van der Putten et al. 2000, Hedlund et al. 2003, Lepš et al. 2001, 2007, Pakeman et al. 2008, Fortunel et al. 2009).



Obr. 2. Podzimní aspekt uměle vytvořených meandrů na toku Včelničky s vysázenými olšemi lepkavými (*Alnus glutinosa*) a několika druhy vrby (*Salix* spp.). (J. Urban)

Výsledky

Na pozemcích farmy jsou striktně dodržovány zásady ekologického (organického) zemědělství, tzn. především vyloučení aplikace anorganických hnojiv a pesticidů.

První výsledky sledování dočišťovacího systému odpadních vod z obce Benešov poukazují na jeho efektivní fungování. Průměrná maximální množství dusíku ve formě amonných iontů (NH_4^+) a dusičnanů (NO_3^-) a fosforu ve formě fosforečnanů (PO_4^{3-}) byla 67,0, 58,3 a 37,4 % v polích kořenové čistírny s rákosem obecným (*Phragmites australis*) a 61,8, 42,4 a 79,8 % v polích se zblochanem vodním (*Glyceria maxima*) (Riemersma et al. 1997).

Mezofilní louky a pastviny nově založené konvenčními zalučovacími směsmi na orné půdě v roce 1992 jsou postupně osidlovány druhy z okolní krajiny, jako jsou například kopretina (*Leucanthemum vulgare* agg.), rdesno hadí kořen (*Bistorta major*), kohoutek luční (*Lychnis flos-cuculi*), hadí mord nízký (*Scorzonera humilis*) nebo štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*).

V uměle vybudovaných meandrech Včelničky se vytvářejí přirozené akumulací a erozní zóny umožňující rozvoj nárostů bakterií a řas, které zvyšují samočisticí schopnost vody v toku. Současně se zmeandrované části toku stávají útočištěm pro ohroženou vodní faunu. Ve Včelničce jde například o střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*) a vrunku obecnou (*Cottus gobio*).

Nově vytvořené tůně a extenzivně obhospodařované mokré louky jsou vhodnými biotopy obojživelníků, kteří se v lokalitě vyskytují. Jde zejména o skokana hnědého (*Rana temporaria*), skokana zeleného (*Pelophylax esculentus*), ropuchu obecnou (*Bufo bufo*), rosničku obecnou (*Hyla arborea*) a čolka obecného (*Triturus vulgaris*) (Pechová 1996).

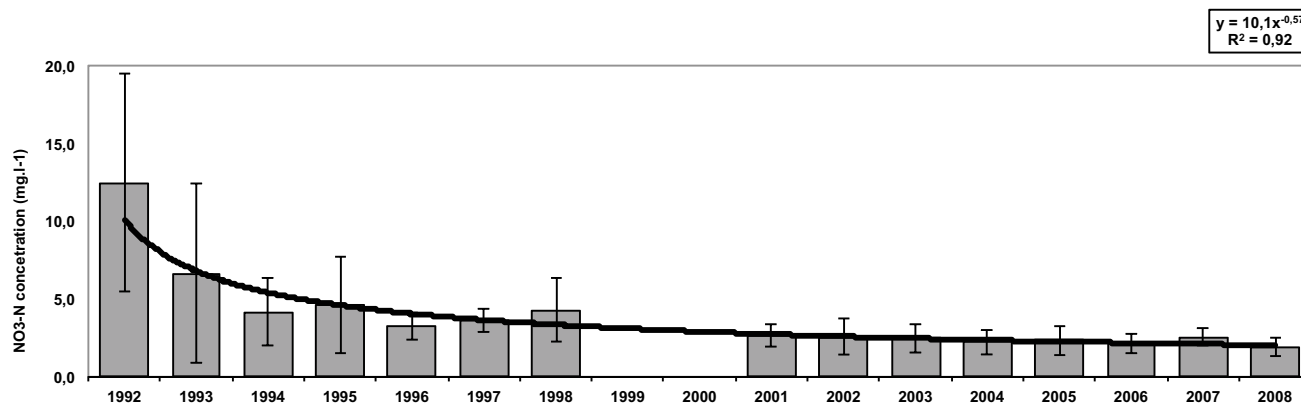
Přibližně 30 % vysázených stromů a keřů v remízích a liniových výsadbách bylo poškozeno spárkatou zvěří (zejména srncem obecným, *Capreolus capreolus*, a zajícem polním, *Lepus europaeus*). Přesto je tato zeleň stále vhodným útočištěm pro mnoho druhů ptáků, drobných savců a hmyzu.

Několikaletý (1992–2008) monitoring koncentrace dusičnanů prokázal jejich postupný pokles ve vodě Včelničky (Obr. 4).

Studium řízené sekundární sukcese (od r. 1994) mezofilní louky na orné půdě prokázalo současnou dominanci trojštětů žlutavého (*Trisetum flavescens*), hrachoru lučního (*Lathyrus pratensis*) a štírovníku růžkatého (*Lotus corniculatus*). Je tedy patrný stálý vliv vysokého obsahu živin v půdě i přesto, že studijní plocha není hnojena již 15 let. To zatím omezuje rozvoj druhově bohatého mezofilního lučního společenstva (Pavlu et al. 2011).



Obr. 3. Příčné přehrádky zpomalují proudění vody. (M. Šrůtek)



Obr. 4. Dlouhodobé změny (1992–2008) koncentrace dusičnanů (NO₃-N) ve vzorcích vody odebíraných v jednom měřičském bodu na horním toku Včelničky. Hodnoty histogramu ukazují sezónní průměrné koncentrace dusičnanů (O. Simon).

Poděkování

Za logistickou, odbornou a finanční pomoc jsme zavázáni dr. Janu Pokornému (ENKI, Třeboň).

Literatura

Fortunel C., Garnier E., Joffre R., Kazakou E., Quested H., Grigulis K., Lavorel S., Ansquer P., Castro H., Cruz P., Doležal J., Eriksson O., Freitas H., Golodets C., Jouany C., Kigel J., Kleyer M., Lehsten V., Lepš J., Meier T., Pakeman R., Papadimitriou M., Papanastasis V.P., Quetier F., Robson M., Sternberg M., Theau J. P., Thebault A. & Zarovali M. (2009): Leaf traits capture the effects of land use changes and climate on litter decomposability of grasslands across Europe. – *Ecology* 90: 598–611.



Obr. 5. Liniové výsadby stromů a keřů podél cest, luk a pastvin. (M. Fal-tus)

Hedlund K., Santa Regina I., van der Putten W.H., Lepš J., Díaz T., Korthals G.W., Lavorel S., Brown V.K., Gormsen D., Mortimer S.R., Rodríguez Barrueco C., Roy J., Šmilauer P., Šmilauerová M. & van Dijk C. (2003): Plant species diversity plant biomass and responses of the soil community on abandoned land across Europe: idiosyncrasy or above-belowground time lags. – *Oikos* 103: 45–58.

Lepš J., Brown V.K., DiazLen T.A., Gormsen D., Hedlund K., Kailová J., Korthals G.W., Mortimer S.R., Rodríguez-Barrueco C., Roy J., Santa Regina I., van Dijk C. & van der Putten W. (2001): Separating the chance effect from the other diversity effects in the functioning of plant communities. – *Oikos* 92: 123–134

Lepš J., Doležal J., Bezemer T.M., Brown V.K., Hedlund K., Igual A.M., Jørgensen H.B., Lawson C., Mortimer S.R., Peix G.A., Rodríguez Barrueco C., Santa Regina I., Šmilauer P. & van der Putten W.H. (2007): Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. – *Applied Vegetation Science* 10: 97–110.

Pavlu L., Pavlu V., Gaisler J., Hejzman M. & Mikulka J. (2011): Effect of long-term cutting versus abandonment on the vegetation of a mountain hay meadow (Polygon-Trisetion) in Central Europe. – *Flora* 206: 1020–1029.

Pakeman R.J., Garnier E., Lavorel S., Ansquer P., Castro H., Cruz P., Doležal J., Eriksson O., Freitas H., Golodets C., Kigel J., Kleyer M., Lepš J., Meier T., Papadimitriou M., Papanastasis V.P., Quested H., Quetier F., Rusch G., Sternberg M., Theau J.P., Thebault A. & Vile D. (2008): Impact of abundance weighting on the response of seed traits to climate and land use. – *Journal of Ecology* 96: 355–366.

Pechová D. (1996): Druhá bohatost obojživelníků a jejich fenologie v k.ú. Benešov a blízkém okolí, JZ okraj Českomoravské vysočiny. – Ms.; dipl. pr. (Bc.), Institut pedagogiky volného času, Český Krumlov.

Riemersma S., Rauch O. & Květ J. (1996): A review of the Benešov constructed wetland. – Ms., technical report, Institute of Botany, Section of Plant Ecology, Třeboň.

Ripl W., Pokorný J., Eiselová M. & Ridgill S. (1994): A holistic approach to the structure and functioning of wetlands, and their degradation. – In: Eiselová M. (ed.), Restoration of lake ecosystems: a holistic approach, pp. 16–35, IWRB (Publication 32), Slimbridge.

Šrůtek M. & Čašek J. (1995): Restoration of a small stream catchment: Včelnička catchment, Czech Republic. – In: Eiselová M. & Biggs J. (eds), Restoration of stream ecosystems: an integrated catchment approach, pp. 119–125, IWRB (Publication 37), Slimbridge.

Šrůtek M. & Urban J. (2008): Organic farming. – In: Jørgensen S.E. & Fath B.D. (eds), *Encyclopedia of Ecology*, pp. 2582–2587, Elsevier, Oxford.

van der Putten W.H., Mortimer S.R., Hedlund K., van Dijk C., Brown V.K., Lepš J., Rodriguez-Barrueco C., Roy J., Diaz Len T.A., Gormsen D., Korthals G.W., Lavorel S., Santa Regina I. & Šmilauer P. (2000): Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. – *Oecologia* 124: 91–99.


Vesecký A. (ed.) (1961): *Podnebí Československé socialistické republiky. Tabulky*. – Hydrometeorologický ústav, Praha.



Obr. 6. Nově založená mezofilní pastvina. (M. Šrůtek)



Obr. 7. Koncová část dočišťovacího systému odpadních vod, tj. dočišťovací rybník s dvěma příčnými pásy pokrytými orobincem úzkolistým (*Typha angustifolia*) a rákosem obecným (*Phragmites australis*). Vodní hladina je pokryta hustým porostem okřešku menšího (*Lemna minor*). (M. Faltus)

Lokalizace	 Jihovýchodní část Středočeského kraje (bývalý okres Benešov) 49°25'–50°3' N, 14°24'–15°13' E; nadmořská výška 280–630 m
Ochranný status	CHKO (Blaník – 7 alejí), obecná ochrana rozptýlené zeleně ze zákona o ochraně přírody
Ekosystém	Původně převažovala orná půda, v menší míře eutrofní ovsíkové louky svazu <i>Arrhenatherion</i>
Obnovená plocha	Celkem 417,2 ha na 295 lokalitách
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR (80 %), vlastní prostředky (20 %), dobrovolnická práce
Náklady	Náklady jednorázové: Výsadba 1 km jednostranné ovocné aleje průměrně 50 000 Kč, výsadba 1 km jednostranné listnaté aleje 80 000 Kč, založení 1 ha extenzivního sadu 50 000 Kč, výsadba 1 ha remízu 250 000 Kč. Náklady každoroční: oprava ochrany proti zvěři, sečení – 1 km cca stovky až několik tisíc korun; pastva v sadech – průměrně 20 000 Kč/ha; remízy – bez průběžné údržby, pouze kontrola funkčnosti oplocení

Výchozí stav

V důsledku zcelování drobných pozemků na Podblanicku v rámci kolektivizace zemědělství, likvidace mezí, polních cest, zídek, božích muk apod. v 50.–60. letech 20. století a v důsledku náhradních re-kultivací probíhajících převážně v 70.–80. letech došlo k razantním negativním změnám v krajině. Důsledkem všech těchto změn je snížení biodiverzity, masivní vodní a větrná eroze půdy a změna vodního režimu.

Český svaz ochránců přírody proto v roce 1998 začal realizovat jako „první pomoc“ pro podblanickou zemědělskou krajinu program

obnovy drobných prvků do krajiny, především alejí a remízů (Kříž 2003, 2006, Kříž & Pešout 2004). Většina lokalit se nachází na intenzivně obhospodařované a silně eutrofizované zemědělské půdě, kde mají tyto výsadby velký význam nejen pro zvýšení biodiverzity, ale i pro snížení větrné a vodní eroze. Zásadním partnerem se staly jednotlivé obce jako vlastníci většiny polních cest a místních komunikací i osvětlení vlastníci.

Cíle

Obnova prvků nelesní zeleně na zemědělské půdě a obnova přístupu do krajiny.

Obnovná opatření

Opatření jsou dvojího typu – obnova zanikajících prvků nelesní zeleně (např. stabilizace rozpadajících se alejí nebo remízů, zpravidla se zachovalým bylinným či keřovým patrem) a obnova prvků již zaniklých (většinou na orné půdě). V případě obnovy již zaniklých a zorněných prvků bylo potřeba omezit ruderalní druhy přípravou půdy a osetím vhodnou travní směsí (nebo alespoň ozimé obilniny) před založením prvku a v případě alejí následným sečením.

1998–1999	Obnova prvních alejí, především obnova stávajících starých alejí (vyřezání části náletů, ošetření původních stromů, výsadba nových stromů).
1998–2006	1. etapa: Obnova prvních 100 km alejí, výsadba remízů, obnova dvou extenzivních sadů.
2007–2011	2. etapa: Údržba dříve obnovených prvků ve spolupráci s vlastníky a obnova dalších více jak 61,3 km alejí, výsadba remízů.

Výsledky

Ovocných alejí se vysadilo a obnovilo celkem 86,63 km (Tab. 1). Nejvíce se sázely vysokokmeny jabloní, hrušní, švestek, třešní a ořešků, v jednom případě byla vysazena i morušová alej. Aleje listnatých dřevin byly realizovány v délce 74,67 km. Jsou tvořené zejména těmito druhy: lípa malolistá a velkolistá (*Tilia cordata*, *T. platyphyllos*), javor klen a mléč (*Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), dub letní (*Quercus robur*) a jako příměs jilm drsný (*Ulmus glabra*).

U remízů se druhové složení lišilo podle jejich funkce. U liňových remízů převládaly spíše keře s doplněním jednotlivých stromů, u plošných převládá výsadba stromů a keře tvoří pouze lem. Využívanými druhy jsou: trnka obecná a třešeň ptačí (*Prunus spinosa*,



Obr. 1. Nově vysázená lipová alej u Přestavlk. (Archiv ČSOP Vlašim)

Tab. 1. Obnovená a nově vysázená stromořadí, remízy a extenzivní sady.

Prvky	Aleje z ovocných dřevin		Aleje z listnatých neovocných dřevin		Remízy	Extenzivní sady	Celkem
	Nově založené	Obnova	Nově založené	Obnova			
Počet	122	24	101	4	42	2	295
Plocha (ha)	132	41	212	10	13	9	417



Obr. 2. Výsadba liniového remízu nad rybníkem Chocholouš. (Archiv ČSOP Vlašim)

P. avium), růže šípková (*Rosa canina*), hloh (*Crataegus* sp.), kalina obecná (*Viburnum opulus*), svída krvavá (*Cornus sanguinea*), líska obecná (*Corylus avellana*), zimolez obecný (*Lonicera xylosteum*), dub letní a zimní (*Quercus robur*, *Q. petraea*), habr obecný (*Carpinus betulus*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), jablonoň lesní (*Malus sylvestris*) a hrušeň polníčka (*Pyrus pyraeaster*).

Celkově je v současné době životaschopných více jak 80 % obnovených alejí a zbývající, kde se většinou nedařila následná údržba, se postupně doplňují. U remízů se podařila obnova ze 100 % (i díky tomu, že byly založeny jako bezúdržbové).

Nové poznatky a perspektivy

Během 14 let realizace programu jsme postupně dospěli k několika zásadním poznatkům, díky nimž se podařilo výsadby do krajiny nejen dostat, ale také je tam dlouhodobě udržet:

- Při plánování obnovy krajinných prvků je nejsnazší využít zaniklé (rozorané) cesty a meze, jež jsou v katastrech vedené jako samostatné parcely.
- Důležité je domluvit se na plánovaných opatřeních s tím, kdo zde hospodáří (ponechat mu dostatečné průjezdy apod., čímž se zabrání úmyslnému ničení výsadby).
- V případě úmyslného ničení výsadby se osvědčilo neúnavně obnovovat poničená místa. Ve většině případů po několika letech ničení ustalo.
- Sazenice by měly být přiměřeně velké – listnáče v alejích max. 150–200 cm vysoké, nejlépe obalované, u ovocných stromů vysokokmeny. Velké výsadbové stromky se v krajině neudrží, protože jim není možné dát stejnou péči jako v intravilánech, a navíc jsou zbytečně nákladné. V remízích je nejvhodnější použití sazenic lesnické velikosti, tedy 30–50 cm vysokých. Dobré je zkombinovat dvě třetiny prostokořenných a třetinu obalovaných sazenic, kdy je za stále ještě přijatelnou cenu zaručena dostatečně dobrá ujmavost.
- Výsadby ve volné krajině by měly být prováděny na podzim. Na jaře přichází většinou přísušek a je třeba velmi intenzivně zalévat, jinak sazenice uhynou.

- Sazenice musí být dobře chráněny proti poškození zvěří a ochrany je třeba pravidelně kontrolovat, především před zimou a v jejím průběhu. Pokud se tohle opatření nedodrží, stačí jediná zimní noc a všechna práce může přijít vniveč.
- U remízů není vhodné provádět vyžínání plevelného podrostu. Sazenice (především keřů) jsou v buření špatně vidět a velké množství se jich pokosí. Během 3–5 let sazenice buřň samy přerostou.
- Neměla by být zanedbána následná péče, především kontrola ochrany proti zvěří a prořezávání koruny (hlavně odstranění ko-dominantních výhonů a zajištění podjezdů či podchodů výšky).

Veřejná podpora

Zavádění nových prvků do krajiny, především alejí, je veřejností přijímáno velmi pozitivně. Kromě nového prvku jako takového je pozitivně vnímáno i zvýšení prostupnosti krajiny (podél aleje nebo liniového remízu se časem vychodí a vyjezdí cesta). Obecně lze říci, že pokud někde vzniknou nové krajinnotvorné prvky (především aleje), lze očekávat zájem o tato opatření i v sousedních obcích.

Poděkování


Poděkování patří především představitelům jednotlivých obcí a „osvíceným vlastníkům“, díky nimž se podařilo obnovit tak velké množství krajinných prvků na území Podblanicka.

Literatura

- Kříž K. (2003): Nové aleje na Podblanicku. – Pod Bláníkem 7/4: 2–5.
 Kříž K. (2006): Výsadba stého kilometru alejí na Podblanicku. – Pod Bláníkem 10/1: 2–4.
 Kříž K. & Pešout P. (2004): Obnova stromořadí na Podblanicku. – Veronica 18/3: 10–13.



Obr. 3. Vysázený remíz (vpravo) a stromořadí slivoní (vlevo) u Chotýšan. (Archiv ČSOP Vlašim)

Lokalizace	 Jihozápadní část katastru obce Habrůvka severně od Brna 49°18' N, 16°43' E; nadmořská výška 490 m
Ochranný status	CHKO (Moravský kras)
Obnovená plocha	3 ha
Finanční podpora	Krajinotvorné programy MŽP ČR, Krajský úřad Jihomoravského kraje
Náklady	47 000 Kč/ha (odstranění náletových dřevin, 2× ročně sečení a úklid biomasy, výsadba 10 ks nových stromků)

Výchozí stav

Obecní sad byl založen na pastvině „Na stání“ kolem roku 1913 z podnětu vznikajícího místního odboru tělovýchovné organizace Sokol a byl pojmenován na počest zakladatele svazu – Tyršův sad. Postupně byl rozšiřován až na konečnou rozlohu 3,8 ha (parcely č. 414 a 416). Dřívější péče o sad zahrnovala postupné nahrazování starých stromů novou výsadbou, sečení trávy a sklizeň ovoce (za poplatek) místními občany. V letech 1982–1995 zajišťovali péči o sad členové místního zahrádkářského svazu. Od této doby není sadu věnována žádná trvalá péče. Areál je navíc nevhodně umístěn v těsné blízkosti prostoru, který byl užíván jako volná neřízená skládka odpadového materiálu. Sad postupně zarůstal náletovými dřevinami – trnovníkem akát (*Robinia pseudoacacia*), růže šípková (*Rosa canina*) a výmladky a odkopky podnoží vysazených slivoní (*Prunus cerasifera*). Některé staré stromy (zejména třešně) mají narušenou stabilitu, poškozený kmen, zlomené větve a proschlou korunu. V roce 2010 vzniklo v obci občanské sdružení „Habrůvka tradiční vesnici“, které si dalo jako jeden z hlavních cílů obnovu Tyršova sadu. Ve spolupráci s Biosférickou rezervací Dolní Morava, o.p.s., a Mendelovou univerzitou v Brně byl vytvořen plán péče o extenzivní sad.



Obr. 1. Plody relativně vzácné odrůdy 'Královnino', zjištěné při inventarizaci sadu. (S. Boček)

Cíle

Obnova a vytvoření druhově a odrůdově bohatého extenzivního sadu, rezerváru genetických zdrojů ovocných odrůd, zvýšení biodiverzity, vytvoření společensky využívaného prostoru pro místní občany.



Obr. 2. Lokalizace sadu.

Obnovná opatření

- | | |
|------|--|
| 2011 | <ul style="list-style-type: none"> — Inventarizace ovocných dřevin s vyhodnocením jejich zdravotního stavu a sadovnické hodnoty. — Odstranění náletových dřevin (zejména trnovníku akátu). — Odstranění zbytků neřízené skládky a urovnání terénu. — Letní sanační řez peckovin (třešně). — Sečení náletových dřevin a travního porostu křovinořezem s následným odstraněním biomasy. — Dosadba 30 ks různých historických (např. 'Oranien-ské', 'Wesenerovo', 'Grahamovo', 'Coulonova reneta') či krajových ('Granát třiblický', 'Košíkové', 'Sudetská reneta', 'Vlkovo', 'Malinové holovouské') odrůd jabloní. |
|------|--|

Managementová opatření

- udržovací řez ovocných stromů
- mozaikovitě kosení travního podrostu 2× ročně a následné odklizení biomasy (alternativou je pastva domácích zvířat)
- dosadba nových jedinců, převážně jádrovin (jabloně, hrušně)
- následná péče o nově vysazené jedince (výchovní řez a okopávka nejméně 3 roky po výsadbě)

Metodika inventarizace

V roce 2011 byla provedena inventarizace ovocných dřevin s cílem zjištění druhového a odrůdového zastoupení dřevin, u kterých byly podle pětibodové stupnice hodnoceny následující parametry:

- Sadovnická hodnota (1 – velmi hodnotná dřevina; 5 – velmi málo hodnotná dřevina).



Obr. 3. Stav před zásahem, podzim 2010. (S. Boček)



Obr. 4. Sad po údržbě, podzim 2011. (S. Boček)

- Celkový zdravotní stav (1 – zdravý jedinec; 5 – silně poškozený jedinec).
- Poškození kmene či kořenového náběhu (1 – nevyskytuje se; 5 – poškození velkého rozsahu).
- Proschnutí koruny v % (0–100 %).

Výsledky inventarizace

V sadě bylo zjištěno celkem 416 ovocných stromů, z toho 9 ks hrušně obecné (odrůda 'Hardyho'), 33 ks jabloně domácí (odrůdy 'Gascoygného šarlatové', 'Jadernička moravská', 'Královnino', 'Panenské české', 'Parména zlatá', 'Sudetská reneta'), 37 ks ořešáku vlašského, 127 ks slivoně švestky (odrůdy 'Domácí velkoplodá', 'Durancie', 'Wangenheimova') a 210 ks třešně ptačí (odrůdy 'Annonayská', 'Hedelfingenská', 'Kaštánka', 'Karešova', 'Libějovická raná', 'Napoleono-va', 'Rychlice německá', 'Skalka'). Kromě dnes již poměrně vzácných odrůd 'Královnino' a 'Skalka' se zde nachází běžný sortiment starých extenzivních sadů a tak z pohledu uchování genofondu historických odrůd není sad zatím významný.

Průměrná hodnota celkového zdravotního stavu činila 2,8, poškození kmene 1,9 a proschnutí koruny 30,8 %. Sadovnická hodnota dosáhla průměrné hodnoty 3,0, což značí dřeviny průměrně hodnotné s předpokladem dlouhodobé existence, případně se zhoršenou vitalitou a zdravotním stavem, pěstebně či kompozičně využitelné.

Nové poznatky a perspektivy

Léta zanedbaný extenzivní ovocný sad lze jednorázově obnovit vhodnými agrotechnickými zásahy, aplikací odborného racionálního sanačního a udržovacího řezu, vyčištěním prostoru od nežádoucí vegetace (náletové dřeviny, odkopky atd.) a dosadbou volných míst. Ponechané mrtvé nebo umírající stromy vytvářejí vhodná stanoviště pro xylofágní hmyz a další organismy.

Tradiční extenzivní ovocnářství se jeví jako optimální způsob on farm konzervace genetických zdrojů vegetativně množených druhů (Holubec & Paprštejn 2005), zvláště historických a krajových odrůd nalezených v konkrétních oblastech (Paprštejn & Kloutvor 2006, Boček & Tetera 2008).

Veřejná podpora

Zájem místních občanů o aktivní zapojení se do péče o sad, pořádání vzdělávacích seminářů (řez ovocných dřevin, biologická ochrana ovocných kultur atd.).

Poděkování


Práce byla podpořena grantem MZe QI112A138 „Lokální identita zeleně venkovských sídel“.

Literatura

- Boček S. & Tetera V. (2008): Ovocné dřeviny Bílých Karpat. – Zahradnictví 1: 10–12.
- Holubec V. & Paprštejn F. (2005): Možnosti uplatnění in situ a on farm konzervace v ČR. – In: Faberová I. (ed.), Konzervace a regenerace genetických zdrojů vegetativně množených druhů rostlin a Dostupnost a využívání genetických zdrojů rostlin a podpora biodiversity, pp. 92–96, Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.
- Paprštejn F. & Kloutvor J. (2006): Záchrana krajových odrůd ovocných dřevin v České republice. – Vědecké práce ovocnářské 20: 115–120.
- Pejchal M. & Šimek P. (2011): Sadovnická hodnota: oborový standard v zahradní a krajinářské architektuře. – In: Anonymus (ed.), Odborný seminář Provozní bezpečnost stromů, 24.–25. března 2011, Brno, Sborník přednášek, pp. 20–28, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a Lesnická a dřevařská fakulta Mendelovy univerzity, Brno. (CD-ROM)

Obnova (polo)přirozené vegetace na opuštěných polích Českého krasu

Alena Jírová

Lokalizace	 Český kras 49°52'–50°00' N, 14°03'–14°21' E; nadmořská výška 251–488 m
Ochranný status	CHKO
Ekosystém	Opadavý les (dominují mezofilní dubohabřiny a teplomilné doubravy), mezické i vlhké louky, křoviny, suché trávníky
Obnovená plocha	91,7 ha (110 původních opuštěných polí v roce 1975), 18 ha (46 dodnes spontánně se vyvíjejících opuštěných polí)
Náklady	0 Kč

Výchozí stav

Orná půda v České republice byla v důsledku politických a ekonomických změn v 90. letech masivně opouštěna stejně jako v ostatních středo- a východoevropských zemích (Brouwer & van der Straaten 2002). Nicméně k opouštění polí docházelo z různých příčin i dříve. V 70. letech bylo na území Českého krasu zaznamenáno 110 opuštěných polí, která zabírala 0,7 % rozlohy tohoto území (Osbornová et al. 1990). Tato případová studie se zabývá jen opuštěnými poli, jež byla ponechána samovolnému vývoji.

Abiotické podmínky

Podloží horninou většiny území je vápenec. Území je relativně teplé a suché s mírnými zimami. Průměrné roční teploty dosahují 8–9 °C a průměrný roční srážkový úhrn činí 530 mm.

Cíle

- Při výzkumu byly řešeny tyto hlavní otázky:
- Vyvíjejí se zde (polo)přirozená společenstva, tj. křovité trávníky a polopřirozené opadavé lesy, a pokud ano, z jakých druhů jsou složena a jaké jsou mezi těmito stádii rozdíly?
 - Jsou tato cílová společenstva předvídatelná?
 - Jaký vliv má okolní vegetace na zastoupení cílových druhů v pozdějších stádiích sukcese na opuštěných polích?

Sběr dat

1975	Klaudisová (1976) zapsala na 58 ze 110 opuštěných polí fytoocenologické snímky.
2008–2009	Opětovný zápis 28 z nich (Jírová et al. 2012).
2009–2011	Byl zapsán kompletní seznam cévnatých rostlin na 46 polích a v jejich okolí do vzdálenosti 100 m od okraje pole. Seznam byl pořízen i pro pole, která A. Klaudisová nesnímkovala; díky tomu se navýšil jejich počet.

Výsledky

Pozdní sukcesní stádía

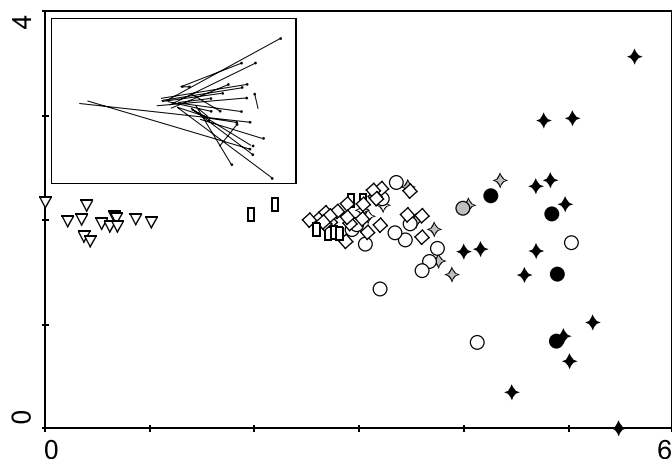
Spontánní vývoj opuštěných polí vede k cílovým společenstvům, tedy opadavým lesům a křovinatým trávníkům (Obr. 2). Vznik křovinatých trávníků, které tímto způsobem vznikají méně často než lesy, lze zhruba předpovídat na základě nižšího pH, menší hloubky půdy a zastoupení druhů suchých trávníků již v časných stádiích sukcese.

Vliv okolní vegetace na průběh sukcese

Celkem bylo v polích a jejich okolí zaznamenáno 589 cévnatých rostlin. Z nich bylo 154 klasifikováno jako cílové druhy (patřící podle



Obr. 1. Pozdní stadium křovinatých trávníků (stáří 58 let) na bývalém poli u Berounky u Srbska. (A. Jírová)



Obr. 2. Ordinance (DCA) původních (1975, prázdné symboly) a opakovaných (2008–2009, plné symboly) fytocenologických snímků vegetace opuštěných polí. Opakovaná pole jsou rozdělena na křovité trávníky (šedé) a opadavé listnaté lesy (černé). Tvary symbolů reprezentují jednotlivé věkové kategorie od opuštění pole: trojúhelníky 1–6 let, obdélníky 7–16 let, kosočtverce 17–30 let, kruhy 31–50 let, hvězdy >50 let od opuštění pole. První osa vysvětluje 6,4 % variability druhového složení. Šipky ve vloženém grafu spojují dvojice starých (1975) a nových (2008–2009) snímků stejné lokality. Zdroj: Jírová et al. (2012).

evropského klasifikačního systému do některé ze tříd: opadavé lesy – *Quercus-Fagetea*; suché trávníky – *Festuco-Brometea*; lesní lemy – *Trifolio-Geranietea*). Ostatní druhy byly různé běžné druhy, polní plodiny a plevely. Pouze 44 z cílových druhů bylo zaznamenáno jen v okolí a nikdy nebylo nalezeno v polích. Většina z nich (kromě 13 druhů) se ale v záznamech vyskytla jen jednou či dvakrát, takže lze jejich výskyt považovat za náhodný a není divu, že se do polí nedostaly. Obecně ale byly cílové druhy úspěšnější v obsazení starých opuštěných polí



Obr. 3. Vstavač nachový (*Orchis purpurea*). (A. Jírová)

než ostatní druhy. Zvýhodněny byly také druhy konkurenčně silné (C strategové) a druhy původní, což je z ochranného hlediska dobré zjištění.

V kolonizaci polí z okolí jsou nejúspěšnější následující 4 taxony: hvězdnice chlumní (*Aster amellus*), hloh (*Crataegus* sp.), růže (*Rosa canina* agg.) a svida krvavá (*Cornus sanguinea*), které všechny patří také do skupiny cílových druhů. Také některé ohrožené druhy se samovolně dostaly na pozorovaná opuštěná pole. Jsou to například vstavač nachový (*Orchis purpurea*), kamejka modronachová (*Lithospermum purpureocaeruleum*), hořeček brvitý (*Gentianopsis ciliata*) a bělozářka větevnatá (*Anthericum ramosum*).

Nové poznatky a perspektivy

Spontánní sukcese je v tomto případě vhodný prostředek k přírodě blízké obnově opuštěných polí. Cílová společenstva jako křovité trávníky a listnaté lesy se vyvinula bez jakéhokoli zásahu. Nicméně někdy je v případě křovitých trávníků žádoucí kontrolovaná redukce dřevin, aby se podpořilo zastoupení světlomilných druhů. Křovinaté trávníky, typické pro toto území, jsou z pohledu biodiverzity vzácným a žádaným biotopem.

Pro spontánní vývoj (polo)přirozených biotopů je nezbytný přírodní charakter okolí s dostatečným zdrojem diaspor.

Poděkování

Práce byla podpořena následujícími granty: MSM 6007665801, AVOZ 60050516, P505/11/0256, GAJU 138/2010/P a SGA2008/015.

Literatura

- Brouwer F. & van der Straaten J. (eds) (2002): Nature and agriculture in the European Union: New perspectives on policies that shape the European countryside. – Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- 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.
- Klauďisová A. (1976): Fytocenologicko-pedologická studie opuštěných polí Českého krasu. – Ms.; Diplomová práce, Kat. Bot. Přírod. fak. Univ. Karlovy, Praha.
- Osbornová J. M., Kovářová J., Lepš J. & Prach K. (eds) (1990): Succession in abandoned fields: studies in Central Bohemia, Czechoslovakia. – Kluwer, Dordrecht.

Závěr

Tato publikace odráží současný stav ekologie obnovy a praktické ekologické obnovy v České republice, ač jsou zde prezentovány jen vybrané příklady. Probíhá nebo je připravováno mnoho dalších obnovních projektů, přesto je jejich potřeba mnohem větší vzhledem k rozsahu poškození ekosystémů i celé krajiny. Doufáme, že země bude respektovat Konvenci o biologické diverzitě – Strategický plán na období po roce 2010, který doporučuje obnovit alespoň 15 % degradovaných ekosystémů do roku 2020.

Na základě zde shromážděných informací můžeme stanovit tyto závěry:

1. Naše krajina je tradičně založena na rozmanité jemnozrnné 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 a půdy pomocí těžké techniky „off-road activities“ apod. Zdá se, že obnova, která je heterogenní v prostoru a čase, je nejvíce efektivní. Uniformní, velkoplošné projekty, jako je například většina současných agroenvironmentálních programů, mohou být pro mnoho organismů nevhodné, pokud nebudou patřičně modifikovány.
2. 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.
3. Měla by se zlepšit spolupráce mezi vědeckými obory, praktiky, projektanty a veřejností. I během přípravy této publikace jsme viděli některé informační mezery a setkali jsme se s některými velmi úzce zaměřenými pohledy na problematiku, což snad tato publikace pomůže překonat.
4. 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.
5. Máme dobré vědecké a experimentální znalosti jak obnovit různé narušené ekosystémy především přírodě blízkými způsoby. Avšak je zde stále mnoho překážek ve smysluplné realizaci znalostí v praxi kvůli často malému zájmu majitelů a uživatelů pozemků, úředníků, projektantů a někdy i nevhodným zákonům.

Děkujeme Karlovi Fajmonovi za hodnotné komentáře a editorskou pomoc, Karolíně Šulové za korektury, Dagmar Uhýrkové za technickou pomoc s překreslením některých obrázků, Davidovi Jongepierovi za grafické zpracování celé publikace a především recenzentům Ladislavu Mikovi a Tomáši Kučerovi za cenné připomínky.

Editoři

Seznam autorů

Bastl Marek	Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice	marek.bastl@bf.jcu.cz
Bělohoubek Jiří	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Labské pískovce a krajské středisko Ústí nad Labem, Bělehradská 17, 400 01 Ústí nad Labem	jiri.belohoubek@nature.cz
Boček Stanislav	Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno	bocek@mendelu.cz
Brabec Jiří	Muzeum Cheb, příspěvková organizace Karlovarského kraje, nám. Krále Jiřího z Poděbrad 493/4, 350 11 Cheb	jbrabcak@seznam.cz
Bufková Ivana	Správa NP a CHKO Šumava, Sušická 399, 341 92 Kašperské Hory	ivana.bufkova@npsumava.cz
Čásek Jaromír	3E - projektování ekologických staveb s.r.o., Pražská 455, 393 01 Pelhřimov	j.casek@3eprojektovani.cz
Čiháková Kateřina	Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky, Benátská 2, 128 01 Praha 2	katerinacihakova@seznam.cz
Čížek Lukáš	Biologické centrum Akademie věd ČR, v.v.i., Entomologický ústav, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice; Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, katedra zoologie, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice	lukas.cizek@gmail.com
Dlouhá Veronika	Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky, Benátská 2, 128 01 Praha 2	veronika.dlouha@natur.cuni.cz
Donocik Roman	Českomoravský cement, a.s., nástupnická společnost, Mokrý 359, 664 09 Mokrý-Horákov	roman.donocik@cmcem.cz
Dvořák Petr	Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz, Ústav akvakultury, Husova tř. 458/102, 370 05 České Budějovice	dvorakp@frov.jcu.cz
Edwards Magda	Centrum výzkumu globální změny Akademie věd ČR, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice	edwards.m@czechglobe.cz
Frouz Jan	Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí, Benátská 2, 128 01 Praha 2	frouz@natur.cuni.cz
Gaisler Jan	Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., oddělení ekologie rostlin a herbologie, Rolnická 85/6, 460 01 Liberec; Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6	gaisler@fzp.czu.cz
Hanousek Martin	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Orlické hory a krajské středisko Hradec Králové, Pražská 155, 500 04 Hradec Králové	martin.hanousek@nature.cz
Harčarik Josef	Správa Krkonošského národního parku, Dobrovského 3, 543 01 Vrchlabí	jharcarik@krnap.cz
Hartvich Petr	Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz, Ústav akvakultury, Husova tř. 458/102, 370 05 České Budějovice	hartvich@frov.jcu.cz
Hejcman Michal	Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., oddělení ekologie rostlin a herbologie, Rolnická 85/6, 460 01 Liberec; Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6	hejcman@fzp.czu.cz
Heřman Petr	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Český kras, Karlštejn 85, 267 18 Karlštejn	petr.herman@nature.cz
Horn Petr	Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, katedra biologie ekosystémů, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice	petr.horn@seznam.cz
Jírová Alena	Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice; Botanický ústav Akademie věd ČR, v.v.i., Dukelská 135, 379 82 Třeboň	cralenka@yahoo.co.uk
Jiskra Petr	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Slavkovský les a krajské středisko Karlovy Vary, Drahomířino nábřeží 197/16, 360 09 Karlovy Vary	petr.jiskra@nature.cz
Jongepierová Ivana	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty a krajské středisko Zlín, Nádražní 318, 763 26 Luhačovice; Základní organizace Českého svazu ochránců přírody Bílé Karpaty, Bartolomějské nám. 47, 698 01 Veselí nad Moravou	ivana.jongepierova@nature.cz
Just Tomáš	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Středisko Praha a střední Čechy, U Šalamounky 41/769, 158 00 Praha 5	tomas.just@nature.cz
Klaudys Martin	Český svaz ochránců přírody Vlašim, občanské sdružení, Pláteníkova 264, 258 01 Vlašim	martin.klaudys@csop.cz

Konvička Martin	Biologické centrum Akademie věd ČR, v.v.i., Entomologický ústav, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice; Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, katedra zoologie, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice	konva333@gmail.com
Kopečková Michala	Občanské sdružení Ametyst, Koterovská 2127/84, 326 00 Plzeň	misa.kopeckova@gmail.com
Kovář Pavel	Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky, Benátská 2, 128 01 Praha 2	pavel.kovar@natur.cuni.cz
Král Kamil	Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i., odbor ekologie lesa, Lidická 25/27, 602 00 Brno	kamil.kral@vukoz.cz
Kříž Karel	Český svaz ochránců přírody Vlašim, občanské sdružení, Pláteníkova 264, 258 01 Vlašim	karel.kriz@csop.cz
Ludvíková Vendula	Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., oddělení ekologie rostlin a herbologie, Rolnická 85/6, 460 01 Liberec; Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6	ludvikovavendula@fzp.czu.cz
Malenovský Igor	Moravské zemské muzeum, Entomologické oddělení, Hviezdoslavova 29a, 627 00 Brno	imalenovsky@mzm.cz
Marhoul Pavel	Daphne ČR – Institut aplikované ekologie, Emy Destinové 395, 370 05 České Budějovice	pavel.marhoul@daphne.cz
Mayerová Hana	Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky, Benátská 2, 128 01 Praha 2	mayerova.ha@volny.cz
Mudrák Ondřej	Botanický ústav Akademie věd ČR, v.v.i., úsek ekologie rostlin, Dukelská 135, 379 82 Třeboň	ondrej.mudrak@centrum.cz
Münzbergová Zuzana	Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky, Benátská 2, 128 01 Praha 2; Botanický ústav Akademie věd ČR, v.v.i., Zámek 1, 252 43 Průhonice	zuzmun@natur.cuni.cz
Pavlu Lenka	Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., oddělení ekologie rostlin a herbologie, Rolnická 85/6, 460 01 Liberec; Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6	pavlul@fzp.czu.cz
Pavlu Vilém	Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., oddělení ekologie rostlin a herbologie, Rolnická 85/6, 460 01 Liberec; Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6	pavluv@fzp.czu.cz
Pelc František	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Kaplanova 1, 148 00 Praha 11	frantisek.pelc@nature.cz
Pešout Pavel	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, sekce ochrany přírody a krajiny, Kaplanova 1, 148 00 Praha 11; Český svaz ochránců přírody Vlašim, občanské sdružení, Pláteníkova 264, 258 01 Vlašim	pavel.pesout@nature.cz
Pithart David	Daphne ČR – Institut aplikované ekologie, Emy Destinové 395, 370 05 České Budějovice	david.pithart@daphne.cz
Ponikelský Jaroslav	Správa NP Podyjí, Na Vyhliďce 5, 669 02 Znojmo	ponikelsky@nppodyji.cz
Prach Karel	Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky, Na Zlaté stoce 1, 370 05 České Budějovice; Botanický ústav Akademie věd ČR, v.v.i., Dukelská 135, 379 82 Třeboň	prach@prf.jcu.cz
Rauch Ota	Botanický ústav Akademie věd ČR, v.v.i., Zámek 1, 252 43 Průhonice	rauch@butbn.cas.cz
Rous Jiří	Terén Design, s.r.o., Dr. Vrbenského 2874/1, 415 01 Teplice	jiri.rous@pireo.cz
Rous Vít	Grania s.r.o., nám. 14. října 1307/2, 150 00 Praha 5	rous.vitek@seznam.cz
Řehounek Jiří	Calla – Sdružení pro záchranu prostředí, Fráni Šrámka 35, 370 01 České Budějovice	rehounekj@seznam.cz
Řehounek Klára	Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice; Botanický ústav Akademie věd ČR, v.v.i., Dukelská 135, 379 82 Třeboň	ms_cora@hotmail.com
Salašová Alena	Mendelova universita v Brně, Zahradnická fakulta, Ústav plánování krajiny, Valtická 337, 691 44 Lednice	alena.salasova@mendelu.cz
Stíbal František	Správa NP a CHKO Šumava, Sušická 399, 341 92 Kašperské Hory	
Šlechtová Anna	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, oddělení druhové ochrany, Kaplanova 1, 148 00 Praha 11	anna.slechtova@nature.cz
Šrůtek Miroslav	Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky, Na Zlaté stoce 1, 370 05 České Budějovice; Botanický ústav Akademie věd ČR, v.v.i., oddělení geobotaniky, Zámek 1, 252 43 Průhonice	miroslav@srutek.cz
Tichý Lubomír	Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie, Kotlářská 2, 611 37 Brno	tichy@sci.muni.cz

Tichý Tomáš	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Český kras, Karlštejn 85, 267 18 Karlštejn	tomas.tichy@nature.cz
Trochta Jan	Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i., odbor ekologie lesa, Lidická 25/27, 602 00 Brno	jan.trochta@vukoz.cz
Tropek Robert	Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, katedra zoologie, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice; Biologické centrum Akademie věd ČR, v.v.i., Entomologický ústav, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice	robert.tropek@prf.jcu.cz
Vrška Tomáš	Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i., odbor ekologie lesa, Lidická 25/27, 602 00 Brno	tomas.vrska@vukoz.cz
Zámečník Jaroslav	Muzeum východních Čech v Hradci Králové, Eliščíno nábřeží 465, 500 01 Hradec Králové; Hutur, občanské sdružení, J. Purkyně 1616, 500 02 Hradec Králové	j.zamecnik@muzeumhk.cz
Zimmermann Kamil	Biologické centrum Akademie věd ČR, v.v.i., Entomologický ústav, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice	cimmin@gmail.com

Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky

Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (AOPK ČR) je státní instituce, která zabezpečuje odbornou a praktickou péči o přírodu a krajinu v České republice.

AOPK sleduje stav naší přírody:

- náleží databáze ochrany přírody obsahuje 7 milionu údajů
- odborně podporuje rozhodování veřejné správy
- zpracovává odborné podklady k vytváření soustavy Natura 2000 a doporučené zásady péče o všech 11 ptačích oblastí a 1087 evropsky významných lokalit.
- odborně vymezuje a spravuje národní systém ekologické stability krajiny
- na expertní úrovni zastupuje stát u Evropské komise

AOPK spravuje s výjimkou národních parků všechna nejvýznamnější chráněná území v České republice. O tato území pečuje, zajišťuje zde výkon státní správy a zpracovává plány péče. Chráněná území ve správě AOPK tvoří přibližně 15% plochy České republiky:

- 24 chráněných krajinných oblastí
- 213 národních přírodních rezervací a památek
- 537 přírodních rezervací a památek

AOPK připravuje a realizuje záchranné programy pro ohrožené druhy.

AOPK ČR využívá ekonomické nástroje k podpoře opatření v krajině:

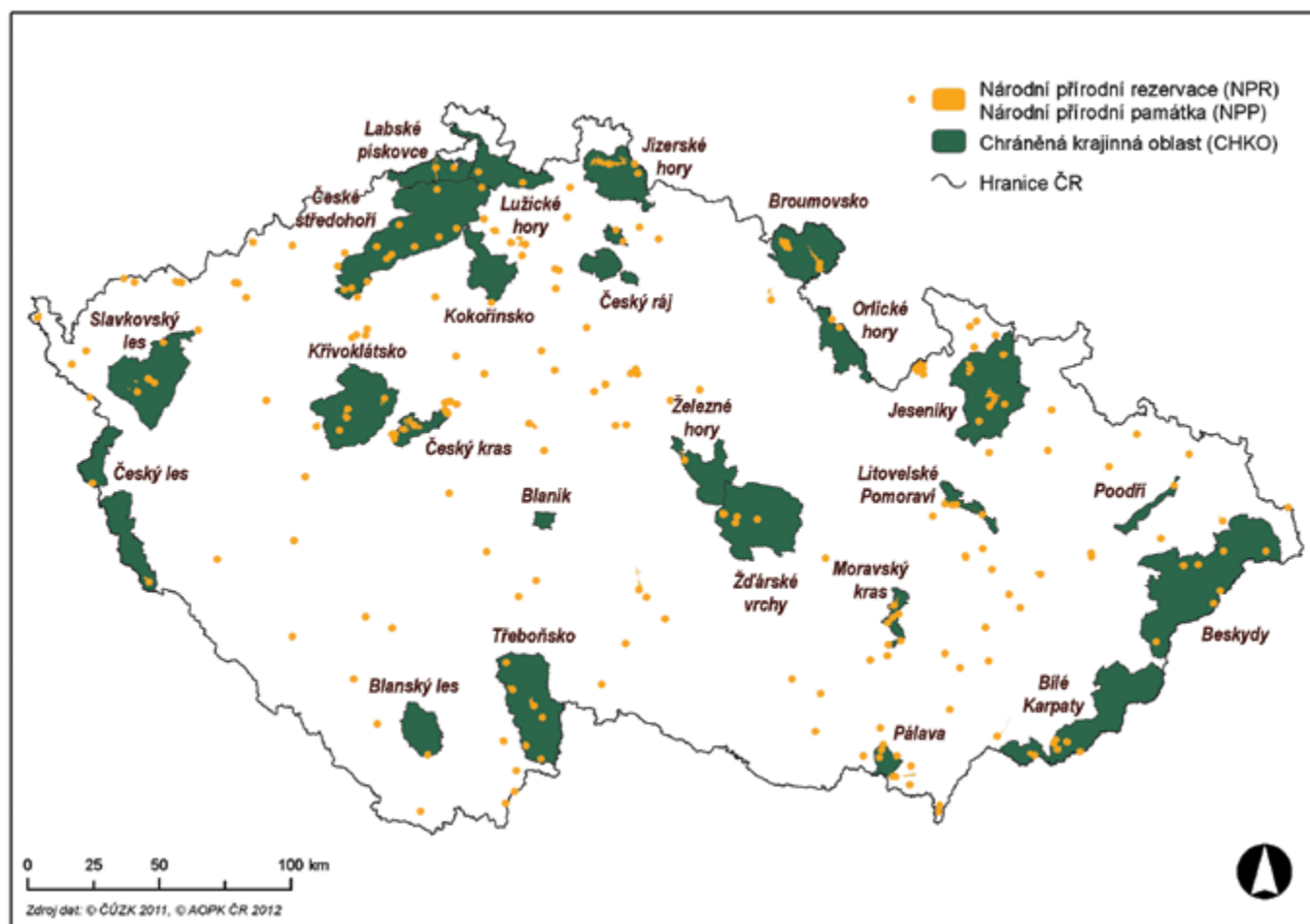
- výsadbu rozptýlené zeleně, protierozní opatření
- revitalizaci toků, obnovu mokřadů
- péči o cenné biotopy
- zlepšování druhové a prostorové skladby lesa

AOPK přibližuje veřejnosti krásy naší přírody:

- ve formě 91 naučných stezek v různých chráněných územích
- programem návštěvnických středisek Dům přírody
- recenzovaným sborníkem Příroda, časopisem Ochrana přírody a další publikační činností

Více na www.nature.cz

Adresa: Kaplanova 1931/1, Praha 11, Chodov



Společnost pro ekologickou obnovu (SER – Society for Ecological Restoration)

8. evropská konference o ekologické obnově je pravidelnou akcí evropské sekce Společnosti pro ekologickou obnovu (Society for Ecological Restoration). Tato nezisková organizace byla založena roku 1987 v USA. Nyní má asi dva a půl tisíce členů, individuálních i kolektivních, z cca 40 zemí světa, včetně České republiky. Sdružuje vědce, ochránce přírody, politiky i zástupce veřejné správy. Od roku 1993 vydává vědecký časopis *Restoration Ecology*, který je hlavní celosvětovou platformou oboru. Vydává též praktičtější zaměřený časopis *Ecological Restoration* a elektronický týdenní bulletin *RESTORE*. Evropská sekce oficiálně vznikla roku 2001, ale již od roku 1996 probíhají evropské konference. Více na www.ser.org.



Pracovní skupina pro ekologii obnovy

Pracovní skupina pro ekologii obnovy byla založena při katedře botaniky Přírodovědecké fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Pod vedením prof. Karla Pracha sdružuje tato neformální skupina botaniky i další odborníky z fakulty a dalších institucí, především ústavů Akademie věd ČR. Členové se věnují zejména využití ekologické sukcese v obnově člověkem narušených míst po těžbě, obnově ekosystémů na opuštěných polích, obnově zanedbaných lučních porostů a obnově přirozeného druhového složení lesů. Výsledky jsou publikovány jak v odborných ekologických časopisech, tak i v popularizačních publikacích. Důležitou činností skupiny je šíření myšlenky ekologické obnovy do běžné praxe a mezi širokou veřejnost. Pracovní skupina je hlavním organizátorem 8. evropské konference o ekologické obnově v roce 2012.

Více na <http://botanika.prf.jcu.cz/restoration>.

Stručné hodnocení publikace



Pro moderní ochranu přírody užitečná publikace, která na řadě případů ukazuje zkušenosti, výsledky, ale i problémy v praxi aplikované ekologie obnovy na území České republiky. Dokumentuje velkou šíři možných postupů, podmínky, za jakých je možné je využívat, finanční náročnost i míru podpory vybraným projektům. Přes fakt, že ekologie obnovy je relativně velmi mladou ekologickou disciplínou, publikace jasně dokládá, že na území České republiky má už docela slušnou tradici. Z prezentovaných příkladů je zřejmé, že zatímco v některých případech je možné po obnově ponechat restaurovaný ekosystém přírodním procesům a zůstane zachována jeho žádoucí dynamika aniž by docházelo k jeho zpětné degradaci, v řadě případů je další vývoj závislý na vhodně uplatňovaném managementu a tím pádem i na dostupnosti potřebných lidských i finančních zdrojů.

Všechny poznatky včetně zdokumentovaných problémů a objasněných výzev do budoucna mají nesmírnou hodnotu z hlediska nejen ochrany přírody, konkrétních přírodních fenoménů a krajiny, ale i z hlediska naplňování mezinárodních závazků České republiky – ať už jde o evropskou soustavu Natura 2000 a evropské směrnice k ochraně přírody, nebo povinnost obnovit 15 % degradovaných ekosystémů na našem území do roku 2020.

Výhodou publikace je, že je stručná, přehledná, dobře dokumentovaná fotografiemi i grafickými přílohami a přináší také kontakty na autory, kteří mohou každému zájemci předat další podrobné zkušenosti.

Ladislav Miko



Tento sborník je především přehledným souhrnem celé řady ochrannářských aktivit, nastartovaných často v minulosti, které v současnosti přinášejí zásadní poznatky o managementu druhů, biotopů i rozsáhlých území. Sborník se systematicky zabývá problematikou takzvaného ochrannářského i obnovního managementu, jak na ekosystémové úrovni, tak na prostorové škále, a dokumentuje jednotlivé aktivity od přeměny lesů přes tradičně obhospodařované travní porosty až po revitalizaci mokřadů a obnovu přirozeného stavu vodních toků.

Značná pozornost je věnována územím narušeným odvodněním (rašeliníště) a těžbou, v nichž se dodnes vynakládají obrovské prostředky na sporné rekultivace. Přitom prezentované dílčí studie dokládají, že přírodu lze na těchto stanovištích (pískovny, lomy, výsypky, odkaliště) obnovit i spontánní sukcesí.

V sekci Opuštěné vojenské prostory jsou prezentovány zásady trvale udržitelného hospodaření v těchto územích. Je to v době, kdy armáda plánuje rozsáhlé uvolňování vojenských prostorů veřejnosti, a kdy je tedy víc než aktuální vědět, jakým způsobem tato území uchopit a udržet v nich zcela specifickou biotu, která se za desetiletí vojenského režimu vytvořila. Zdejší společenstva jsou iniciálními sukcesními stadii a vyžadují pro své zachování tzv. disturbanční management, tj. pravidelné narušování.

Závěrečná část se zabývá problematikou obnovy krajiny.

Editorům se podařilo sjednotit jednotlivé příspěvky tak, že je možné řadu informací, včetně výše finanční podpory, srovnat. To jsou nesmírně cenné informace, které zásadně doplňují naši představu o „ceně přírody“. Důležité jsou i chronologické tabulky obnovních opatření, které ukazují, že ekologická obnova biotopů a ekosystémových funkcí je dlouhodobá a vymyká se zcela dleče příslušných dotačních programů.

Sborník se nepochybně stane vyhledávanou příručkou o ekologické obnově nejenom v běžné ochrannářské praxi, ale i mezi studenty a pedagogy.

Tomáš Kučera

